











---

# **METODOLOGÍA DE ANÁLISIS INTEGRAL DE LA INFORMACIÓN PARA LA GESTIÓN DE RESIDUOS**

Tesis doctoral presentada por: Iraia Oribe Garcia

Dirigida por:

Dra. Ainhoa Alonso Vicario y

Dra. Ana M<sup>a</sup> Macarulla Arenaza

dentro del Programa de Doctorado en Ingeniería Informática y de Telecomunicación





---

# **METODOLOGÍA DE ANÁLISIS INTEGRAL DE LA INFORMACIÓN PARA LA GESTIÓN DE RESIDUOS**

Tesis doctoral presentada por: Iraia Oribe Garcia

Dirigida por:

Dra. Ainhoa Alonso Vicario y  
Dra. Ana M<sup>a</sup> Macarulla Arenaza

dentro del Programa de Doctorado en Ingeniería Informática y de Telecomunicación

La doctoranda

Las directoras

Bilbao, noviembre de 2015





## ESKERRAK

---

*Duela lau urte hasitako bidaiari amaiera emateko ordua iritsi da. Bidai luzea, batzuetan gogorra besteetan alaia. Jakintzaz beteriko bidaia. Begiak argitu dizkidan bidaia.*

*Hamaika bidaiariekin disfrutaturiko bidaia. Bidegurutzeetan norabidea adierazi didaten **Ainhoa** eta **Ana**. Momentu orotan aholkua emateko prest egon diren **Cristina** eta **Cruz**. Etorkizuna gure eskuetan zegoelako eta dagoelako, nirekin motxila hartu eta bidaiari ekin zioten lagunak: **Iban**, **Maria**, **Mikel**, **Oihane**, **Gorka** eta **Ander**. Eskerrak ere **Deustotech Energia** saileko gainontzeko kideei, bidea egiten lagundu izangatik.*

*Bidaia ezinezkoa litzateke zuek barik, momentu latzetan zein momentu onetan nirekin egon zaretelako. **Aita** eta **ama**, nigan beti sinetsi izangatik. **Kaiet** eta **Nahia**, esfortzuak pena merezi duelako. **Osaba Sebasten**, egunero zerbait ikasten delako. Zuek, **lagunak**, mundua konponduko genuelakoan eztabaida sakon horietan iritsiak partekatu izanagatik.*

***Unairi** bereziki, bidaiaren hasieran patuak idatzita ote, nire bidaiari elkartu zinelako. Bi hasi eta hiru bukatu. **Zu,ni** eta **Ekain**.*

*Esker mila danori.*





## LABURPENA

---

*Hondakinak ekoizpen prozesuen eta eguneroko ohituren emaitza dira. Hondakinen kudeaketa iraunkor bat bermatzea ezinbestekoa da ingurumenean eta gizakion osasunean eragiten dituzten ondorioak minimizatzeko.*

*Informazio eskasia da hondakinen kudeaketaren arduradunek aurre egin behar dioten erronka nagusia. Informazio egoki barik harturiko erabakiek, bai datu urritasunagatik bai fidagarritasun ezagatik, kudeaketa sostengaezin bat dakarte, zeinak ingurumenean, osasunean eta ekonomian ondorio zuzenak dituen.*

*Informazioa ezinbestekoa da hondakinen kudeaketaren fase guztietan. Hondakinen sorrera saihesteko, toki bakoitzean sortzen dena ezagutu behar da ondoren prebentzio kanpainak diseinatu ahal izateko. Neurri berean, herri baten hondakinen sorrera distribuzioa ezagututa, alegia, nork (sortzailea), zer (frakzio mota), nola (bereizketa maila) eta noiz (sorrera maiztasuna), bilketa sistemen diseinua optimoa bermatzen du.*

*Bestetik, eta nazioarte mailan printzipio gidaria den “kutsatzen duenak ordaintzen du” baldintzapean, nork-zer-nola ezagutu behar da, sortzaile bakoitzari dagokion kostua egokitu ahal izateko, sistemarekin arduratsuak direnak, arduragabeak finantzatu ez ditzaten.*

*Azkenik ere, hondakin korrante bakoitzari dagokion kudeaketa estrategia erabakitzeke, hondakinen karakterizazioa ezagutu behar da, baliabideen dimentsionamendu flexible bat bermatzeko.*

*Tesi hau, Bizkaiako hondakinen sorreraren kuantifikazioa eta karakterizazioa aintzat hartuta, eta kudeaketa baliabideen analisia eginda, hondakinen kudeaketarako informazioaren analisia egiteko metodologia bat aurkezten du. Metodologiak toki bakoitzaren hondakinen kudeaketaren ezaguera maila ezagutzea ahalbidetzen du.*

*Lehen Kapituluuan hondakinen kudeaketaren problematikaren jatorria aurkezten da.*

*Ondoren, eta hondakinen kudeaketaren inguruko informazioaren aplikagarritasunean sakontze aldera, bigarren Kapituluuan arloko egoera ikertu da hondakinen modelatzean eta ebaluaketaren inguruan. Modelatzearen analisia, hondakinen kudeaketaren etapa desberdinen arabera sailkatu da: hondakinen sorrera, bilketa eta tratamendua.*

*Hirugarren Kapituluuan informazioaren jatorria aztertu egin da, ala hondakinen sorreraren karakterizazioan sakonduz. Sorreraren karakterizazioak zer (hondakin mota), nork (sortzailea) eta nola (bereizketa maila) inguruko informazio barne hartzen ditu. Horretarako Euskal Autonomia Erkidegoan dauden hondakin bilketa sistema nagusiak aztertu dira, hala nola, edukiontzien bidezko sistemak eta atez ateko sistema.*

*Hondakinen kudeaketarako azken tratamenduak laugarren Kapituluuan aztertu egin dira, diseinu egoki baterako beharrezkoa den informazioan sakonduz.*

*Hirugarren eta laugarren kapituluetan ateratako informazioa hiru helbururekin erabili izan da:*

- *Bizkaian hondakinen sorrerarengan eragina duten faktoreak identifikatu*
- *Etorkizuneko hondakin sorrera iragarri*
- *Bizkaiko hondakinen kudeaketa sistema ebaluatu*

*Bosgarren Kapituluuan Bizkaiko udalerrien hondakin sorrera iragartzen duen modelo bat aurkezten da. Halaber hondakinen sorrerarengan eragina duten faktoreak identifikatu dira.*

*Seigarren Kapituluuan Bizkaiko hondakinen kudeaketa sistema ebaluatu egin da adierazle teknikoak eta bizi-zikloaren azterketa erabiliz.*

*Azkenik, zazpigarren Kapituluaren hondakinen kudeaketarako informazioaren analisia aztertzeke metodologia aurkezten da. Metodologia honek funtsezko hiru aspektu identifikatu ditu non informazioa eraztea ezinbestekoa den:*

- *Sorreraren karakterizazioa*
- *Eszenatokiaren karakterizazioa*
- *Baliabideen erabilpenaren karakterizazioa*

*Lehen aspektuak nork-zer-nola hondakinak sortzen dituen biltzen ditu. Eszenatokiaren karakterizazioak, aldiz, sistemaren informazio osagarria aztertzen du. Eta azkenik, baliabideen erabilpenaren karakterizazioan, sisteman erabiltzen diren baliabideen analisia egiten da. Doktore tesia bosgarren eta seigarren kapituluetan burututako ikerketetan metodologia aplikatuz bukatzen da.*





## RESUMEN

---

*Los residuos son el resultado de los procesos productivos y de los hábitos de vida. Una gestión sostenible de los mismos es esencial en aras de minimizar los efectos adversos sobre el medioambiente y la salud humana.*

*El principal reto al que tienen que hacer frente los encargados de la gestión de residuos para una gestión sostenible es la escasez de datos. Las decisiones tomadas sin la información adecuada, bien por falta de ella o bien por la fiabilidad de los datos, se traduce habitualmente en una gestión insostenible con consecuencias directas en el medioambiente, en la salud humana y en la economía.*

*La información es necesaria en todas y cada una de las etapas de la gestión integral de residuos. Es preciso conocer qué se está generando para poder diseñar campañas educativas y de concienciación que favorezcan la prevención de la generación.*

*Es clave también conocer la distribución de la generación a lo largo de un municipio y territorio, es decir, conocer qué (tipo de fracción), quién (generador) y cómo (nivel de separación) se está generando, para poder diseñar servicios de recogida ad hoc que favorezcan una mayor separación de los residuos.*

*Asimismo, y bajo el principio rector europeo e internacional de que quien contamina paga, es preciso conocer quién, qué y cómo lo está generando para poder asignar a cada agente su coste correspondiente evitando así que los agentes corresponsabilizados con la gestión de residuos subvencionen de facto a los sujetos pasivos.*

*Finalmente, a la hora de decidir las vías de tratamiento para cada una de las fracciones es necesario contar con información relativa a su volumen de generación y composición para poder dimensionarlas de una manera flexible para hacer frente a las necesidades actuales sin comprometer la gestión futura.*

*Esta tesis presenta una metodología de análisis de la información para la gestión de residuos que permite conocer el estado de un escenario en lo que se refiere a la información relativa a su sistema de gestión de residuos. De igual manera permite conocer el grado de objetividad de los estudios realizados.*

*En el Capítulo 1 se ha introducido el origen de la problemática de la gestión de residuos.*

*Posteriormente y con el objetivo de ahondar en la utilización que se hace de la información relativa a la gestión de residuos, en el Capítulo 2 se ha analizado el estado de la cuestión en torno al modelado y evaluación de la gestión de residuos de origen doméstico. El análisis del modelado se ha clasificado según las distintas etapas de la gestión de residuos: generación, recogida y gestión final.*

*Con el objetivo de extraer la información en el Capítulo 3 se ha ahondado en la caracterización de la generación, esto es, se han caracterizado los sistemas de extracción de información relativos a conocer qué (tipo de fracción), quién (generador) y cómo (nivel de separación) se está generando. Para ello, se han analizado los sistemas de mayor implantación en la Comunidad Autónoma Vasca: dos sistemas de recogida basados en contenedores y un sistema basado en la individualización del depósito, el conocido como puerta a puerta.*

*En el Capítulo 4 se han descrito las principales vías de gestión final de los residuos existentes en la Comunidad Autónoma Vasca profundizando en la información necesaria para un buen diseño de cada uno de ellos.*

*La información extraída en los Capítulos 3 y 4 se ha utilizado con tres objetivos:*

- *Identificar los factores impulsores de la generación de residuos en Bizkaia*

- *Predecir la generación futura en Bizkaia*
- *Evaluar el sistema de gestión integral de residuos en Bizkaia*

*En el Capítulo 5 se ha modelado la generación de residuos mediante el uso de modelos de factores, prediciendo la generación de residuos e identificando los factores impulsores de la generación.*

*En el Capítulo 6 se ha evaluado el sistema de gestión integral de residuos de Bizkaia mediante el uso de indicadores de rendimiento y la aplicación del Análisis de Ciclo de Vida para la cuantificación de indicadores de impacto ambiental. El sistema de recogida se ha analizado utilizando el municipio de Sopela como caso de estudio donde se han analizado los sistemas de 4 y 5 contenedores, con la información disponible del municipio, y se ha simulado el sistema puerta a puerta.*

*Finalmente se ha realizado un análisis conjunto para analizar la relación entre los indicadores de impacto cuantificados en el estudio de Análisis de Ciclo de Vida y los indicadores de rendimiento.*

*Finalmente, en el Capítulo 7 se presenta la metodología propuesta para el análisis integral de la información en la gestión de residuos. Esta metodología identifica tres aspectos de los que es esencial extraer información para poder realizar estudios con la calidad suficiente:*

- *Caracterización de la generación*
- *Caracterización del escenario*
- *Uso de los recursos*

*El primer aspecto se refiere a conocer quién, qué y cómo se genera la información que se extrae del sistema de recogida. El segundo aspecto, caracterización del escenario, pretende describir el escenario de partida, y el tercer y último aspecto, es una descripción de los recursos utilizados en el escenario.*

*La tesis concluye con la aplicación de esta metodología en los estudios realizados en los Capítulos 5 y 6.*





## ABSTRACT

---

*Urban wastes are the result of the production processes and daily habits. In order to minimize the adverse effect into the environment and on the human health, a sustainable management is essential.*

*The planning of waste management strategies needs tools to support decisions at all stages of the process (generation, collection and treatment). The main challenge that waste managers face is the lack of data. Making decisions without rigorous knowledge, whether caused by lack in amount or in reliability, may have serious consequences. It usually turns into an inappropriate management with direct consequences on the cost, the efficiency of the facilities, the use of resources and the environmental impact of the system at local or global level.*

*Data is essential in each and every stage of the integrated waste management. It is necessary to know what is being generated in order to design educational and awareness campaigns to promote the prevention of the generation. It is also important to know the generation patterns and distribution along a municipality and within a territory, that is, to know what kind of waste is being generated by who and how (degree of separation). and thus, be able to design an optimum ad hoc collection service for each location.*

*Additionally, and taking in mind the European and international guiding principle of “the polluter pays”, it is necessary to know who is generating what and how in order to assign to each generator its corresponding tax.*

*Finally, the designing of a waste treatment strategy needs data about the quantity and quality of the waste in order to design flexible infrastructures able to cope with current and future management needs.*

*In this thesis a new methodology is presented in order to analyze the knowledge degree regarding urban waste management within a municipality or a territory taking into account the waste characterization and the usage of resources.*

*In the first chapter the problem of the waste management is introduced. In the second chapter the state of the art related to the modeling of the waste management is done, distinguishing between the different steps of the waste management: generation, collection and treatment.*

*In the third chapter, it has been deepened in the characterization of the generation, that is, determine what (waste fraction), who (waste generator) and how (separation level). It has been also evaluated three collection systems set up in the Basque Country by applying different performance indicators.*

*In the fourth chapter, the main waste treatments implanted in the Basque Country has been described.*

*The information extracted in the chapters 3 and 4 has been used for three goals:*

- *To identify factors leading to the waste generation in Biscay*
- *To forecast waste generation in Biscay*
- *To evaluate waste management system in Biscay*

*In the chapter 6 the waste management system has been evaluated using different performance indicators and applying Life Cycle Assessment in order to quantify impact indicators.*

*Finally, in the chapter 7 the new methodology is presented in order to analyze the available information regarding waste management systems. The methodology has identified three crucial aspects in which is fundamental the information extraction:*

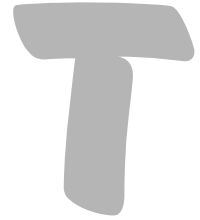
- *Waste generation characterization*
- *Scenario characterization*

- *Characterization of the resources use*

*The first characterization aims to identify what-who-how is being generated. The second characterizations goal is to describe the scenario in which the information is going to be used. The last characterizations objective is to assess the resources used in the different steps of the waste management.*

*To sum up the methodology is applied in the studies carried out in the fifth and sixth chapters.*





# ÍNDICE GENERAL

---

Eskerrak.....	V
Laburpena .....	VII
Resumen .....	XI
Abstract.....	XV
Índice general .....	XIX
Índice de figuras .....	XXV
Índice de tablas .....	XXIX
Contribuciones científicas.....	XXXIII
<b>1 Introducción.....</b>	<b>1</b>
1.1 Contexto y motivación .....	3
1.1.1 Los residuos y la sostenibilidad .....	3
1.1.2 De una economía lineal a una circular .....	6
1.1.3 Concepto Zero Zabor - Basura Cero - Zero Waste .....	7
1.1.4 Normativa en materia de residuos urbanos.....	8

1.1.4.1	Competencias administrativas en materia de residuos .....	8
1.1.4.2	Evolución de la terminología .....	11
1.1.4.3	Hacia un sociedad eficiente en el uso de recursos .....	12
1.2	Objetivo de la investigación .....	14
1.3	Metodología de la investigación .....	15
1.3.1	Identificación de la brecha de la investigación.....	17
1.3.2	Análisis de las fuentes de información .....	17
1.3.3	Experimentación.....	18
1.3.4	Análisis de la potencialidad de la información .....	18
1.4	Estructura de la tesis .....	19
1.5	Alcance de la tesis y caso de estudio .....	22
<b>2</b>	<b>Estado del arte .....</b>	<b>25</b>
2.1	Introducción .....	27
2.2	Modelado de la gestión integral de residuos.....	27
2.2.1	Modelado de la generación de residuos .....	28
2.2.2	Modelado de la recogida de residuos .....	30
2.2.3	Modelado de la gestión integral de residuos .....	31
2.3	Análisis de ciclo de Vida .....	35
2.3.1	Definición del objetivo y del alcance .....	35
2.3.2	Análisis del inventario de ciclo de vida (ICV) .....	39
2.3.3	Evaluación del impacto del ciclo de vida (EICV) .....	40
2.3.4	Interpretación del ciclo de vida .....	42
2.4	Herramientas para estudios de ACV y gestión de residuos .....	42
2.5	Evaluación de la gestión integral de residuos. ....	46
2.5.1	Indicadores de rendimiento medioambiental.....	48
2.5.2	Indicadores de impacto medioambiental.....	52
2.5.3	Sesgo en los indicadores.....	53

<b>3</b>	<b>Caracterización de la generación de residuos</b> .....	<b>57</b>
3.1	Introducción .....	59
3.2	Clasificación de los residuos .....	60
3.3	Alcance de la caracterización .....	63
3.3.1	Fracciones primarias y secundarias .....	65
3.3.2	Composición elemental .....	65
3.4	Cuantificación de la generación .....	68
3.4.1	Importancia de la participación ciudadana .....	70
3.4.2	Clasificación de los sistemas de recogida .....	71
3.4.2.1	<i>Factor de proximidad</i> .....	71
3.4.2.2	<i>Número de fracciones recogidas</i> .....	73
3.4.2.3	<i>Tipo de almacenamiento</i> .....	74
3.4.2.4	<i>Sistema de identificación y cuantificación</i> .....	74
3.4.3	Eficiencia de los sistemas de recogida .....	76
3.5	Análisis de los sistemas de pre-recogida en Bizkaia y Gipuzkoa .....	77
3.5.1	Sistema de 4 contenedores .....	77
3.5.2	Sistema de 5 contenedores .....	79
3.5.3	Sistema de recogida puerta a puerta .....	81
3.6	Caracterización de la composición .....	85
3.6.1	Caracterización en Bizkaia .....	85
3.6.2	Caracterización en Gipuzkoa .....	87
3.6.3	Caracterización estatal .....	91
3.7	Conclusiones .....	93
<b>4</b>	<b>Gestión final de residuos</b> .....	<b>99</b>
4.1	Introducción .....	101
4.2	Separación de residuos .....	103
4.3	Reciclaje .....	107
4.3.1	Reciclaje del papel y cartón .....	109
4.3.2	Reciclaje de plásticos .....	110

4.3.3	Reciclaje de vidrio.....	111
4.3.4	Reciclaje de metales.....	112
4.4	Tratamientos biológicos.....	112
4.4.1	Compostaje.....	113
4.4.2	Digestión anaerobia.....	116
4.5	Valorización térmica de residuos.....	117
4.6	Depósito controlado o vertedero.....	121
4.7	Conclusiones.....	122
<b>5</b>	<b>Modelado de la generación de residuos.....</b>	<b>125</b>
5.1	Introducción.....	127
5.2	Clasificación de los modelos de generación de residuos.....	129
5.2.1	Modelos de factores.....	129
5.2.2	Modelos de series temporales.....	131
5.2.3	Modelado basados en técnicas inteligentes.....	132
5.3	Metodología.....	132
5.3.1	Captura y análisis de datos.....	135
5.3.2	Construcción del modelo.....	136
5.3.3	Estratificación.....	138
5.3.4	Capacidad predictiva.....	138
5.4	Resultados.....	139
5.4.1	Captura de datos.....	139
5.4.2	Análisis de datos.....	140
5.4.3	Inicialización del modelo.....	141
5.4.4	Construcción del modelo.....	143
5.4.5	Estratificación de los municipios de Bizkaia.....	146
5.4.6	Capacidad predictiva de los modelos.....	150
5.5	Conclusiones.....	151

<b>6</b>	<b>Evaluación de la gestión de residuos .....</b>	<b>155</b>
6.1	Introducción .....	157
6.2	Metodología .....	159
6.2.1	Caso de estudio .....	159
6.2.2	Descripción del sistema gestión de residuos.....	161
6.2.3	Límites del sistema .....	166
6.2.4	Evaluación de los sistemas de gestión.....	168
6.3	Análisis del inventario .....	173
6.3.1	Almacenamiento temporal.....	173
6.3.2	Recogida y transporte .....	179
6.3.3	Gestión final de residuos .....	184
6.4	Resultados .....	188
6.4.1	Indicadores de rendimiento .....	188
6.4.2	Indicadores de impacto .....	193
6.5	Conclusiones .....	204
<b>7</b>	<b>Integración de la información para procesos de toma de decisión .....</b>	<b>207</b>
7.1	Introducción .....	209
7.2	Extracción de la información en el sistema de gestión de residuos.....	211
7.2.1	Caracterización de la generación.....	211
7.2.2	Caracterización del escenario.....	214
7.2.3	Uso de recursos .....	219
7.3	Uso de la información .....	220
7.3.1	Identificación de los factores conducentes de la generación.....	220
7.3.2	Predicción de la generación .....	222
7.3.3	Evaluación ambiental del sistema .....	222
7.3.4	Eficiencia técnica del sistema .....	222
7.4	Análisis del estado de la información para el caso de estudio.....	223
7.4.1	Caracterización de la generación.....	223
7.4.2	Caracterización del escenario.....	223

7.4.3	Uso de los recursos.....	225
7.5	Integración de criterios de calidad.....	226
7.6	Conclusiones .....	236
7.7	Líneas futuras .....	238
<b>Bibliografía .....</b>		<b>241</b>
<b>Abreviaturas.....</b>		<b>267</b>
<b>Glosario .....</b>		<b>273</b>
<b>ANEXO A: Fuentes de información.....</b>		<b>279</b>
<b>ANEXO B: Análisis de correlación.....</b>		<b>307</b>
<b>ANEXO C: Estado del arte .....</b>		<b>319</b>
<b>ANEXO D: Escenarios .....</b>		<b>329</b>
<b>ANEXO E: Contribuciones científicas.....</b>		<b>335</b>



## ÍNDICE DE FIGURAS

---

<b>Figura 1.1.</b> Evolución de la huella ecológica (área requerida para proveer los servicios ecológicos utilizados), biocapacidad global (tierra efectivamente disponible para proveer los servicios) y población mundial (WWF Internacional, 2004). .....	4
<b>Figura 1.2.</b> Emisiones de GEI por sectores CNAE en la Comunidad Autónoma Vasca en 2012...5	5
<b>Figura 1.3.</b> Jerarquía de acción en materia de gestión de residuos .....	9
<b>Figura 1.4.</b> Metodología de la investigación.....	16
<b>Figura 1.5.</b> Estructura de la tesis .....	20
<b>Figura 1.6.</b> Distribución de los municipios vizcaínos de acuerdo con los criterios de los sistemas integrados de gestión (Gobierno Vasco, 2010, 2009): rural (< 5.000 hab), semi-urbano (5.000 < hab < 50.000) , urbano (hab > 50.000).....	22
<b>Figura 1.7.</b> Evolución del grado de fraccionamiento de las principales corrientes residuales en Bizkaia .....	23
<b>Figura 2.1.</b> Diferentes objetivos a abordar en la gestión de residuos. ....	29
<b>Figura 2.2.</b> Utilización (%) y aspectos considerados (medioambientales/económicos/sociales) de las distintas metodologías de análisis analizadas por (Allesch y Brunner, 2014) .....	34
<b>Figura 2.3.</b> Fases de un análisis de ciclo de vida (Comité Europeo de Normalización, 1997). ..	36
<b>Figura 2.4.</b> Tipos de ACV según su alcance .....	37
<b>Figura 2.5.</b> Cadena causa-efecto .....	38
<b>Figura 2.6.</b> Inventario de ciclo de vida por proceso unitario .....	40
<b>Figura 2.7.</b> Proceso de evaluación del impacto del ciclo de vida .....	41
<b>Figura 2.8.</b> Etapas del ciclo de vida de un producto (A), de un servicio (B) y de la gestión de residuos (C) .....	43

<b>Figura 2.9.</b> Definiciones del ratio de reciclaje .....	50
<b>Figura 2.10.</b> Metodología para captura de datos relativa a la gestión de residuos .....	51
<b>Figura 3.1.</b> Enfoques para la clasificación de residuos (GRID-ARENDAL, 2006) .....	61
<b>Figura 3.2.</b> Clasificación de residuos según el lugar de generación en la cadena de consumo.	62
<b>Figura 3.3.</b> Niveles de detalle para la caracterización de la generación de residuos .....	64
<b>Figura 3.4.</b> Poder calorífico neto de distintas plantas de valorización energética .....	67
<b>Figura 3.5.</b> La separación de los residuos en sus distintas posibilidades .....	69
<b>Figura 3.6.</b> Componentes de la etapa de recogida de residuos .....	70
<b>Figura 3.7.</b> Modelo Tríada aplicado al comportamiento sobre la recogida separada .....	71
<b>Figura 3.8.</b> Clasificación de los sistemas de recogida en base a la distancia entre el origen y el punto de depósito (Alvarez <i>et al.</i> , 2010). .....	72
<b>Figura 3.9.</b> Porcentaje de recogida selectiva según el sistema de recogida implantado en municipios gipuzkoanos durante el 2013 (Kontsortzioa, 2013).....	82
<b>Figura 3.10.</b> Grado de fraccionamiento de la recogida 4PaP para el año 2013 .....	84
<b>Figura 3.11.</b> Evolución de la caracterización de la fracción orgánica recogida en el municipios de Hernani (Udala, 2014).....	84
<b>Figura 3.12.</b> Caracterización de la fracción RESTO en Bizkaia (Idema, 2003c). .....	86
<b>Figura 3.13.</b> Caracterizaciones de los residuos domésticos en Bizkaia .....	86
<b>Figura 3.14.</b> Caracterización de los residuos domésticos según las distintas zonas homogéneas para el año 2003. ....	88
<b>Figura 3.15.</b> Caracterización de la fracción RESTO en Gipuzkoa durante los años 2001, 2007 y 2012 .....	88
<b>Figura 3.16.</b> Caracterización de la fracción RESTO según sistema de recogida en Gipuzkoa 2012 (GFA, 2012c) .....	90
<b>Figura 3.17.</b> Evolución de la caracterización de la bolsa de basura domiciliaria en Gipuzkoa ..	91
<b>Figura 3.18.</b> Caracterización de la fracción RESTO a nivel estatal y el impacto de la estacionalidad.....	92
<b>Figura 3.19.</b> Caracterización de la bolsa de basura a nivel estatal y el impacto de la estacionalidad.....	92
<b>Figura 3.20.</b> Comparación de las últimas caracterizaciones de los tres escenarios analizados	95
<b>Figura 3.21.</b> Comparación de las caracterizaciones de la fracción RESTO para Bizkaia en 2003, y Gipuzkoa en 2012 para el sistema de recogida 4C. ....	96
<b>Figura 4.1.</b> Flujos principales de una planta de Tratamiento Mecánico Biológico (TMB) .....	106
<b>Figura 4.2.</b> Producción de materiales a nivel mundial (Worrell y Reuter, 2014).....	108
<b>Figura 4.3.</b> Esquema de reacciones de la digestión anaerobia.....	116
<b>Figura 4.4.</b> Distintos tratamientos termales y sus necesidades de aireación.....	118
<b>Figura 4.5.</b> a) Esquema ciclo combinado genérico. b) Esquema ciclo combinado de Zabalgarbi (Zabalgarbi, 2011).....	121

<b>Figura 4.6.</b> Esquema simplificado de una caracterización multi-output y una caracterización multi-input (Jungbluth y Frischknecht, 2009).....	123
<b>Figura 5.1.</b> Evolución de los RD per cápita real y predicho para el territorio histórico de Bizkaia .....	128
<b>Figura 5.2.</b> Evolución de la generación de RD per cápita en Gipuzkoa y comparativa con la previsión del Plan de residuos .....	128
<b>Figura 5.3.</b> Metodología para la construcción de los modelos.....	134
<b>Figura 5.4.</b> Análisis de consistencia global de la generación de residuos domésticos <i>per cápita</i> .....	140
<b>Figura 5.5.</b> Ajuste modelo parcial.....	144
<b>Figura 5.6.</b> Criterio del gráfico de codo para decidir número de grupos significativos.....	147
<b>Figura 5.7.</b> Principales características (valores medios) de los grupos identificados en base una tasa alta (A), media (M) o baja (B) de la tasa de desempleo o densidad comercial minorista. (tasPARO y COME1 en el eje izquierdo, y denPOP en el eje derecho) .....	147
<b>Figura 5.8.</b> Ajustes para los modelos de los grupos identificados: a) modelo $C_{AA}$ , b) modelo $C_{MA}$ , y c) modelo $C_{BB}$ .....	149
<b>Figura 6.1.</b> Entradas y salidas de un sistema de gestión de residuos.....	160
<b>Figura 6.2.</b> Diferencia entre recogida (línea roja) y transporte (línea azul).....	162
<b>Figura 6.3.</b> Límites del sistema de la gestión de residuos para el análisis ambiental y cuantificación de las corrientes residuales .....	165
<b>Figura 6.4.</b> Metodología para la evaluación de los escenarios propuestos.....	172
<b>Figura 6.5.</b> Modelos de regresión con la categorización Cat 1_6: a) fracción envases ligeros, b) papel y cartón, c) fracción vidrio, y d) fracción resto. ....	177
<b>Figura 6.6.</b> Ratio de contenerización (RC) de cada fracción según categorización de la población .....	177
<b>Figura 6.7.</b> Ubicación de las paradas y de la ruta de recogida en Sopela: a) Fracción resto, b) Papel y cartón .....	180
<b>Figura 6.8.</b> Grado de fraccionamiento de los tres sistemas de recogida analizados.....	188
<b>Figura 6.9.</b> Grado de separación obtenido para cada fracción mediante los tres sistemas de recogida analizados .....	189
<b>Figura 6.10.</b> Grado de separación bruto obtenido para cada fracción tras el pre-tratamiento de la fracción resto en la planta de tratamiento mecánico biológico. ....	191
<b>Figura 6.11.</b> Categorías de impacto para los 5 escenarios analizados. La primera columna describe el impacto neto del escenario, la segunda muestra la contribución de las etapas de recogida y tratamiento por separado.....	194
<b>Figura 6.12.</b> Categorías de impacto para los 5 escenarios analizados. La primera columna describe el impacto neto del escenario, la segunda muestra la contribución de la gestión de cada corriente residual. ....	196
<b>Figura 6.13.</b> Contribución de los componentes de la recogida al impacto global.....	198

**Figura 6.14.** Evolución de la contribución de la componente transporte a la categoría cambio climático, de acuerdo a distintas distancias hasta instalación. ....199

**Figura 6.15.** Contribución de los distintos tratamientos al impacto global.....201

**Figura 6.16.** Contribución de la gestión final de cada fracción al impacto global .....202

**Figura 6.17.** Impacto neto, generado y evitado en la categoría cambio climática para: a) procesos de reciclaje, b) procesos de incineración. ....203

**Figura 7.1.** Objetivo de los artículos de la Tabla C.1.....210

**Figura 7.2.** Alternativas del sistema de identificación y cuantificación.....212

**Figura 7.3.** Escenarios posibles para la caracterización de la generación según criterios: identificación y sistema de control del depósito .....213

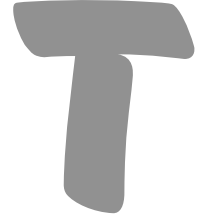
**Figura 7.4.** Escenarios de datos posibles relativos a la caracterización de los escenarios .....215

**Figura 7.5.** Escenarios de datos relativos a la caracterización del uso de recursos .....219

**Figura 7.6.** Escenarios posibles de la caracterización de la generación .....227

**Figura 7.7.** Escenarios posibles de la caracterización del escenario y uso de los recursos (a), y su combinación en información complementaria (b).....227

**Figura 7.8.** Escenarios potenciales según disponibilidad de la información .....229



## ÍNDICE DE TABLAS

---

---

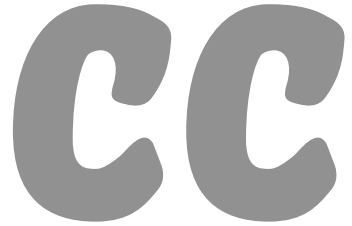
<b>Tabla 1.1.</b> Transposición de la legislación comunitaria al marco legislativo estatal. ....	10
<b>Tabla 2.1.</b> Descripción de distintas metodologías de metodologías para la toma de decisión. ....	32
<b>Tabla 2.2.</b> Clasificación de las principales herramientas .....	45
<b>Tabla 2.3.</b> Descripción de distintos indicadores .....	55
<b>Tabla 3.1.</b> Valores del IPCC para contenidos de carbono fósil de algunas fracciones residuales .....	68
<b>Tabla 3.2.</b> Potencial de captación por fracciones en función de los sistemas de recogida .....	76
<b>Tabla 3.3.</b> Promedio de recogida separada de cada fracción (doce años desde implantación, 112 municipios). ....	78
<b>Tabla 3.4.</b> Fracciones secundarias de los envases ligeros y los impropios para el territorio de Bizkaia en el año 2012 (Garbiker, 2013) .....	78
<b>Tabla 3.5.</b> Promedio de recogida separada de cada fracción (tres años desde implantación, 4 municipios) .....	80
<b>Tabla 3.6.</b> Alternativas del modelo de recogida PaP (Fracciones en gris claro se recogen mediante sistema PaP. Fracciones en gris oscuro mediante contenedor) .....	81
<b>Tabla 3.7.</b> Promedio de recogida separada de cada fracción (tres años desde implantación, 3 municipios) .....	83
<b>Tabla 3.8.</b> Resumen de los resultados relativos a la eficiencia técnica de los sistemas de recogida de separada de residuos analizados .....	93

<b>Tabla 4.1.</b> Alternativas para la valorización energética de residuos y su porcentaje de energía renovable (modificado de (Fenercom, 2012)) .....	102
<b>Tabla 4.2.</b> Eficiencia de las distintas PSC de envases ligeros en la CAV (MAAMA, 2012b) .....	104
<b>Tabla 4.3.</b> Balance de las planta Araba y datos de diseño de la planta Bizkaia .....	105
<b>Tabla 4.4.</b> Emisiones gaseosas durante el procesos de compostaje debido a la degradación de la materia orgánica (Boldrin et al., 2009b) .....	115
<b>Tabla 4.5.</b> Rango de contenido de N,P y K en el compost y ratio de sustitución .....	115
<b>Tabla 4.6.</b> Composición del biogás según el residuo de origen (Rasi, 2009) .....	117
<b>Tabla 4.7.</b> Resumen de las características mínimas necesarias para proceder a un análisis básico de la estrategia de gestión .....	124
<b>Tabla 5.1.</b> Resumen de las principales características de los modelos analizados.....	133
<b>Tabla 5.2.</b> Criterios establecidos para reducir el conjunto de variables explicativas, y las variables eliminadas .....	142
<b>Tabla 5.3.</b> Variables significativas pre-seleccionadas para la inicialización del modelo PM ...	142
<b>Tabla 5.4.</b> Tabla resumen para el modelo parcial (PM).....	145
<b>Tabla 5.5.</b> Principales características de los modelos construidos para los tres grupos de municipios identificados .....	148
<b>Tabla 5.6.</b> Valores MAPE obtenidos para cada modelo construido, y agregado para el caso de los clústeres. ....	150
<b>Tabla 6.1.</b> Impactos (☹️) y beneficios (😊) ambientales derivados de las distintas etapas involucradas en la gestión de residuos.....	158
<b>Tabla 6.2.</b> Gestores de las fracciones vidrio, plásticos, papel y cartón, y metales según el código LER en la CAV (Ingurumena, 2014b) .....	164
<b>Tabla 6.3.</b> Destino de las fracciones recogidas en cada escenario evaluado .....	167
<b>Tabla 6.4.</b> Indicadores de rendimiento utilizados en la evaluación de los escenarios .....	170
<b>Tabla 6.5.</b> Indicadores de impacto utilizados en la evaluación de los escenarios de gestión y resumen de la metodología midPoint utilizada.....	170
<b>Tabla 6.6.</b> Categorización de los municipios (número de municipios) .....	175
<b>Tabla 6.7.</b> Mejor modelo obtenido para cada categorización de la población (Pop).....	176
<b>Tabla 6.8.</b> Tamaño medio de las familias (EUSTAT, 2006).....	178
<b>Tabla 6.9.</b> Inventario de la etapa de almacenamiento temporal para Sopela .....	178
<b>Tabla 6.10.</b> Inventario de la etapa recogida y transporte para el municipio de Sopela .....	183
<b>Tabla 6.11.</b> Balance input-output de los pre-tratamientos de las fracciones reciclables .....	185
<b>Tabla 6.12.</b> Recuperación (%) de las fracciones en la planta de TMB (Montejo et al., 2013) .	185
<b>Tabla 6.13.</b> Necesidades auxiliares de la planta de compostaje .....	186
<b>Tabla 6.14.</b> Consumo medio de materiales auxiliares en plantas de valorización energéticas de España y Portugal (Margallo et al., 2014) .....	187
<b>Tabla 6.15.</b> Porcentaje de recogida selectiva total (RS <sub>t</sub> ) de los sistemas evaluados .....	188

<b>Tabla 6.16.</b> Porcentaje de gestión en los distintos tratamientos y generación de residuos secundarios para cada escenario según la aproximación utilizada .....	192
<b>Tabla 7.1.</b> Criterios de clasificación de los artículos .....	209
<b>Tabla 7.2.</b> Criterios de calidad de la caracterización de la composición basado en la matriz de Pedigree .....	218
<b>Tabla 7.3.</b> Criterios de calidad de los datos para los inventarios de ciclo de vida basado en la matriz de Pedigree propuesta por (Weidema y Wesnaes, 1997) .....	221
<b>Tabla 7.4.</b> Análisis de la calidad de la información relativa a la composición de Bizkaia 2003 .....	224
<b>Tabla 7.5.</b> Análisis de la calidad de la información relativa a la composición de Gipuzkoa 2012 .....	224
<b>Tabla 7.6.</b> Análisis de la calidad de la información relativa a los inventarios de ciclo de vida de manera genérica .....	225
<b>Tabla 7.7.</b> Información complementaria de cada escenario y el semáforo de complejidad ...	228
<b>Tabla A.1.</b> Campos de la información relativa a la cuantificación de la generación de los municipios de Bizkaia (BFA, 2012b) .....	281
<b>Tabla A.2.</b> Matriz de caracterización de Bizkaia .....	282
<b>Tabla A.3.</b> Campos de la información relativa a la cuantificación de la generación de los municipios de la mancomunidad de Urola Kosta (Elkartea, 2013) .....	283
<b>Tabla A.4.</b> Campos de la información relativa a la cuantificación de la generación de los municipios de la mancomunidad de San Marcos .....	284
<b>Tabla A.5.</b> Campos de la información relativa a la cuantificación de la generación de los municipios de Gipuzkoa (Kontsortzioa, 2013) .....	285
<b>Tabla A.6.</b> Matriz de caracterización fracción resto Gipuzkoa 2007 (GFA, 2007) .....	287
<b>Tabla A.7.</b> Matriz caracterización fracción resto en Gipuzkoa 2012 (GFA, 2012c) .....	289
<b>Tabla A.8.</b> Matriz de caracterización a nivel estatal (MAAMA, 2012a) .....	290
<b>Tabla A.9.</b> Fuentes de datos para la caracterización de la generación .....	292
<b>Tabla A.10.</b> Cuestionario enviado a municipios y mancomunidades .....	293
<b>Tabla A.11.</b> Respuesta del municipio de Sopela al cuestionario para el año 2012 .....	295
<b>Tabla A.12.</b> Panel de indicadores de Udalmap .....	296
<b>Tabla A.13.</b> Indicadores Eustat .....	305
<b>Tabla B.1.</b> Variables pre-seleccionadas y sus estadísticos .....	309
<b>Tabla B.2.</b> Correlación bivariadas para la inicialización de los modelos .....	312
<b>Tabla B.3.</b> Valores de indicadores de impacto ambiental .....	313
<b>Tabla B.4.</b> Valores indicadores de rendimiento ambiental .....	314
<b>Tabla B.5.</b> Tratamiento de residuos primarios en los distintos tratamientos y generación de residuos secundarios .....	315
<b>Tabla B.6.</b> Correlaciones entre indicadores de impacto e indicadores de rendimiento .....	315

**Tabla C.1.** Artículos revisados según criterios: base de datos: SCOPUS, keywords: municipal solid waste management; periodo: 2015-2010.....321

**Tabla D.1.** Escenarios según calidad de la información.....331



## CONTRIBUCIONES CIENTÍFICAS

---

### **Artículos en revistas científicas:**

*Identification of influencing municipal characteristics regarding household waste generation y their forecasting ability in Biscay.* Iraia Oribe-García, Oihane Kamara-Esteban, Cristina Martín, Ana M. Macarulla-Arenaza, Ainhoa Alonso-Vicario (2015). Waste Management. 39 (26-34)

### **Capítulos de libro:**

*A comparative study for energetic valorisation of partially digested sewage sludge.* Ainhoa Alonso-Vicario, Ana M. Macarulla-Arenaza, Iraia Oribe-García, Alberto Macarulla-Arenaza (2015). Waste to energy (105-113). ISBN: 978-1-78466-060-4

### **Congresos internacionales:**

*Quantifying the environmental impact of different methodologies for waste collection in Biscay.* Ander Pijoan-Lamas, Iraia Oribe-García, Cruz E. Borges, Cristina Martin, Ainhoa Alonso-Vicario (2015). ISWA15 7-9 Septiembre 2015 (Antwerp, Belgium)

*Quantifying technical y environmental efficiency for different waste collection systems in Biscay.* Iraia Oribe-García, Ana M. Macarulla-Arenaza, Cristina Martin, Ainhoa Alonso-Vicario (2015). ISWA15 7-9 Septiembre 2015 (Antwerp, Belgium)

*A new decision support tool for hazardous waste recovery: A multicriteria analysis* (2015). Ana M. Macarulla Arenza, Iraia Oribe-García, Cristina Martin, Ainhoa Alonso-Vicario. ISWA15 7-9 Septiembre 2015 (Antwerp, Belgium)

*Agent based simulations for the estimation of sustainability.* Ander Pijoan-Lamas, Cruz E. Borges, Iraia Oribe-García, Cristina Martin, Ainhoa Alonso-Vicario (2015). International Conference on computational science (ICCS2015) 1-3 June 2015 (Reykjavik, Iceland)

*Hiri-hondakinak biltzeko sistemem efizientzia teknikoa eta bizi-zikloaren azterketa.* Iraia Oribe-García, Ander Pijoan-Lamas, Ana M. Macarulla-Arenaza, Ainhoa Alonso-Vicario (2015). Ikergazte15 13-15 May 2015 (Durango, Spain)

*Geosimulaciones: cuando un SIG no es suficiente.* Ander Pijoan-Lamas, Oihane Kamara-Esteban, Cruz E. Borges, Iraia Oribe-García, Cristina Martin, Ainhoa Alonso-Vicario (2015). IX Jornadas de SIG Libre 26-27 2015 (Girona, Spain)

*Environmental impact quantification of two large WWTPs in Gipuzkoa (Spain) by LCA.* Iraia Oribe-García, Ana M. Macarulla-Arenaza, Cristina Martin, Ainhoa Alonso-Vicario (2013). International Society for Industrial Ecology Conference (ISIE 2013), 25-28 June 2013 (Ulsan, South Korea)

*Automatic System for sustainability y transparency of waste management based on traceability.* Ana M. Macarulla-Arenaza, Carlos Gracia-Frias, Iraia Oribe-García, Juan Jose Echevarria, Ainhoa Alonso-Vicario (2013). International Society for Industrial Ecology Conference (ISIE 2013), 25-28 June 2013 (Ulsan, South Korea)

*Uso de Fuentes de información geográfica voluntarias en proyectos de ingeniería.* Cruz E. Borges, Ander Pijoan-Lamas, Gorka Sorrosal, Iraia Oribe-García, Mikel Gonzalez, Oihane Kamara-Esteban (2013). VII Jornadas de SIG Libre 7-9 March 2013 (Girona, Spain)

*A comparative study for energetic valorization of partially digested sewage sludge.* Ainhoa Alonso-Vicario, Ana M. Macarulla-Arenaza, Iraia Oribe García, Alberto Macarulla-Arenaza (2012). 6th International Conference on Waste Management y the Environment, The Wessex Institute of Technology, 4-7 July 2012 (New Forest, UK)

*Establecimiento y análisis de los escenarios relativos a la producción, procesamiento y gestión de lodos de depuradora para el desarrollo de una herramienta de toma de decisión para su minimización y valorización.* Iraia Oribe García, Ainhoa Alonso-Vicario, Ana M. Macarulla-Arenaza (2012). 50th Anniversary Conference Engineering: Science y Technology, Tecnun-Universidad de Navarra, 1-2 June 2012 (Donostia-San Sebastián, Spain)

*Sistema de soporte de toma de decisiones para la minimización y valorización intersectorial de corrientes residuales,* Oribe García, Iraia (2012). VIII Jornada de Sistemas Industriales y Tecnologías Energéticas (JOSITE2012), Universidad Pontificia Comillas, 5th July 2012 (Madrid, Spain)

# C<sub>1</sub>

## INTRODUCCIÓN

---

*Los residuos constituyen un problema grave al que es necesario poner solución. La gestión incorrecta de los residuos contribuye al empeoramiento del medioambiente, tanto contaminando suelos y recursos hídricos, como contribuyendo al cambio climático, afectando negativamente a la salud de las personas y a su calidad de vida. Además esta mala gestión provoca la pérdida innecesaria de recursos.*

*En este Capítulo se realiza un breve repaso a la situación pasada y actual en materia de gestión de residuos. Asimismo, se establece el objetivo y la estructura de la tesis, y se describe el caso de estudio.*



## 1.1 Contexto y motivación

En este apartado se introduce la problemática de la gestión de residuos y las principales líneas de actuación para avanzar hacia un escenario de residuo cero. Asimismo, se presentan los objetivos y la estructura de la tesis, así como la metodología empleada y la descripción del principal caso de estudio.

### 1.1.1 Los residuos y la sostenibilidad

En las últimas décadas, debido al desarrollo económico y a la intensa actividad humana se ha propiciado un consumo no controlado de los recursos naturales, así como la contaminación de la atmósfera, de los recursos hídricos y de los suelos. Sus consecuencias, además de alterar el ecosistema, han resultado en muchos casos perjudiciales para la salud humana y han provocado una importante pérdida de la calidad de vida en algunas zonas.

La crisis energética de los comienzos de los años setenta puso en jaque a los llamados países desarrollados sobre la dependencia de los combustibles fósiles, y llevó al debate público la necesidad de tomar medidas de ahorro energético, un interés mayor sobre la búsqueda de energías alternativas y sobre la urgencia de desarrollar productos ambientalmente responsables. El informe *Los Límites del Crecimiento* llamó la atención sobre el rápido crecimiento de la población mundial y las incidencias negativas que ésta tenía sobre las materias primas y los recursos energéticos finitos (Meadows *et al.*, 1972).

La *huella ecológica*, es decir, la suma de todos los bienes y servicios ecológicos demandados por la humanidad, en términos de área productiva, para producir los recursos y asimilar los residuos generados (Wackernagel *et al.*, 1999), es un buen indicador de esto. A finales de setiembre del 2011 la Tierra ya había agotado su presupuesto de recursos naturales para ese año. En 2014 alcanzó su límite a mediados de agosto, y actualmente se estima que la economía mundial usa en recursos el equivalente a 1,5 planetas (Diez, 2011; Parlamento Europeo, 2015; WWF, 2014).

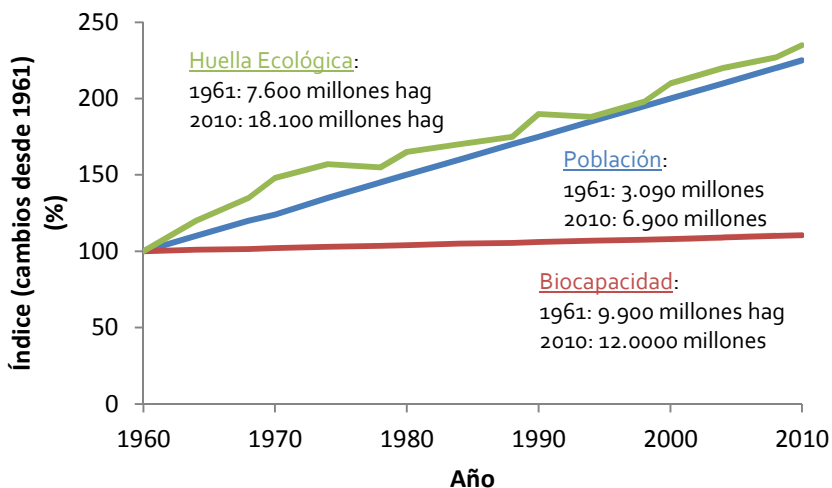
A la vez que los avances tecnológicos han propiciado un aumento del rendimiento de las zonas biológicamente productivas (biocapacidad), paralelamente los modelos de

consumo y producción no-sostenibles han favorecido la producción masiva de residuos y emisiones con efectos adversos sobre el medioambiente (Figura 1.1).

El resultado de la crisis energética de los 70 y de las crisis posteriores hizo replantarse los modos de vida y dio lugar a lo que hoy conocemos como Desarrollo Sostenible. Hablar de *sostenibilidad* es hablar de cómo mantener las condiciones de vida actuales sin comprometer las necesidades futuras (WCED, 1987). Si bien tres son los pilares de la sostenibilidad (sociedad, medio ambiente y economía), con el tiempo el crecimiento económico parece haber eclipsado los otros dos pilares, supeditando la protección del medio ambiente y el desarrollo social a los límites del sistema económico capitalista. Sin embargo, no se puede obviar que sin la protección del medio donde habitamos, no es posible mantener la vida.

La sostenibilidad requiere de una gestión eficiente de los recursos naturales (Goodland, 1995), así como de un nuevo enfoque en las soluciones propuestas (Idson *et al.*, 2007). Si bien es cierto que muchos han sido los progresos realizados en materia medioambiental, la propia Comisión Europea apuntaba que estos no han sido suficientes para invertir las tendencias insostenibles (Comisión Europea, 2006).

Los residuos son el resultado del uso ineficaz de los recursos naturales en las actividades humanas (del Val, 2010). La razón principal para aprovechar al máximo los residuos no ha cambiado a la largo de los siglos: los recursos naturales son finitos.

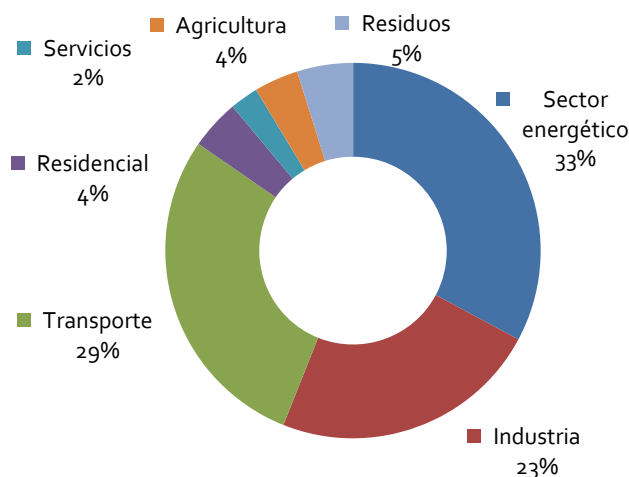


**Figura 1.1.** Evolución de la huella ecológica (área requerida para proveer los servicios ecológicos utilizados), biocapacidad global (tierra efectivamente disponible para proveer los servicios) y población mundial (WWF Internacional, 2004).

La producción masiva de productos no reutilizables ni reciclables, combinada con una gestión que no favorece la recuperación de materiales escasos en la naturaleza, hace que los residuos constituyan un problema ambiental grave en sí mismos, y al mismo tiempo, estén en el origen de muchos otros como la contaminación de las aguas, la tierra y el aire. Todo ello, con los correspondientes riesgos asociados para la salud humana.

Además del agotamiento de recursos, el sector de residuos contribuye al cambio climático. Este sector, aun no presentando en valores relativos una contribución significativa frente al total (Figura 1.2), genera metano (CH<sub>4</sub>) y óxido de nitrógeno (N<sub>2</sub>O) como principales gases de efecto invernadero (GEI), con un potencial de calentamiento global 25 y 298 veces respectivamente mayor que el dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) (Forster *et al.*, 2007).

Así, en 2012 las emisiones directas derivadas del sector de los residuos en la Comunidad Autónoma Vasca (CAV) rozó las 900 toneladas, es decir, el 5% del total de los emisiones de GEI generadas fueron derivadas de este sector. En este sector, el tipo de tratamiento escogido para la gestión de los residuos tiene una influencia directa en la liberación al medio ambiente de GEI (Ingurumena, 2014a). Así, la instalación medular de la gestión de residuos en Bizkaia, la incineradora Zabalgardi, es la quinta instalación en emisiones de GEI de la CAV, aunque sería la tercera si se contabilizaran también las emisiones de CO<sub>2</sub> de origen biogénico (Gobierno Vasco, 2014).



**Figura 1.2.** Emisiones de GEI (toneladas) por sectores CNAE en la Comunidad Autónoma Vasca en 2012.

A pesar de los avances tecnológicos y legislativos realizados, los residuos siguen constituyendo un problema y es aún importante la fracción que va directamente al último nivel establecido por la jerarquía de prioridades, disposición en vertedero. El volumen de residuos sigue aumentando. En algunos casos la legislación se aplica de forma deficiente y existen grandes diferencias entre las políticas estratégicas (Comisión Europea, 2014a).

Prevenir el agotamiento de los recursos naturales exige fomentar políticas de consumo sostenible, así como estrategias de gestión basadas en la prevención, eficiencia material y recuperación de recursos. Sin nuevas iniciativas que propicien una mejora en la gestión de residuos, se seguirán perdiendo infinidad de recursos. Es más, se seguirán necesitando inversiones faraónicas en tratamientos inflexibles y de gran escala para la fracción no recuperable, que impedirá el avance hacia escenarios de reducción de la generación y recuperación de recursos, esto es, avanzar hacia la sostenibilidad.

### **1.1.2 De una economía lineal a una circular**

La conciencia por la protección del medio ambiente ha perdurado a lo largo de los siglos. Las comunidades ancestrales convivían y se desarrollaban en armonía con el medio natural. Sin embargo, con el paso del tiempo el desarrollo del ser humano se realizó alrededor de una sociedad con grandes necesidades de extracción de recursos naturales y de poca conciencia ambiental donde se pensaba que los recursos naturales eran ilimitados.

El deterioro ambiental, como resultado del crecimiento industrial así como poblacional, es un hecho ante el que se deben replantear, por un lado, las actitudes hacia el consumo, y por otro, los procesos de producción bajo una óptica de máxima protección de los recursos naturales.

En las últimas décadas se ha tomado conciencia de que los problemas medioambientales derivados de la industria nacen del uso de procesos de producción estrictamente lineales, es decir, extracción de materias primas, procesamiento de dichas materias, y devolución de los residuos producidos al sistema natural. Es necesario implementar escenarios alternativos a este tipo de producción.

La alternativa a este tipo de patrón de funcionamiento, difícilmente sostenible tanto medioambiental como económicamente, se viene planteando desde diversas teorías

enmarcadas en la *Ecología Industrial*. Es necesaria una transición hacia sistemas de economía circular, es decir, sistemas en los que el flujo de residuos de una industria o actividad se incorpore a otra convirtiéndose en materia prima para la segunda, con lo que se busca cerrar el ciclo de materia (Ayres y Ayres, 2002; Chertow, 2004).

La política medioambiental europea apuesta por la prevención de la cantidad y la peligrosidad de los residuos como primera opción de tratamiento (Comisión Europea, 2014b). Progresar en la eco-eficiencia y desmaterialización de la economía es esencial si se quiere disminuir la huella ecológica de un país. Una economía eficiente en la utilización de los recursos naturales está mejor equipada para orientarse hacia la innovación y el conocimiento. Los países escandinavos han demostrado, en la práctica a lo largo de la última década, que una economía que se orienta hacia la innovación y el conocimiento, y que lo hace de una manera respetuosa con el medio ambiente es, al mismo tiempo, generadora de empleo de calidad, crecimiento económico y cohesión social.

### **1.1.3 Concepto Zero Zabor - Basura Cero - Zero Waste**

En los años setenta se acuña un nuevo concepto llamado *Basura Cero* de la mano de Paul Palmer. Este concepto adquiere fuerza a finales de la década de los 90 con el objetivo de no enviar ningún residuo a vertedero (Zaman, 2015).

El concepto Basura Cero, es reconocido como uno de los conceptos más visionarios para dar solución al problema de la generación y gestión de los residuos (Zaman y Lehmann, 2011).

En 2009 la Alianza Internacional de Basura Cero lo definió como *un objetivo ético, económico, eficiente y visionario, para guiar a la sociedad hacia un cambio en sus hábitos de vida y emular así los ciclos naturales, donde todos los materiales desechados se convierten en recursos para otros usos. Basura Cero significa el diseño y gestión de los productos y procesos para evitar y eliminar sistemáticamente el volumen y la toxicidad de los residuos y materiales, conservar y recuperar todos los recursos, y no quemar ni depositarlos* (ZWIA, 2009).

Es un cambio hacia una sociedad sostenible. Mejora la economía local mediante la creación de nuevos puestos de trabajo, así como la calidad del medioambiente y la salud humana por la reducción y eliminación de elementos tóxicos, y no compromete la calidad de vida de las generaciones futuras (Connett, 2014).

En 2013 se adoptó la jerarquía de acción *Basura Cero*. La jerarquía comienza con la premisa de reducir, reutilizar y reciclar. A continuación, pone de relieve que la recuperación de energía sólo es aceptable mediante el uso de sistemas que operen a temperatura y presiones biológicas. El vertido es el último escalón si y sólo si, los materiales desechados han sido previamente clasificados para separar los materiales reciclables, tóxicos y estabilizables biológicamente. Además, antes del vertido, los materiales deben ser analizados e investigados para determinar qué productos y materiales deben ser rediseñados en el futuro. La jerarquía aboga por no quemar los residuos mezclados, dado que los sistemas de alta temperatura volatilizan los metales pesados y producen dioxinas y furanos.

#### **1.1.4 Normativa en materia de residuos urbanos**

##### **1.1.4.1 Competencias administrativas en materia de residuos**

A la hora de analizar la normativa en materia de residuos se debe tener en cuenta la legislación comunitaria, estatal, autonómica y local. Las Directivas Europeas son la principal forma jurídica utilizada en el ámbito comunitario en materia de residuos.

La *Directiva 2008/98/CE* de 19 de noviembre de 2008 sobre residuos, es la Directiva Marco de Residuos (DMR) la cual establece, entre otras, la jerarquía de prioridades en lo que a gestión de residuos se refiere (Figura 1.3), así como los objetivos de recogida selectiva y valorización material se refiere. La Directiva se encuentra actualmente en revisión con el objeto de redactar una nueva Directiva más rigurosa en lo que a separación de residuos se refiere.

Complementariamente a la DMR conviven otras directivas relativas a los tratamientos de residuos como son la *Directiva 1999/31/CE* de 26 de abril de 1999 relativa al vertido de residuos, o la *Directiva 2010/75/CE* de 24 de noviembre de 2010, sobre las emisiones industriales donde se establecen las emisiones de las instalaciones de valorización energética térmica de residuos. Asimismo, se deben analizar las Directivas relativas a la gestión específica de algunas corrientes residuales como la *Directiva 94/62/CE* relativa a los envases y sus residuos, la *Directiva 2012/19/CE* sobre residuos de aparatos eléctricos y electrónicos, la *Directiva 2000/53/CE* relativa a los vehículos al final de su vida útil, y la *Directiva 2006/66/CE* relativa a las pilas y acumuladores y a los residuos de pilas y acumuladores.



**Figura 1.3.** Jerarquía de acción en materia de gestión de residuos (Gobierno de España, 2011)

Por otro lado, se deben tener en consideración las Directivas 2009/28/CE de 23 abril de 2009 relativa al fomento del uso de energías procedentes de fuentes renovables, la Decisión de la Comisión de 18 de noviembre de 2011 la cual establece normas y métodos de cálculo para la verificación del cumplimiento de los objetivos previstos en la DMR sobre gestión de residuos,

Éstas son disposiciones obligatorias en lo que a objetivos se refiere. No obstante, deja a los estados miembros destinatarios la elección de la forma y los medios para alcanzar dichos objetivos.

Las Directivas anteriores se transponen al marco legislativo estatal mediante leyes y/o Reales Decretos (Tabla 1.1).

En el estado español, la competencia en la gestión de residuos está transferida a las Comunidades Autónomas. En el conjunto de la CAV, y de acuerdo con la Ley 7/1985, de 2 de abril, reguladora de las Bases del Régimen Local, la gestión de los residuos urbanos corresponde a los municipios. Muchos municipios, en aras de prestar un servicio más eficaz y rentable se han unido en mancomunidades (Lozano Valencia y Lozano Valencia, 2008).

Las Diputaciones Forales, conforme a la Ley 3/1998, General de Protección del Medio Ambiente del País Vasco, tienen atribuida la competencia del desarrollo de la planificación marco de la gestión de dichos residuos, a través de los correspondientes planes forales, la coordinación de las actuaciones municipales en orden a garantizar la prestación integral de servicios en esta materia y el impulso de infraestructuras supramunicipales de gestión de residuos.

**Tabla 1.1.** Transposición de la legislación comunitaria al marco legislativo estatal.

<b>Legislación comunitaria</b>	<b>Legislación estatal</b>
Directivas 2008/98/CE sobre los residuos,	Ley 22/2011 de residuos y suelos contaminados
Directiva 94/62/CE relativa a los envases y residuos de envases	Ley 11/1997, de 24 de abril, de Envases y Residuos de Envases.
Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos	Real Decreto 1481/2001 por el que se regula la eliminación mediante depósito en vertedero
Directiva 2000/53/CE relativa a los vehículos al final de su vida útil	Real Decreto 1619/2005, de 30 de diciembre, sobre la gestión de neumáticos fuera de uso
Directiva 2006/66/CE relativa a las pilas y acumuladores y a los residuos de pilas y acumuladores	Real Decreto 106/2008, de 1 de febrero, sobre pilas y acumuladores y la gestión ambiental de sus residuos
Directiva 2012/19/UE sobre residuos de aparatos eléctricos y electrónicos	Real Decreto 110/2015, de 20 de febrero, sobre residuos de aparatos eléctricos y electrónicos.
Directiva 2010/75/UE de 24 de noviembre de 2010, sobre las emisiones industriales (prevención y control integrados de la contaminación).	Real Decreto 815/2013, de 18 de octubre, por el que se aprueba el Reglamento de emisiones industriales y de desarrollo de la Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación.

Por otro lado, al Gobierno Vasco, en virtud de dicha ley, le compete la elaboración de la planificación marco de la gestión de dichos residuos y la autorización, inspección y sanción de los sistemas integrados de gestión de envases y residuos de envases.

Actualmente en Bizkaia está en vigor el II Plan Integral de Gestión de Residuos Urbanos para el periodo 2005-2016, el cual se rige por la legislación estatal en materia de residuos (Ley 22/2011).

A nivel estatal, está vigente la tercera Ley de Residuos. La primera ley de residuos fue la Ley 42/1975, sobre desechos y residuos sólidos urbanos. Posteriormente, este marco legal se completó con la Ley 20/1986, básica de residuos tóxicos y peligrosos. Ambas leyes convivieron hasta su derogación por la Ley 10/1998, de residuos. Actualmente, está en vigor la Ley 22/2011, de residuos y suelos contaminados. De conformidad con la legislación básica de residuos, se han desarrollado legislaciones específicas en lo que a gestión de corrientes residuales se refiere, como por ejemplo la Ley 11/1997, de 24 de abril, de envases y residuos de envases.

Dada la envergadura de sus operaciones, también se ha desarrollado legislación específica para algunas operaciones de valorización como la incineración (RD 815/2013) o el vertido de residuos (RD 1481/2001).

#### **1.1.4.2 Evolución de la terminología**

Si bien son muchos los aspectos que han ido variando de una legislación a otra, es tal vez el cambio en la terminología utilizada para la definición de los residuos lo que más ha cambiado. En la primera ley de residuos Ley 42/1975, se acuñó el término *Residuos Sólidos Urbanos* (RSU) para todos aquellos residuos producidos como consecuencia de las actividades domiciliarias, comerciales y de servicios, sanitarias en hospitales, clínicas y ambulatorios, en la limpieza viaria, y de zonas verdes y recreativas. Asimismo, también tenían consideración RSU los animales muertos, muebles, enseres y vehículos abandonados.

De manera general, tenían consideración de RSU todos aquellos residuos cuya recogida, transporte y almacenamiento o eliminación correspondiera a los Ayuntamientos de acuerdo con lo establecido expresamente en la Ley de Régimen Local y demás disposiciones vigentes.

Sin embargo, la Ley 10/1998 incorporó un nuevo término eliminando la palabra *sólido* de la definición. La razón principal fue que los residuos no siempre se presentaban en dicho estado. Así, se definió el término *Residuos Urbanos* (RU) o *Municipales* como aquellos generados en los domicilios particulares, comercios, oficinas y servicios, así como todos aquellos que no tendrían la calificación de peligrosos y que por su naturaleza o composición podrían asimilarse a los producidos en los anteriores lugares o actividades. Asimismo, los residuos procedentes de la limpieza de vías públicas, zonas verdes, áreas recreativas y playas, animales domésticos muertos, así como muebles, enseres y vehículos abandonados, y residuos y escombros procedentes de obras menores de construcción y reparación domiciliaria también se incluían dentro de los Residuos Urbanos o municipales.

Sin embargo el cambio más radical ha venido de la mano de la Ley 22/2011. Esta ley eliminó el término *residuo urbano* distinguiendo entre *residuos domésticos, comerciales e industriales*.

- Los *residuos domésticos* (RD) son los residuos generados en los hogares como consecuencia de las actividades domésticas (incluyendo aparatos eléctricos y electrónicos, ropa, pilas, acumuladores, muebles y enseres así como los residuos y escombros procedentes de obras menores de construcción y reparación domiciliaria), los *residuos similares* generados en servicios e industrias
- Los *residuos comerciales* (RCo) son aquellos residuos generados por la actividad propia del comercio, al por mayor y al por menor, de los servicios de restauración y bares, de las oficinas y de los mercados, así como del resto del sector servicios
- Por último, los *residuos industriales* (RI) son los residuos resultantes de los procesos de fabricación, de transformación, de utilización, de consumo, de limpieza o de mantenimiento generados por la actividad industrial, excluidas las emisiones a la atmósfera reguladas en la Ley 34/2007, de 15 de noviembre

No obstante, cabe matizar que el concepto residuo urbano hace referencia a todos aquellos residuos cuya recogida y gestión la lleva a cabo la administración municipal.

El cambio terminológico tiene consecuencias directas en las obligaciones de los entes competentes en materia de residuos, así como en la cuantificación real de los residuos generados.

### **1.1.4.3    *Hacia un sociedad eficiente en el uso de recursos***

Existen razones de peso suficientes para impulsar la recuperación de las distintas fracciones de los residuos urbanos. Europa hace una apuesta firme en favor de la protección de los recursos naturales, siendo la prevención, la preparación para la reutilización y el reciclaje, las principales prioridades de su estrategia de acción (Figura 1.3).

La hoja de ruta europea en materia medioambiental pretende avanzar hacia la transición fundamental de una economía lineal a otra más circular (Comisión Europea, 2014b), es decir, una economía donde la reutilización, la reparación y el reciclado se convierten en la norma y los residuos pasen a ser una cosa del pasado.

En un contexto de búsqueda de altos grados de reciclaje, dio comienzo la implantación de los sistemas de recogida separada cuyo principal objetivo era alargar la vida útil de los productos, reutilizándolos y/o reciclando los materiales de los que estaban creados. Para ello, los materiales de alto grado de reciclabilidad (papel, vidrio, materia orgánica,...) debían recogerse con el menor grado de contaminación (impurezas) posible, haciendo que el reciclaje fuera lo más efectivo posible.

Por tanto queda clara la necesidad de recoger separadamente las principales fracciones reciclables como son la fracción vidrio, envases y papel-cartón.

La última fracción en incorporarse a los planes de recogida separada ha sido la fracción orgánica, la mayoritaria en la bolsa de basura, cuya gestión debe cambiar radicalmente limitando su entrada en vertederos (MMA, 2001).

Así, la 3ª sección de la Ley 22/2011 de residuos y suelos contaminados, hace referencia expresa a los biorresiduos, impulsando la recogida separada de la fracción para su posterior tratamiento biológico y obtener enmiendas orgánicas de calidad. El último informe aprobado por el Parlamento Europeo, establece como fecha límite el 2020 para la introducción obligatoria de planes de recogida selectiva de la materia orgánica (Parlamento Europeo, 2015).

La gestión de los biorresiduos está considerada como la columna vertebral de un buen sistema de gestión de residuos (MAGRAMA, 2013). La recogida separada de los biorresiduos es un factor clave para mejorar y reducir los costes operacionales del tratamiento de los residuos. Entre las ventajas de la recogida separada figuran las siguientes (Comisión Europea, 2008a):

- Desviar los residuos fácilmente biodegradables de los vertederos
- Generar una fracción de biorresiduos más limpia que permita producir compost de alta calidad y facilite la producción de biogás

La apuesta europea por resolver el problema asociado a la generación de residuos fue trasladada al marco normativo vasco con la Ley 3/1998, de 27 de febrero, General de Protección del Medio Ambiente del País Vasco. Esta Ley, en su artículo 5.2 hace propios los principios comunitarios en materia medioambiental, y de su aplicación el 4 de junio de 2001, se aprobó la Estrategia Ambiental para el Desarrollo Sostenible 2002-2020, en la que se identifica la *gestión responsable de los recursos y de los residuos* como una de sus cinco metas ambientales.

## 1.2 Objetivo de la investigación

La gestión integral de residuos es una concatenación de actividades, donde una etapa no puede ser entendida sin las demás. Todas las etapas son esenciales para un correcto funcionamiento del sistema.

El efecto de una campaña de prevención tiene consecuencias directas en los recursos necesarios para la gestión final, esto es, que cierta fracción reduzca su generación significa que los recursos utilizados anteriormente se tendrán que redistribuir para la nueva gestión.

Asimismo, cuando en un municipio se implanta cierta estrategia de recogida, el tratamiento debe ir en consonancia con él, pues no tiene sentido alguno implantar estrategias dispares a distintos niveles (local y territorial).

En la medida que todos los aspectos que constituyen la gestión de residuos deben entenderse como un único conjunto, es necesario contar con información clave de todas y cada una de las etapas, permitiendo así el empoderamiento de todos los agentes implicados, desde la ciudadanía con derecho a la información, hasta las administraciones en los procesos de toma de decisión.

La disponibilidad de información es la principal clave para el éxito. Asimismo, la calidad de la información tiene efectos directos en las decisiones tomadas. Por ello, es necesario conocer el tipo de información disponible en cada escenario para entender las actuaciones realizadas así como sus efectos.

El objetivo principal de esta tesis es desarrollar una metodología de análisis integral de la información para modelar el comportamiento ambiental de los sistemas de gestión de residuos urbanos de la CAV considerando todas sus etapas de una forma holística.

Para la consecución del objetivo principal de esta tesis se definen los siguientes objetivos específicos:

- Analizar exhaustivamente los modelos existentes en la bibliografía para modelar las distintas etapas de la gestión de residuos
- Modelar la etapa de la generación de residuos permitiendo la caracterización de la generación de residuos así como sus factores impulsores
- Modelar la recogida de residuos para analizar la eficiencia técnica y ambiental

- Realizar una evaluación ambiental integral de la gestión de residuos en un caso de estudio
- Simular el comportamiento medioambiental de diferentes alternativas de gestión para el caso de estudio anterior
- Definir los criterios de calidad para la información relativa a la gestión de residuos

### 1.3 Metodología de la investigación

La metodología de investigación de esta tesis se basa en cuatro etapas principales:

- *Identificación de la brecha de investigación*
- *Análisis de las fuentes de información*
- *Experimentación*
- *Análisis de la potencialidad de la información*

En la *identificación de la brecha de la investigación* se ha analizado el estado de la cuestión en relación al modelado de la gestión de residuos y los procesos de comunicación de la información, esto es, el tipo de fuentes de información utilizados en el modelado y su efecto en los resultados reportados.

En el *análisis de las fuentes de información y de su calidad* se ha identificado a lo largo de las distintas etapas de la gestión de residuos los distintos puntos en los que es necesario obtener información para caracterizar el escenario. Así, se han identificado tres puntos claves en el proceso:

- El sistema de recogida
- El sistema de tratamiento
- La caracterización del escenario

Finalmente en la etapa de *análisis de la potencialidad de la información*, se ha ampliado el análisis del estado de la cuestión para analizar qué utilidad tiene la información extraída en la etapa anterior y la importancia de obtener información de calidad, así como para resaltar la importancia de abordar la gestión de residuos desde una perspectiva integral.

En la Figura 1.4 se presentan las distintas etapas seguidas.

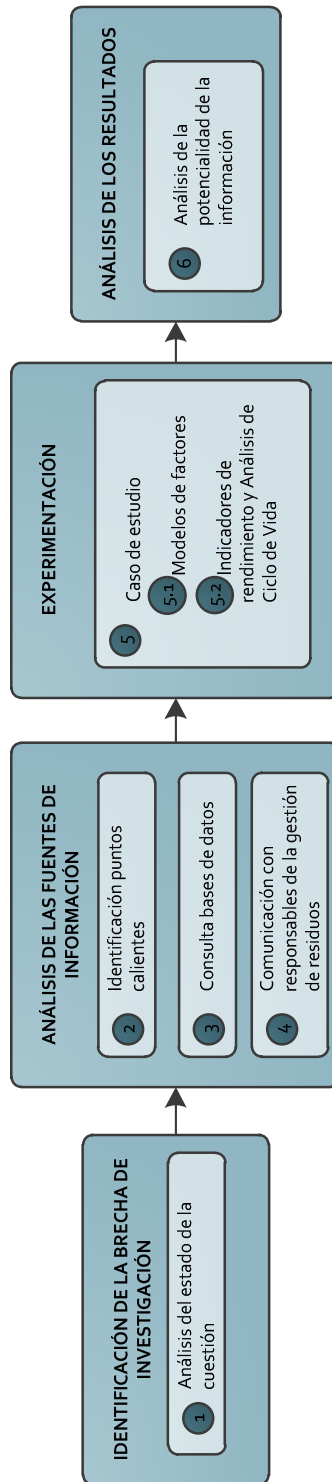


Figura 1.4. Metodología de la investigación

### 1.3.1 Identificación de la brecha de la investigación

Con el objetivo de identificar la brecha de la investigación se ha realizado un profundo análisis del estado de la cuestión.

Para ello se han consultado bien bases de datos reconocidas como *Science Direct* y *Scopus*, así como otras fuentes de información más locales (planes estratégicos de gestión, observatorio de residuos,...). El objetivo es triple:

- Identificar el rumbo actual en materia de investigación de gestión de residuos
- Conocer el estado de la investigación en materia de gestión de residuos a nivel local
- Identificar el objetivo de la investigación y la metodología

### 1.3.2 Análisis de las fuentes de información

Una vez focalizado el objetivo de la investigación se procedió a identificar a lo largo del proceso de gestión de residuos aquellos puntos esenciales que necesitaban de una caracterización. Así, se han identificado dos aspectos esenciales que deben ser caracterizados en cualquier escenario:

- Caracterización de la generación
- Caracterización del escenario

La *caracterización de la generación* es el proceso de recopilación de información relativa a la cantidad, calidad y origen de los residuos. La cantidad de los residuos se refiere a *qué* fracción residual y *cuánto* se está generando, la calidad a *cómo* se está generando, y el origen a *quién* lo está generando. Estos tres aspectos permiten asignar a cada generador (*quién*) su generación (*qué-cuánto-cómo*)

El segundo término, *caracterización del escenario*, engloba a su vez dos sub-aspectos referentes al análisis de los recursos utilizados en el escenario, y al análisis del grupo al que se da servicio. El primer aspecto se refiere a ahondar en los aspectos que llevan a utilizar los distintos recursos (sistemas de recogida y tratamientos), ahondando en las repercusiones que la utilización de estos tiene en el medioambiente.

El segundo sub-aspecto, se refiere a caracterizar a los usuarios del sistema con el objetivo de poder entender el comportamiento del sistema, es decir, los factores conducentes a la generación de residuos.

Con el objetivo de extraer información relativa a todos estos aspectos se han consultado las bases de datos disponibles a nivel local bien de las Diputaciones, bien de los Gobiernos Municipales o en su defecto, supramunicipales. Asimismo, se han realizado comunicaciones vía cuestionario con todos los responsables de la gestión de residuos locales, y con algunas empresas específicas de la gestión de residuos, en aras de complementar la información necesaria para esta tesis.

### **1.3.3 Experimentación**

La información disponible se ha utilizado con varios objetivos para el caso de estudio del territorio de Bizkaia:

- Predecir la generación futura
- Identificar los factores impulsores de la generación de residuos
- Evaluar desde un punto de vista medioambiental el sistema de gestión de residuos actual y la simulación de escenarios

Para ello, se han aplicado distintas metodologías: modelos de factores para estimar la generación, e indicadores de rendimiento y el Análisis de Ciclo de Vida para la evaluación del sistema de gestión de residuos.

### **1.3.4 Análisis de la potencialidad de la información**

Finalmente, en el apartado de análisis de resultados, se ha analizado la potencialidad de la información, es decir, se ha estudiado la calidad y usabilidad de la información disponible para el caso de estudio.

El objetivo ha sido identificar las debilidades de la información existente para así determinar los criterios mínimos de calidad necesarios en la información y determinar cómo puede mejorar el caso de estudio.

## 1.4 Estructura de la tesis

La gestión integral de residuos se compone principalmente de tres etapas. Si bien todas ellas están interrelacionadas cada una de ellas presenta singularidades que hace necesario un análisis independiente.

La primera etapa es la *generación de residuos*, la cual engloba aquellas acciones relativas a conocer *cuánto, qué y cómo* es lo que se genera. La cantidad y composición de los residuos es la información básica para la planificación de todas las estrategias relativas a la gestión de residuos. Y es además, la información esencial para optimizar la eficiencia de las infraestructuras.

La segunda es la *recogida de residuos*. El aspecto clave de esta etapa, radica en su eficiencia, es decir, en la capacidad para capturar las distintas fracciones. El éxito del sistema radica en la participación activa de la ciudadanía en la pre-recogida, es decir, en la separación en origen. Sin la participación activa de la ciudadanía en la recogida separada de las corrientes residuales, ni el sistema ambientalmente más eficaz, ni económicamente más sostenible dará buenos resultados. Por otro lado, intentar mantener un equilibrio entre la calidad del servicio con el menor impacto ambiental, necesita de herramientas que evalúen ese impacto.

La última etapa, es la gestión final de los residuos o el *tratamiento*. Los tratamientos son específicos para cada fracción recogida, es por ello necesario conocer su naturaleza así como el impacto que generan en el medio ambiente.

En consonancia con las tres principales etapas de la gestión integral de residuos y la necesidad de integrar todas ellas en un mismo proceso, esta tesis se ha estructurado de acuerdo a lo expuesto en la Figura 1.5, diferenciando aquellos capítulos relativos a la extracción de la información (Capítulos 3 y 4) de aquellos referentes a la utilización de la información (Capítulos 5 y 6).

En el Capítulo 1 se han presentado los motivos que han dado lugar a la realización de esta tesis, analizando la problemática de la generación de residuos, identificando finalmente los objetivos que mediante esta tesis se pretender alcanzar. Asimismo, en el Capítulo 2 se ha analizado el estado de la cuestión en torno al modelado y evaluación de la gestión de residuos de origen doméstico.

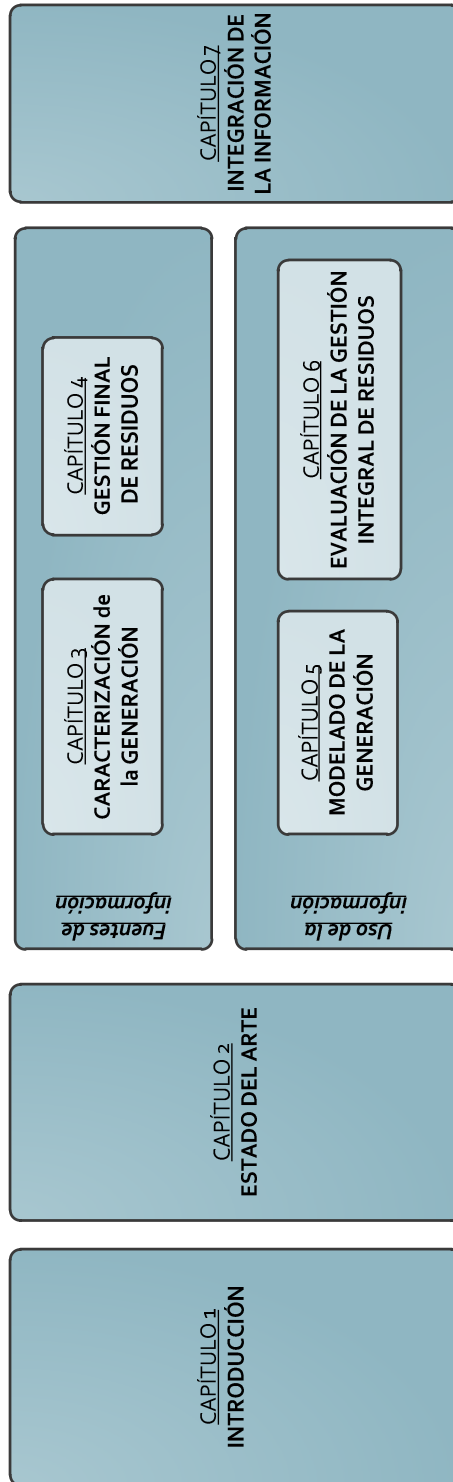


Figura 1.5. Estructura de la tesis

Tal y como se ha mencionado, en la tesis se han diferenciado dos partes. Por un lado aquellos capítulos relativos a la extracción de la información, y por otro, los capítulos de aplicación de la información extraída.

En referencia a los capítulos de extracción de la información, en el Capítulo 3 se ha ahondado en la caracterización de la generación. En este capítulo se diferencia la *cuantificación de la generación* (cuánto se genera) de la *composición de los residuos* (qué es lo que se genera). Asimismo, se define el significado de la caracterización y sus distintos alcances (*fracciones primarias, secundarias y composición elemental*). Por otro lado, se describen los *sistemas de recogida* de residuos como punto clave en el proceso, siendo uno de los puntos claves para la cuantificación de la generación. Además, se definen los *criterios de evaluación técnica* (indicadores de rendimiento) de los sistemas de recogida.

Otro eslabón clave en la cadena de la gestión radica en los sistemas de *gestión final*, es decir en los tratamientos implantados, aspecto analizado en el Capítulo 4. En este capítulo se describen las distintas vías de gestión existentes en la Comunidad Autónoma Vasca profundizando en la información relevante de cada uno de ellos.

Una vez extraída la información, se ha aplicado con distintos objetivos. En el Capítulo 1 se modela la generación de residuos a partir de la información existente a nivel municipal con el objetivo de determinar los factores impulsores de la generación y conocer las tendencias futuras.

Asimismo, y dado que la evaluación de las estrategias de gestión es esencial para determinar si el rumbo escogido es correcto, en el Capítulo 6 se realizan dos evaluaciones distintas. Por un lado, mediante la aplicación de la metodología de *Análisis de Ciclo de Vida* se realiza una evaluación ambiental de todo el ciclo de vida de los residuos, desde la generación hasta la gestión final.

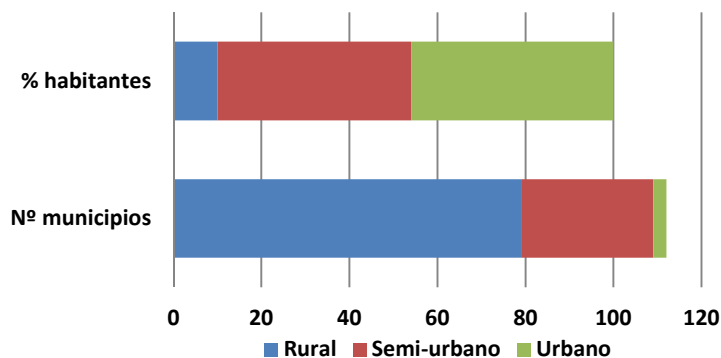
Y por otro lado, se evalúa la eficiencia técnica de los sistemas analizados, con el objetivo de conocer el grado de recuperación de los residuos mediante un conjunto de indicadores de rendimiento. Finalmente se realiza un análisis conjunto para analizar la relación entre los indicadores de impacto cuantificados en el estudio de Análisis de Ciclo de Vida y los indicadores de eficiencia técnica.

Finalmente, en el Capítulo 7 se analiza de forma integral toda la información extraída en los distintos capítulos, y se fijan estándares de calidad de la información.

## 1.5 Alcance de la tesis y caso de estudio

En este apartado se definen los límites del sistema objeto de estudio en esta tesis. El estudio principal se lleva a cabo en el Territorio Histórico de Bizkaia. Bizkaia está formada por 112 municipios, la gran mayoría de los cuales, 79 de 112, no superan los 5.000 habitantes (Figura 1.6).

La gran mayoría de los municipios tienen implantados sistemas de recogida separada para las fracciones vidrio (Vi), envases ligeros (EL), papel y cartón (PyC), aceites, voluminosos, textiles, pilas y otros reciclables. La recogida se realiza principalmente en áreas de aportación (por ejemplo Vi, PyC y EL) y en establecimientos (por ejemplo pilas).



**Figura 1.6.** Distribución de los municipios vizcaínos de acuerdo con los criterios de los sistemas integrados de gestión (Gobierno Vasco, 2010, 2009): rural (< 5.000 hab), semi-urbano (5.000 < hab < 50.000) , urbano (hab > 50.000).

Por otro lado, se presta el servicio de recogida de residuos mezclados o recogida en masa a nivel acera. Adicionalmente, Bizkaia cuenta con una red de puntos limpios (*garbigunes*) para la recogida selectiva de otras fracciones de generación más puntual como electrodomésticos y escombros. La última fracción incluida en la red de recogida separada ha sido la materia orgánica o biorresiduo (MO).

Actualmente, los municipios vizcaínos tienen la obligación de reportar trimestralmente la información sobre la generación de residuos en sus municipios a la Diputación Foral de Bizkaia. La información pública disponible únicamente es relativa a las fracciones primarias principales de origen doméstico: EL, Vi, PyC, Vol, MO y recogida en masa (RESTO). En esta tesis únicamente se tendrán en cuenta las fracciones recogidas selectivamente Vi, EL, PyC, MO y la recogida en masa para los

residuos domésticos, debido a la dificultad de obtener datos estandarizados de todas las demás corrientes residuales.

La tesis parte de los datos del año 2012. De acuerdo a la terminología utilizada por la Diputación Foral de Bizkaia (1.1), los residuos se clasifican de acuerdo a,

$$\text{Residuos Urbanos (RU)} = \text{Residuos Domésticos (RD)} + \text{Residuos Comerciales (RC)} \quad (1.1)$$

En Bizkaia en el año 2012, los RU se distribuían en 75% residuos domésticos y 25% residuos comerciales. El 79% de los RD se recogían de manera no separada, recogiéndose únicamente el 21% del total de la generación de manera selectiva. Las fracciones recogidas selectivamente eran enviadas a programas de reciclaje (21%), mientras que el 52% y 27% eran enviados a incineración y vertedero respectivamente. La Figura 1.7 muestra la evolución de la recogida selectiva de las distintas fracciones recogidas selectivamente, desde el año 2003 hasta el año 2012.

Los RD están directamente relacionados con las actividades cotidianas y las características socio-económicas de la población. Por el contrario, la componente comercial es más singular, en cuanto a que los residuos generados son más específicos de cada actividad, hecho que dificulta la deducción de un modelo homogéneo para todas ellas. Es por ello, que aunque este estudio no abarque la totalidad de los residuos generados en un municipio, se asumen que cubrir el 75% de la generación es significativo.

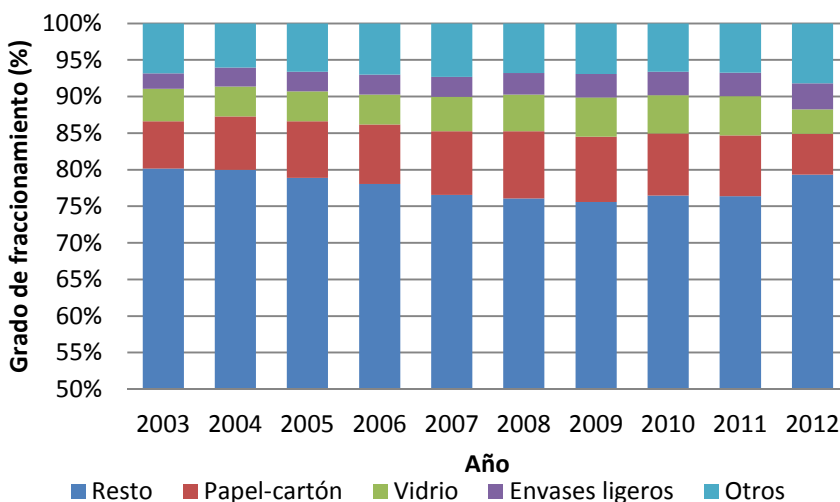


Figura 1.7. Evolución del grado de fraccionamiento de las principales corrientes residuales en Bizkaia





## ESTADO DEL ARTE

---

*Los órganos locales y territoriales tienen un importante papel en la gestión de residuos y en las consecuencias generadas por éstos. Es importante contar con mecanismos que favorezcan un conocimiento pleno del escenario y así proceder a establecer planes que mejoren la gestión. Esta es una vía para poder desarrollar políticas que permitan avanzar hacia una situación menos dañina para el medioambiente y la salud humana.*

*En este Capítulo se analiza el estado de la cuestión en relación al modelado de las distintas etapas de la gestión de residuos.*



## 2.1 Introducción

Dar una solución a la generación y gestión de los residuos urbanos ha sido, es y será un asunto de primera relevancia. El control sobre el volumen de generación, y la minimización de los potenciales impactos ambientales y los efectos nocivos sobre la salud generados por éstos, son argumentos de ayer y de hoy. El acceso a un medio ambiente limpio es un derecho básico.

La naturaleza del problema de la gestión de residuos es de alguna manera singular dado que entrelaza a la ciudadanía directamente con los legisladores y los productores en un mismo objetivo, el control de los residuos.

Los *productores* deben promover la producción de productos con el menor impacto ambiental posible, facilitando la reutilización y el reciclaje de los materiales que los constituyen manteniendo la calidad de los productos.

La *ciudadanía* debe facilitar, en la medida de lo posible (teniendo en cuenta el sistema de recogida establecido), la separación de los distintos materiales que constituyen los productos con el objetivo de facilitar su gestión final.

Y la *administración* debe promover una estrategia sostenible buscando un equilibrio medioambiental, técnico y legal, bajo la aceptación social y con un coste aceptable, donde los esfuerzos de todos los agentes se vean compensados.

Es por ello, por la envergadura del problema, que es necesario conocer y modelar el proceso de la gestión de residuos en aras de promover soluciones integrales que promuevan la actitud proactiva y corresponsable de todos los agentes involucrados.

## 2.2 Modelado de la gestión integral de residuos.

El modelado de la gestión de residuos no es una idea nueva ni lo son los procesos de toma de decisión en este ámbito. El modelado de la gestión de residuos se remonta a décadas pasadas. Tanskanen (2000) y Morrissey y Browne (2004) presentan un amplio resumen sobre los modelos desarrollados desde la década de los setenta hasta la década de los noventa.

En la década de los setenta se empiezan a desarrollar los primeros modelos de optimización que pretendían hacer frente a aspectos específicos del problema como por ejemplo el enrutamiento o localización óptima de las instalaciones.

En los ochenta, el impacto económico del sistema de gestión de residuos era el factor controlante en el proceso de toma de decisiones; posteriormente, sin embargo las consideraciones ambientales adquirieron un papel más relevante en el proceso (M. L. MacDonald, 1996).

El modelado ha ido reflejando cambios en sus objetivos a la vez que nuevos principios iban imponiéndose en la gestión integral de residuos como la minimización, reutilización o el reciclaje (Idson *et al.*, 2007).

La inclusión de los aspectos sociales en el proceso de toma de decisiones, aun no siendo un concepto nuevo en sí mismo, ha estado limitado a la investigación sobre la forma de medir las preocupaciones sociales (McDougall *et al.*, 2001; Nilsson-Djerf, 1999). Mucho queda aún por hacer para que estos modelos vayan en son de la sostenibilidad (Gottinger, 1986; Morrissey y Browne, 2004; Tanskanen, 2000).

Entre los ejemplos de decisiones incluidas en este gran proceso se encuentran, la selección de tecnologías de tratamiento de residuos, la ubicación de las instalaciones, el potencial de expansión futura de las estrategias adoptadas, la implantación del sistema de recogida selectivo, y el enrutamiento de la recogida, entre otros. La Figura 2.1 muestra distintos objetivos que deben analizarse en el diseño de las estrategias de gestión de residuos divididos en tres acciones principales: la generación, la recogida y el tratamiento.

### **2.2.1 Modelado de la generación de residuos**

La primera etapa, la *generación*, engloba aquellas acciones relativas a conocer *quién*, *qué* y *cómo* es lo que se genera. La cantidad y composición de los residuos es la información básica para la planificación de todas las estrategias relativas a la gestión de residuos (Beigl *et al.*, 2008; Rimaityte *et al.*, 2012), y es además, la información esencial para optimizar la eficiencia de las infraestructuras (Shan, 2010). Esta etapa puede ser, a su vez, subdividida en dos objetivos específicos, la prevención y la generación en sí misma.

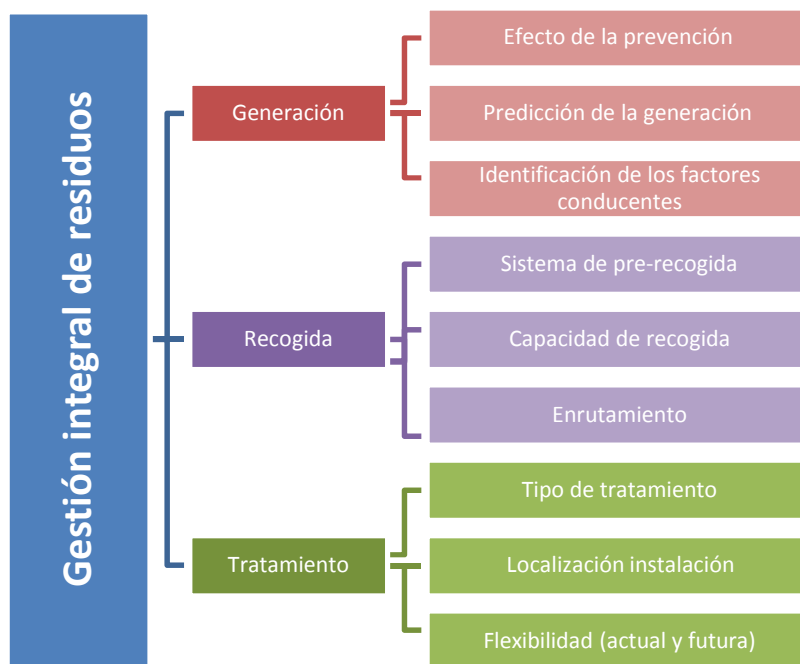


Figura 2.1. Diferentes objetivos a abordar en la gestión de residuos.

Tal y como establece la Directiva Marco de Residuos (DMR), el primer paso es la prevención de la generación (Gobierno de España, 2011). El mejor residuo es aquel que no se genera. Experiencias como el auto-compostaje o la supresión de las bolsas de basura en distintos comercios por bolsas y envases reutilizables, promueven la reducción de residuos orgánicos y envases respectivamente. Asimismo, programas educativos donde se enseña a los niños y niñas cómo minimizar los residuos, son el punto de partida para un cambio actitudinal esencial para un futuro más sostenible (Aranzadi, 2014). Sin embargo conocer el impacto de las políticas de prevención, es donde menos trabajo se ha realizado en cuanto al modelado (Allesch y Brunner, 2014), debido principalmente a la dificultad de medir este efecto (Zaman y Lehmann, 2013a).

En lo relativo a la cuantificación de la generación, si bien los modelos comenzaron con el objetivo de cuantificar la generación de hogares, municipios o territorios (Chen y Chang, 2000; Daskalopoulos *et al.*, 1998; Navarro-Esbrí *et al.*, 2002), el modelado ha ido profundizando en las características propias de los residuos, como por ejemplo el poder calorífico de los residuos, con el objeto de facilitar la comprensión de la composición elemental de los residuos a gestionar (Dong *et al.*, 2003; Lin *et al.*, 2013; Magrinho y Semiao, 2008).

Las metodologías utilizadas habitualmente en esta primera etapa se clasifican principalmente en tres grupos: modelos de factores, modelos de series temporales y modelos basados en técnicas inteligentes.

En lo relativo a la cuantificación de la generación, los aspectos habitualmente utilizados para clasificar los modelos son (Beigl *et al.*, 2008):

- La *escala física*: unidad mínima analizada, por ejemplo hogar, distrito, municipio, provincia, país
- La *corriente residual* modelada: generación total o fracciones individuales, residuos domiciliarios o comerciales
- Las *variables* asociadas a la generación: evolución en el tiempo, variables socio-económicas

El principal inconveniente de estos modelos, radica en el escaso margen de extrapolación que presentan. Los modelos son mayoritariamente modelos *ad hoc*, dado que raramente se repiten los mismos patrones en dos lugares distintos.

## 2.2.2 Modelado de la recogida de residuos

Fue esta etapa, la *recogida*, bajo la pretensión de buscar la mejor ruta de recogida de los residuos, uno de los primeros objetivos a los que se quiso hacer frente (Tanskanen, 2000).

El abordaje de esta etapa ha sufrido cambios sustanciales, dado que la minimización del coste ha dejado de ser la clave para potenciar la separación de los residuos.

La definición de indicadores de rendimiento como procedimiento para el seguimiento de la eficiencia del sistema de recogida confronta con otros indicadores medioambientales (p. ej. consumo de recursos) cuando la etapa es analizada de manera aislada (Di Maria y Micale, 2013). Sin embargo, el Análisis del Ciclo de Vida completo de la gestión de residuos muestra los beneficios tanto ambientales como económicos de favorecer la recogida separada (Larsen *et al.*, 2010).

En un escenario actual donde la minimización del consumo de combustibles de origen fósil es indispensable en aras de reducir la emisiones de gases de efecto invernadero, muchos son los autores que han optado por modelar o estimar únicamente este aspecto. Para ello es necesaria la recopilación de datos relativos al

consumo por tipo de fracción, tipo de urbe y tipo de vehículo entre otros, facilitando así la comprensión sobre aquellas fracciones con mayor potencial de contaminar en esta fase y mejorar así su recogida. Sin bien algunos autores han deducido modelos para la estimación del consumo, otros no han dudado en realizar un trabajo de campo para cuantificar el consumo especificado por fracción y tipo de urbe (Eisted *et al.*, 2009; Larsen *et al.*, 2009; Sonesson, 2000).

Otros autores han utilizado fundamentalmente metodologías como el Análisis del Ciclo de Vida (ACV) para cuantificar los potenciales impactos ambientales de los sistemas de recogida separada desde el almacenamiento temporal hasta el transporte a las instalaciones de tratamiento (Aranda Usón *et al.*, 2013; Iriarte *et al.*, 2009; Punkkinen *et al.*, 2012; Puyuelo *et al.*, 2013; Rives *et al.*, 2010).

### 2.2.3 Modelado de la gestión integral de residuos

La evaluación de los sistemas de tratamiento ha sido objeto de modelado mediante infinidad de metodologías (Achillas *et al.*, 2013; Allesch y Brunner, 2014; Morrissey y Browne, 2004). Si bien la mayoría de los modelos de gestión de residuos toman en cuenta aspectos económicos y ambientales, son muy pocos aun aquellos que consideran los aspectos sociales, siendo la exclusión de éstos aspectos en la toma de decisión la principal carencia de los modelos. Allesch y Brunner (2014) afirman que únicamente el 19% de los trabajos analizados incluyen los tres pilares de la sostenibilidad. El proceso de toma de decisión debe ir más allá de los enfoques tradicionales de consulta a *expertos* al margen de la ciudadanía, para concluir en modelos en colaboración con el público (Petts, 2000).

Otra limitación de los modelos desarrollados es la dificultad de extrapolarlos a regiones para los cuales no fueron diseñados, dada las diferencia relativas a las características de las regiones, actividades industriales, características de los residuos, diferencias tecnológicas, etc (Bani *et al.*, 2009; Bhargava and Tettelbach, 1997).

La Tabla 2.1 resume el objetivo de distintas metodologías existentes para la toma de decisión.

**Tabla 2.1.** Descripción de distintas metodologías de metodologías para la toma de decisión

<b>Método de análisis</b>	<b>Descripción</b>
<b>Análisis coste-beneficio (ACB)</b>	El ACB determinar la conveniencia de proyecto mediante la enumeración y valoración posterior en términos monetarios de todos los costos y beneficios derivados directa e indirectamente de dicho proyecto.
<b>Benchmarking</b>	El benchmarking es una comparación continua de productos, servicios, métodos o procesos para identificar las brechas de desempeño, con los objetivos de aprender de los mejores y tener en cuenta las posibles mejoras
<b>Evaluación de impacto ambiental (EIA)</b>	El EIA es un procedimiento técnico-administrativo para identificar, prevenir e interpretar los impactos ambientales que producirá un proyecto en su entorno en caso de ser ejecutado (Directiva 2011/92/EU- Ley 21/2013)
<b>Evaluación ambiental estratégica (EAE)</b>	El EAE es un método para proporcionar un alto nivel de protección para el medio ambiente y contribuir a la integración de las consideraciones ambientales en la preparación y adopción de planes y programas, con el objetivo de promover el desarrollo sostenible, garantizando que la evaluación ambiental de determinados planes y programas se lleva a cabo (Directiva 2001/42 / CE). Una EAE es realizada con anterioridad a que la correspondiente EIA sea emprendida.
<b>Análisis energético</b>	La energía se define como la suma de todos los insumos energéticos directa o indirectamente necesarios para que un proceso pueda proporcionar un producto determinado, cuando los insumos se expresan en la misma forma o tipo de energía, habitualmente la energía solar. La metodología considera todos los sistemas como redes de flujo energético y determina el valor emergético de las corrientes y los sistemas afectados.
<b>Análisis coste-efectividad (ACE)</b>	El ACE es una forma de análisis económico que compara los costos relativos con los resultados (efectos). El análisis de ACE es distinto del ACB, el cual asigna un valor monetario a la medida del efecto. Normalmente, el ACE se expresa en términos de una relación donde el denominador es una ganancia en la salud en cierta medida (años de vida, nacimientos prematuros evitados, vista-años ganados) y el numerador es el costo asociado con el aumento de la salud.

**Cont. Tabla 2.1.** Descripción de distintas metodologías de metodologías para la toma de decisión

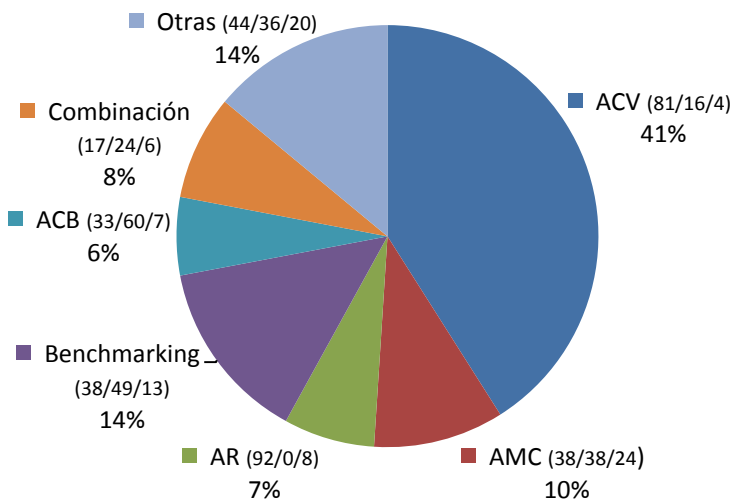
<b>Método de análisis</b>	<b>Descripción</b>
<b>Análisis eco-eficiencia (Eco-Ef)</b>	El Eco-Ef es la optimización ecológica de los sistemas sin ignorar los factores económicos, es decir, cuantifica la sostenibilidad de los productos y procesos, teniendo en cuenta los impactos ambientales y los datos.
<b>Análisis de exergía</b>	La exergía determina de forma cuantitativa el potencial de trabajo útil de cualquier recurso, y permite analizar rigurosamente el desperdicio de los recursos en las actividades de la sociedad, estableciendo pautas para su ahorro y uso eficiente.
<b>Análisis de Ciclo de Vida (ACV)</b>	El ACV es una técnica para evaluar los aspectos medioambientales y los potenciales impactos asociados con un producto mediante la recopilación de las entradas y salidas relevantes del sistema, y la evaluación de los potenciales impactos medioambientales asociados con esas entradas y salidas (ISO 14040).
<b>Coste del Ciclo de Vida (CCV)</b>	El CCV es un análisis económico en combinación con el ACV que cuantifica los costes totales de un producto o servicio a lo largo de su ciclo de vida.
<b>Análisis multi-criterio (AMC)</b>	El AMC es una metodología que mediante la evaluación de distintos criterios establecidos, compara y clasifica distintas alternativas hasta determinar la mejor.
<b>Análisis de riesgos (AR)</b>	El AR es el estudio de las causas de las posibles amenazas y probables eventos no deseados y los daños y consecuencias que éstas puedan producir. El objetivo es proporcionar una contabilidad comprensible y definida de los riesgos asociados a un proyecto. (ISO 31000).

La Figura 2.2 muestra el porcentaje de uso de cada metodología en los diferentes modelos desarrollados. El ACV y Análisis Multi-Criteria (AMC), son las metodologías más utilizadas con los modelos de Benchmarking. Asimismo, el Análisis Coste-Beneficio (ACB) presenta un uso del 6%.

La metodología elegida está directamente relacionada con el enfoque que se le da al problema, es decir, los criterios en los que basa la toma de decisión. En la Figura 2.2 además del porcentaje de utilización de cada metodología, se desglosa el porcentaje de inclusión de los tres pilares de la sostenibilidad como variables analizadas (medioambientales/ económicas/sociales).

El ACV y el análisis de riesgos (AR) se utilizan principalmente para analizar los impactos ambientales, y el ACB para analizar los aspectos económicos. De la comparación de los aspectos que analiza cada metodología, resalta la capacidad de AMC, como metodología con mayor potencial para incluir los tres pilares de la sostenibilidad (Allesch y Brunner, 2014).

Dada la naturaleza de los problemas que atañe a la localización de instalaciones y definición de estrategias de gestión, con criterios muy confrontados entre sí, los modelos con AMC han sido ampliamente utilizados (Achillas *et al.*, 2013). Asimismo, se han identificado los software PROMETHEE y ELECTRE como aquellos de mayor uso por la comunidad científica para la aplicación del AMC.



**Figura 2.2.** Utilización (%) y aspectos considerados (medioambientales/económicos/sociales) de las distintas metodologías de análisis analizadas por (Allesch y Brunner, 2014)

La utilización del ACV como metodología de apoyo a la toma de decisión en el ámbito medioambiental está en auge. Un 41% de la comunidad científica hace una apuesta firme por el uso del ACV como metodología de apoyo a la toma de decisión (Allesch y Brunner, 2014). El uso del ACV se extiende a la largo del mundo dada su capacidad para captar las condiciones locales. Sin embargo, este mismo hecho, la fuerte dependencia de las condiciones locales (composición de los residuos, sistema energético, etc.), hacen que sea difícil poder generalizar los resultados del ACV (Laurent *et al.*, 2014a).

## 2.3 Análisis de ciclo de Vida

El Análisis de Ciclo de Vida es actualmente la metodología más utilizada para evaluar los aspectos medioambientales en el sector de los residuos (Allesch y Brunner, 2014).

De acuerdo con la norma europea ISO 14040, el ACV es *una técnica para evaluar los aspectos medioambientales y los potenciales impactos asociados con un producto mediante la recopilación de un inventario de las entradas y salidas relevantes del sistema, la evaluación de los potenciales impactos medioambientales asociados con esas entradas y salidas, e interpretando los resultados de las fases de análisis de inventario y evaluación de impacto de acuerdo con los objetivos del estudio* (Comité Europeo de Normalización, 1997).

El ACV es un proceso iterativo que consta de cuatro etapas conectadas entre sí: (Figura 2.3):

- Definición del objetivo y el alcance
- Análisis del inventario del ciclo de vida (ICV)
- Evaluación del impacto del ciclo de vida (EICV)
- Interpretación de los resultados

### 2.3.1 Definición del objetivo y del alcance

La primera fase del ACV consta de dos apartados principales:

- La definición del objetivo
- Establecimiento del alcance del estudio

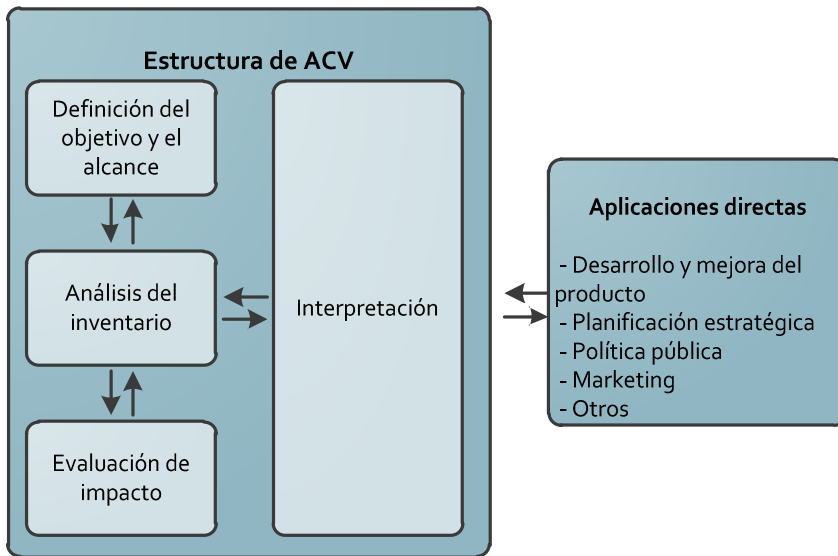


Figura 2.3. Fases de un análisis de ciclo de vida (Comité Europeo de Normalización, 1997).

En la definición del *objetivo* se debe especificar la aplicación prevista, las razones para realizar el estudio, el público previsto (las personas a quienes se prevé comunicar los resultados del estudio), y si se pretende utilizar los resultados en aseveraciones comparativas previstas para su divulgación al público.

La definición del *alcance* consta de los aspectos técnicos del estudio como son la descripción del sistema bajo estudio, la función del sistema del producto, la unidad funcional (UF), los límites del sistema, los procedimientos de asignación, la metodología de la evaluación y los tipos de impacto, la interpretación a utilizar, los requisitos relativos a los datos, las suposiciones, los juicios de valor y los elementos opcionales, las limitaciones, los requisitos de calidad de los datos, el tipo de revisión crítica en caso de que la hubiera, y el tipo y formato del informe requerido para el estudio.

Esta fase, es por tanto, una descripción pormenorizada del *sistema del producto* que se quiere analizar. El sistema del producto se define como *el conjunto de procesos unitarios conectados material y energéticamente para realizar una función definida*.

Debido a la envergadura que puede tener un sistema del producto, se define una *unidad funcional* como unidad de referencia, es decir, *la cuantificación de la función del sistema del producto* que se va analizar. La UF debe ser capaz de responder a la razón por la cual el estudio se lleva a cabo.

En la medida que un estudio de ACV puede resultar muy extenso, se establecen unos *límites* del estudio, los cuales determinan qué procesos unitarios se incluyen en el estudio y cuáles no. Los límites están condicionados por la aplicación prevista del estudio, las hipótesis planteadas, los criterios de exclusión, los datos disponibles y el destinatario previsto.

De esta forma se identifican cuatro tipos de ACV según su alcance, representados en la Figura 2.4:

- *De la puerta a la puerta*: cuando únicamente se tienen en cuenta las entradas/salidas del sistema productivo
- *De la cuna a la puerta*: cuando el alcance se amplía a las entradas/salidas desde que se obtienen las materias primas hasta que el producto se pone en mercado
- *De la cuna a la tumba*: estudio completo del proceso productivo desde la extracción de materiales, hasta el fin de vida del producto
- *De la cuna a la cuna*: estudio cíclico en el que el residuo es reintroducido en el sistema productivo de nuevo

Dentro del ACV existen dos enfoques: *atribucional* y *consecuencial*.

- El ACV-atribucional describe el comportamiento ambiental (flujos medioambientalmente relevantes) de un producto a lo largo de su ciclo de vida. Para ello, se utilizan habitualmente datos medios para evaluar los impactos

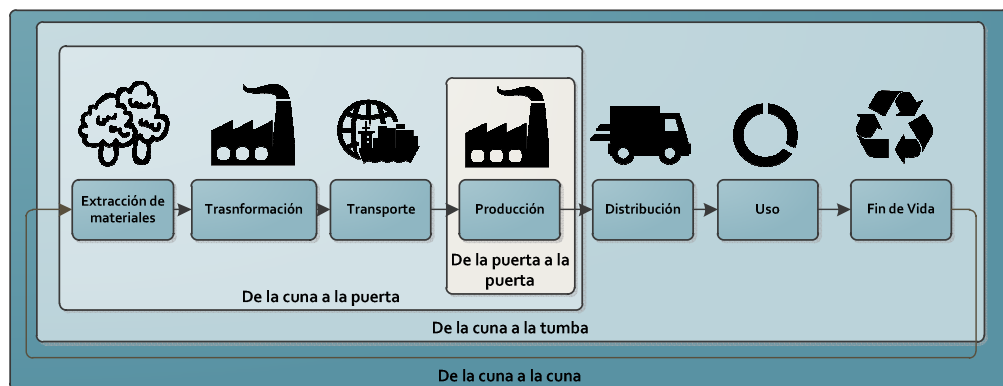


Figura 2.4. Tipos de ACV según su alcance

- El ACV-consecuencial, también conocido como estudio marginal, describe cómo se ven afectados estos flujos dependiendo de las decisiones que se tomen, es decir, está orientado a describir las consecuencias ambientales de una decisión. Es por ello, que este enfoque utiliza las fuentes marginales (las fuentes que se utilizarían en su defecto) para evaluar los impactos

El objetivo del estudio, y el tipo de pregunta que se quiere responder definen habitualmente el enfoque a utilizar. Por ejemplo, cuando se quiere cuantificar el impacto de la recogida se utilizaría un enfoque atribucional analizando las emisiones; mientras que si se quiere evaluar las consecuencias de aumentar el reciclaje, se debería utilizar un enfoque consecuencial.

Todo estudio de ACV busca conocer el impacto ambiental generado por un sistema producto. Una diferencia importante entre las categorías de impacto radica en la opción de analizar el efecto último del impacto ambiental (categoría final o *endpoint*), o bien considerar únicamente los efectos intermedios (categoría intermedia o *midpoint*) (Figura 2.5).

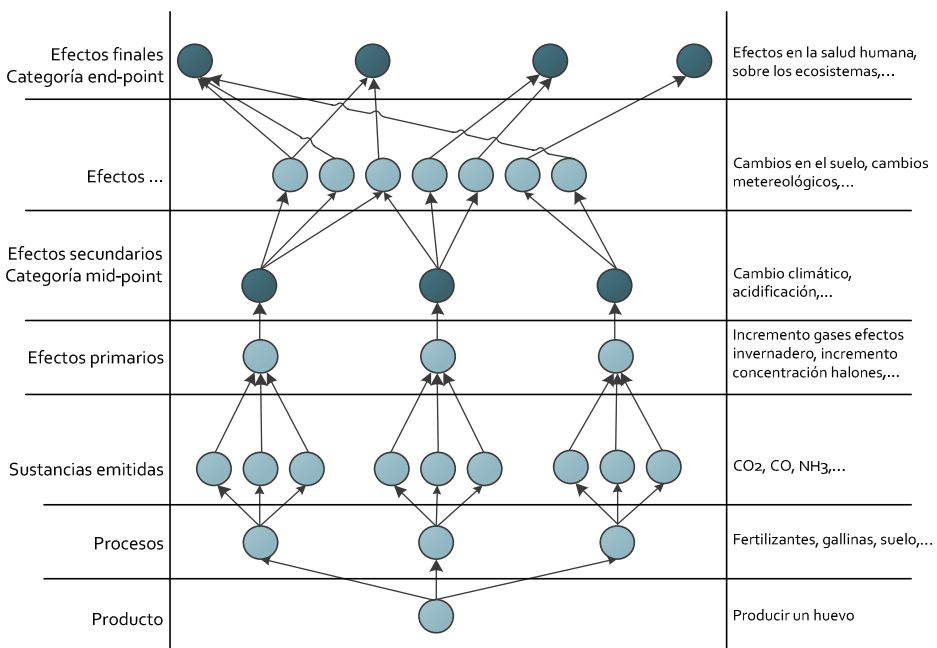


Figura 2.5. Cadena causa-efecto

Las categorías intermedias tienen mayor relación con el medioambiente, mientras que las finales son aspectos que afectan directamente a la sociedad, siendo cuatro las áreas de protección principales: salud humana, entorno natural, recursos naturales y entorno modificado por el ser humano.

Los *indicadores mid-point* se definen como un parámetro localizado en un punto intermedio del camino entre los resultados del inventario y el impacto ambiental final, es decir, son indicadores relacionados con el uso de recursos o las emisiones de un sistema. Un indicador *mid-point* es el cambio climático o la eutrofización del medio.

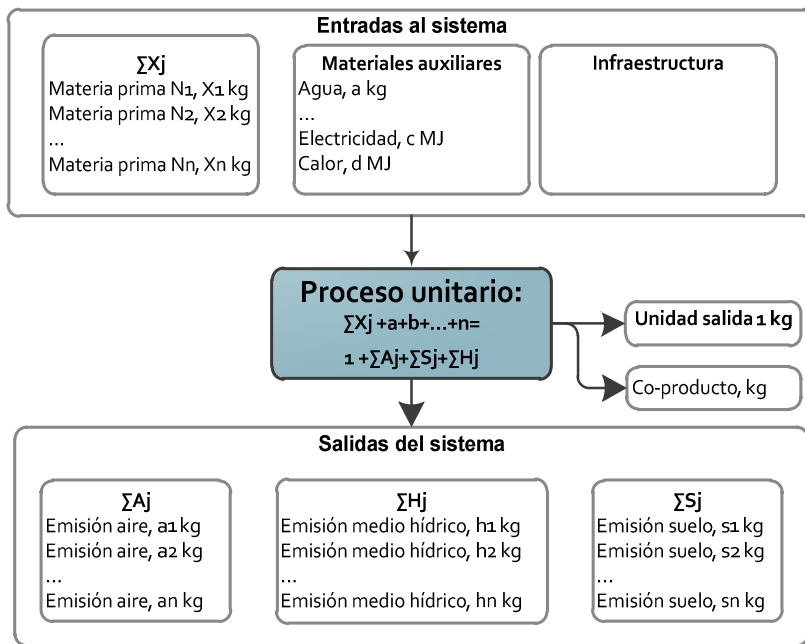
Los *indicadores end-point* expresan las consecuencias al final de la cadena causa-efecto, como daño a la salud humana o al ecosistema. Estos hacen más comprensible el análisis de los resultados, ya que engloban en un mismo efecto varios efectos intermedios.

Los impactos se cuantifican mediante las metodologías de análisis. Las metodologías de análisis de impacto asocian los distintos flujos elementales a cada una de las categorías de impacto en base a su potencial de contribución. Posteriormente, cada uno de los flujos elementales es modelado cuantitativamente indicando su contribución en cierta categoría de impacto. El impacto es expresado mediante una unidad común basada en un valor de referencia y aplicando factores de caracterización específicos para cada sustancia.

Existen muchas metodologías de análisis para cuantificar los impactos ambientales siendo compleja la decisión de utilizar una u otra. Es por ello, que la Comisión Europea ha realizado un informe con una descripción pormenorizada de distintas metodologías de evaluación del ciclo de Vida (ILCD, 2010), identificando la metodología más adecuada para las distintas categorías de impacto (ILCD, 2011).

### **2.3.2 Análisis del inventario de ciclo de vida (ICV)**

El inventario de datos es *la recopilación y cuantificación de las entradas y salidas del sistema producto*. Los datos necesarios para completar el inventario de ciclo de vida, son datos ambientales de cada proceso unitario que integran el sistema producto relativos a todas las necesidades que presentan el sistema producto como por ejemplo los recursos necesarios, las infraestructuras necesarias o los materiales auxiliares necesarios debidos al mantenimiento del sistema (Figura 2.6).



**Figura 2.6.** Inventario de ciclo de vida por proceso unitario

Por otro lado, también se deben contabilizar los datos del sistema que describen todos los flujos materiales y energéticos que interconectan un proceso con otro.

La principal dificultad de aplicar esta metodología, radica en la gran cantidad de datos necesarios para completar el estudio y así poder garantizar la fiabilidad de los resultados (Kirkeby, 2006).

La fiabilidad de los resultados tiene relación directa con la calidad de los datos utilizados. La *calidad de los datos* se determina mediante las características específicas de los datos utilizados. Así, es común el uso de la *matriz de Pedigree* como indicador de la *fiabilidad* (depende del método escogido para su recopilación: medido, calculado, estimado), *rigurosidad* (representación de la población total, número de puntos de recopilación y periodos de recogida), y *correlación temporal, geográfica y tecnológica* de los datos utilizados (Weidema y Wesnaes, 1997).

### 2.3.3 Evaluación del impacto del ciclo de vida (EICV)

La tercera fase, la *evaluación del impacto del ciclo de vida*, está dirigida a la comprensión y evaluación de la magnitud e importancia de los potenciales impactos

ambientales del *sistema producto*. Este proceso implica la asociación de los datos del inventario con impactos ambientales específicos tratando de valorar dichos impactos.

Para ello, en la etapa de definición del objetivo y alcance se determinan las categorías de impacto que se van a cuantificar así como la metodología mediante la que se realiza dicha cuantificación.

Cabe destacar que la evaluación de impacto se realiza en base a la unidad funcional escogida, es decir, los resultados obtenidos son resultados relativos.

Esta fase permite identificar aquellos procesos que contribuyen de manera más relevante al impacto global, o comparar productos o servicios.

La fase de evaluación puede incluir distintos procedimientos (Figura 2.7):

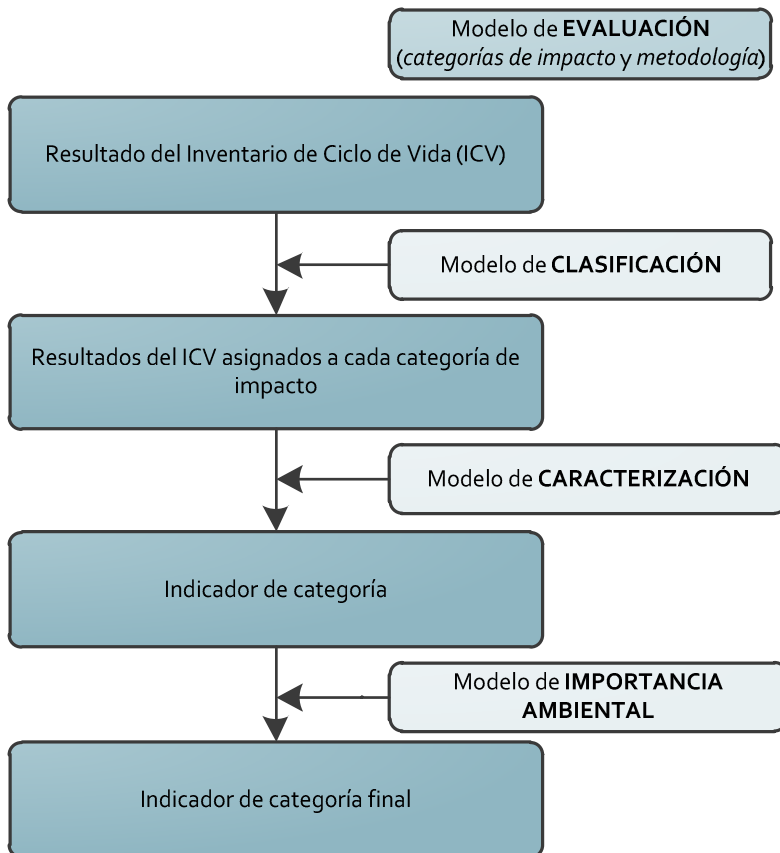


Figura 2.7. Proceso de evaluación del impacto del ciclo de vida

- Asignación de los datos del inventario a categorías de impacto (*Clasificación*)
- Modelado de los datos del inventario dentro de categorías de impacto mediante factores de caracterización (*Caracterización*)
- Cálculo de la magnitud de los resultados del indicador de categoría con respecto a cierta información de referencia (*Normalización*)
- Convertir los resultados de las distintas categorías mediante factores numéricos basados en juicios de valor (*Ponderación*)

La ISO 14042 establece como elementos obligatorios, la selección de las categorías de impactos, la clasificación y caracterización.

En la fase de evaluación de impacto del ciclo de vida hay cierta subjetividad, como en la elección, modelado y evaluación de categorías de impacto. Por lo tanto, la transparencia es crucial para asegurar que las hipótesis están claramente descritas y presentadas.

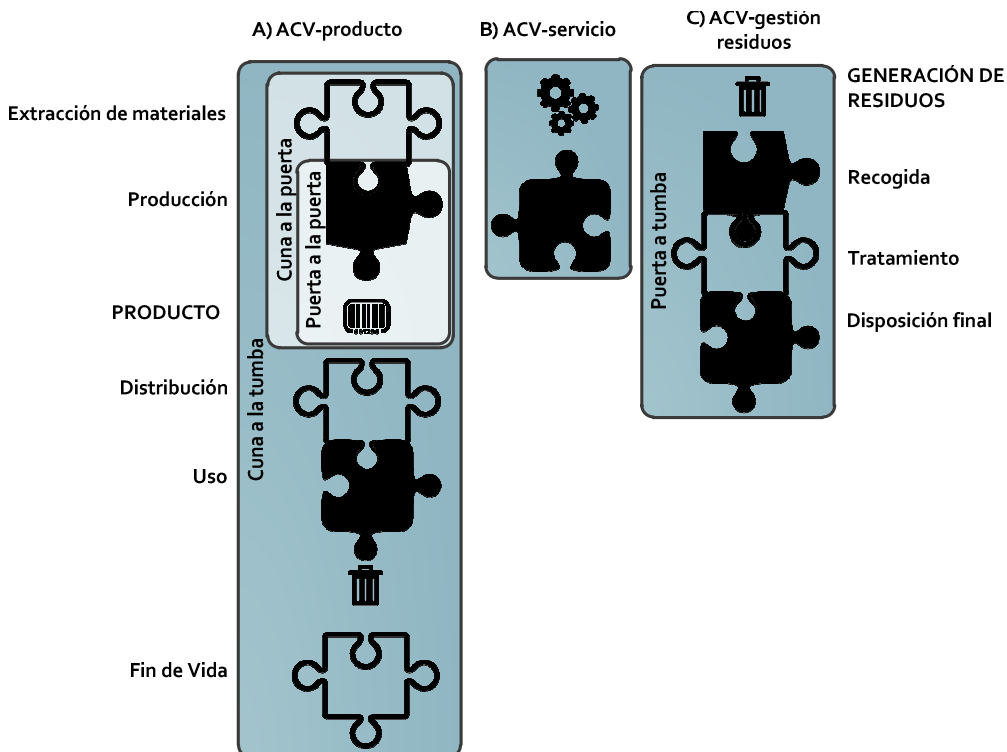
### **2.3.4 Interpretación del ciclo de vida**

La interpretación del ciclo de vida es la fase final del ACV, en la cual se resumen y discuten los resultados del ICV o de la EICV o de ambos. Los resultados de esta interpretación pueden adquirir la forma de conclusiones y recomendaciones para la toma de decisiones, de forma consistente con el objetivo y alcance del estudio.

## **2.4 Herramientas para estudios de ACV y gestión de residuos**

El ACV se aplicó inicialmente en productos con el objetivo de analizar su impacto ambiental. Sin embargo, con el tiempo esta metodología se ha aplicado exitosamente a servicios, incluyendo todos los flujos utilizados para cubrir dicho servicio. Aplicado propiamente a la gestión de residuos, se estudian todas las fases que engloban la gestión de los residuos una vez generados, es decir, la recogida, el tratamiento y la disposición final (Figura 2.8).

Para evaluar el desempeño ambiental de las distintas etapas de la gestión de residuos, la unidad funcional utilizada habitualmente en la literatura es la gestión de 1 tonelada de residuos (Merrild, 2009).



**Figura 2.8.** Etapas del ciclo de vida de un producto (A), de un servicio (B) y de la gestión de residuos (C)

Los estudios abarcan desde el análisis únicamente de distintos sistemas de almacenamiento temporal (Rives *et al.*, 2010), comparación de sistemas de recogida (Aranda Usón *et al.*, 2013; Iriarte *et al.*, 2009; Larsen *et al.*, 2010), a análisis de las tecnologías existentes para el tratamiento de residuos como los procesos de separación (Montejo *et al.*, 2013), tratamientos biológicos (Boldrin *et al.*, 2009a; Colón *et al.*, 2010; Hansen *et al.*, 2006; Martínez-Blanco *et al.*, 2010; Ortner *et al.*, 2013), reciclaje (Björklund y Finnveden, 2005; Damgaard *et al.*, 2009; Merrild *et al.*, 2009, 2008), instalaciones de incineración (Astrup *et al.*, 2011; Beylot y Villeneuve, 2013; Margallo *et al.*, 2014; Morselli *et al.*, 2008; Riber *et al.*, 2008; Turconi *et al.*, 2011) o vertedero (Manfredi, 2009).

Estos últimos modelos permiten conocer qué sustancias generan qué impacto, así como los beneficios ambientales, es decir, cierran el círculo en lo que a gestión de residuos se refiere facilitando la comprensión del origen de los daños ambientales.

Asimismo, el ACV ha sido ampliamente utilizado para evaluar las estrategias de gestión implantadas en una región (Bovea y Powell, 2006; Bovea *et al.*, 2010;

Cherubini *et al.*, 2009; Eisted y Christensen, 2013; Fernández-Nava *et al.*, 2014; Giugliano *et al.*, 2011; Seigné Itoiz, 2010), conocer los resultados de aplicar la jerarquía de acción establecida por la DMR (Schmidt *et al.*, 2007) o apoyar la toma de decisiones en la planificación territorial de la gestión de residuos (Consonni y Viganò, 2011; Larsen *et al.*, 2010; Muñoz *et al.*, 2004).

Las potencialidades de esta metodología están ampliamente validadas. No obstante, los resultados de los estudios son difícilmente extrapolables. Una de las principales críticas encontradas en la literatura giran en torno a la infinidad de estudios de ACV publicados y su carencia en lo que a definición del objetivo y el alcance se refiere (Cleary, 2009; Laurent *et al.*, 2014a, 2014b).

La comparación ambiental de las alternativas de gestión en base a las distintas categorías de impacto de ACV es un aspecto muy crítico, debido principalmente a la necesidad de captar las especificaciones de todos los procesos implicados. Es decir, identificar la tecnología utilizada para reprocesar los materiales o conocer la naturaleza de la energía utilizada, son aspectos que influyen directamente en los resultados finales (Merrild *et al.*, 2008). Es por ello, que si bien la capacidad de modelar las condiciones locales es una de las mayores ventajas que presenta el ACV, el poder plasmar éstas condiciones en el inventario es una de las dificultades a la que debe hacer frente el analista (Laurent *et al.*, 2014b).

El interés de las agencias de protección del medio ambiente y universidades en lograr una mejor comprensión del sector de los residuos se reafirma en la década de los 90 mediante el desarrollo de herramientas específicas de ACV para la gestión de residuos. El objetivo principal de las herramientas ACV aplicadas al sector de residuos, es evaluar el flujo ambiental de distintos recursos (sistemas de recogida, tratamientos,...) con potencial para ser interconectados, basándose en la composición de los residuos desde el punto de generación hasta su disposición final. En Europa muchas son las herramientas disponibles (Comisión Europea, 2014c). La Tabla 2.2 muestra algunas de las herramientas desarrolladas.

Debido a que las herramientas se han desarrollado en relativo aislamiento en lo que a suposiciones y datos se refiere, los resultados de las distintas herramientas difieren significativamente, hasta en un 1400% (Winkler y Bilitewski, 2007), debido entre otros factores a la gran dependencia de los datos utilizados en los inventarios (Gentil *et al.*, 2010; Kirkeby, 2006). Actualmente, las herramientas más utilizadas son el SIMAPRO y el EASEWASTE-EASETECH (Allesch y Brunner, 2014).

**Tabla 2.2.** Clasificación de las principales herramientas

Herramienta	Desarrollador	Región	Accesibilidad	Fuente
EASEWASTE	Technical University of Denmark	Dinamarca	Pago	(Kirkeby, 2006)
IWM <sub>2</sub>	McDougall et al (2001)	Reino Unido	Pago	(McDougall <i>et al.</i> , 2001)
LCA-IWM	Technical University of Darmstadt	Europa	Gratuita	(den Boer <i>et al.</i> , 2007)
ORWARE	Swedish University of Agricultural Sciences	Suecia	Pago	(Eriksson <i>et al.</i> , 2002)
EASETECH	Technical University of Denmark	Dinamarca	Pago	(Clavreul <i>et al.</i> , n.d.)
CO <sub>2</sub> ZW	Sostenipra	Sur Europa	Gratuita	(Seigné Itoiz <i>et al.</i> , 2013).
SIMAPRO	Pré-consultant	Países Bajos	Pago	(PRÉ Consultants, 2012)

A modo de ejemplo y analizando los estudios de ACV a nivel estatal, Cataluña resalta por encima de cualquier otra comunidad autónoma en estudios relativos al impacto ambiental de la gestión de residuos basados en el Análisis de Ciclo de Vida. Cataluña fue pionera, en 1993, en la implantación de sistemas de recogida selectiva para la fracción orgánica. Así, han analizado la idoneidad del sistema de almacenamiento temporal para dicha fracción teniendo en cuenta la imposibilidad de recoger la fracción mediante bolsas de polietileno, dado que está comprobado que éstas tienen cierto contenido de metales pesados con un alto potencial de migración al residuo (Huerta-Pujol *et al.*, 2010; Puyuelo *et al.*, 2013).

Otro estudio relativo al almacenamiento temporal de los residuos, ha resaltado la importancia de diseñar esta sub-etapa con cautela. La capacidad de los contenedores y sus materiales no son aspectos insignificantes, teniendo un efecto directo en el impacto ambiental del sistema integral debido al impacto que los puntos de depósito mal ubicados puedan tener sobre el resultado final (Rives *et al.*, 2010). Se debe, por tanto, optimizar la capacidad de recogida del sistema analizando las peculiaridades de cada punto de generación, pues pocos contenedores de gran capacidad, no tienen el mismo resultado que muchos contenedores de poca capacidad, ni en términos de impacto ambiental ni en términos de recogida selectiva.

Las actividades de recogida también han sido ampliamente estudiadas. Tal y como anteriormente se ha mencionado, el impacto provocado por las actividades de recogida es otro aspecto crítico. Así, aquellos sistemas con mayor número de puntos

de depósito, presentan mayor impacto ambiental en algunas categorías de impacto como por ejemplo el cambio climático (Iriarte *et al.*, 2009), pero a la vez mejores resultados en términos de separación de residuos (Gallardo *et al.*, 2010; Ibáñez *et al.*, 2011), y en consecuencia mayores beneficios ambientales en la etapa de tratamiento. Es por ello, que los sistemas de recogida deben analizarse de manera integral desde la generación hasta el tratamiento final.

## **2.5 Evaluación de la gestión integral de residuos.**

Todo proceso de toma de decisión debe estar basado en datos objetivos que abalen la estrategia tomada. Las decisiones tomadas en base al conocimiento experto únicamente, corresponden más a criterios subjetivos.

Las decisiones no se pueden tomar de manera aislada, es decir, necesitan de herramientas que respalden y apoyen dicho proceso. El uso de indicadores capaces de comunicar complejos resultados de una manera comprensible bien para el público experto bien para el público no experto es de gran valor. La principal finalidad del uso de indicadores es mejorar la comunicación. El uso de indicadores permite:

- Evaluar el sistema utilizado
- Realizar un seguimiento en el tiempo
- Identificar posibilidades de mejora
- Aportar información para el apoyo en la toma de decisión

En el ámbito de la gestión de residuos, los indicadores son una herramienta fundamental para la comparación de alternativas, la comunicación y la transparencia, y para conocer la evolución de la estrategia.

Las estadísticas periódicas sobre la producción y gestión de residuos son necesarias para llevar a cabo un seguimiento de la aplicación de las política de residuos (Comisión Europea, 2002). Asimismo, los indicadores están considerados herramientas esenciales para proceder al seguimiento de los procesos, así como una herramienta clave en transparencia ambiental y comunicación con la sociedad (OECD, 2003). Su correcta aplicación puede conducir al desarrollo de políticas innovadoras y desarrollos tecnológicos.

Así, la DMR establece que,

... cada tres años los Estados miembros informarán a la Comisión sobre su situación en lo que se refiere al logro de los objetivos (objetivos en materia de preparación para la reutilización y reciclaje). (Art. 11)

A nivel estatal, esta obligación es trasladada a las Comunidades Autónomas en el artículo 22,2 de la Ley 22/2011 de residuos. No obstante, la falta de armonización en los enfoques para el reporte de la información obstaculiza la comparación de los datos.

En la medida en que la comparabilidad de los datos es esencial para conocer el estado de cada ámbito, cabe resaltar la importancia de contar con indicadores estandarizados a nivel internacional que permitan la comparación entre distintos lugares independientemente de sus características (Wilson *et al.*, 2015).

Son muchos los indicadores existentes con el objetivo de evaluar los sistemas de gestión de residuos. Los indicadores pueden clasificarse según el pilar de la sostenibilidad que pretenden analizar, es decir, indicadores de desempeño económico, social o medioambiental. En esta tesis únicamente se profundiza en indicadores de rendimiento medioambiental.

Los indicadores tradicionales cuantificaban la generación *per cápita* de residuos o el desvío de los residuos del vertedero. Con el tiempo han surgido nuevos indicadores que focalizan su objetivo en evaluar otros aspectos de la gestión de residuos, como la prevención de residuos (Wilts, 2012), la transición hacia ecosistemas de residuo cero (Zaman y Lehmann, 2013a; Zaman, 2014), la aplicación de políticas 3R (Hotta, 2014) o la eco-eficiencia del sistema (Huysman *et al.*, 2015).

En materia medioambiental, los indicadores han sido clasificados en dos tipos de indicadores: indicadores de rendimiento o indicadores de impacto (Seigné Itoiz *et al.*, 2013; Villeneuve *et al.*, 2009).

- Los *indicadores de rendimiento* han sido los indicadores comúnmente utilizados a la hora de evaluar los sistemas de gestión. Están relacionados con el desempeño del sistema, como el ratio de reciclaje o el desvío de residuos depositados de vertederos
- Los *indicadores de impacto* hacen referencia a la contribución del sistema a una categoría de impacto específica, por ejemplo, el cambio climático o la acidificación del medio

### 2.5.1 Indicadores de rendimiento medioambiental

Todas las políticas establecidas en el marco de la gestión de residuos deben ir acompañadas de indicadores que cuantifiquen el efecto generado.

La prevención es la primera prioridad en la gestión de residuos (Comisión Europea, 2008b). La prevención se define como *las medidas adoptadas antes de que una sustancia, material o producto se convierta en residuo, para reducir*

- *la cantidad de residuo generado*
- *los impactos adversos sobre el medioambiente y la salud humana generados por el residuo*
- *el contenido de sustancias nocivas en materiales y productos*

Sin embargo medir el efecto de las políticas de prevención y establecer vínculos con el sector de residuos es complejo (Wilts, 2012) debido a la escasa información existente en lo que al objetivo de la campaña se refiere y su relación con los resultados obtenidos. Es por ello que esta etapa de la gestión de residuos queda fuera del alcance de esta tesis.

Por otro lado, la separación de los residuos es un aspecto clave para el rendimiento final del sistema. En la medida que los residuos vienen por naturaleza mezclados, es necesaria su separación. La eficiencia del sistema de recogida limita en muchos casos el rendimiento del sistema global. Gallardo *et al.* (2010) proponen un conjunto de indicadores con el objetivo de medir la eficiencia de los sistemas de recogida.

Inicialmente interesa conocer el peso de cada fracción residual sobre la generación total. Esto se cuantifica mediante el *grado de fraccionamiento* (GF).

$$GF = \frac{\text{Peso de la fracción reciclable bruta recogida}}{\text{Peso total de los RU}} \quad (2.1)$$

La eficiencia real del sistema de recogida es el grado de captura de cada corriente. El grado de captura real de cada fracción o *grado de separación* (GS), refleja la cantidad de material recogido selectivamente sobre la generación real de dicha fracción.

$$GS = \frac{\text{Peso de la fracción reciclable bruta recogida}}{\text{Peso de la fracción en los RU}} \quad (2.2)$$

No obstante, la obtención de este último indicador necesita información complementaria como es la caracterización de la composición para conocer la generación real de cada fracción.

Por otro lado, los materiales capturados por los sistemas de recogida no son siempre los deseados. Habitualmente las fracciones contienen componentes que no se corresponden con ellas, es decir, contaminantes o impurezas. La *calidad del depósito* (CD), es la relación entre los materiales deseados depositados frente al total depositado. El grado de calidad es inversamente proporcional del *nivel de impurezas* (NI).

$$CD = \frac{\text{peso de la fracción reciclables limpios recogidos}}{\text{peso total de materiales recogidos}} \quad (2.3)$$

Al igual que el GS, este indicador necesita de información complementaria que muestre el NI, bien en cada punto de depósito, bien en las plantas de tratamiento.

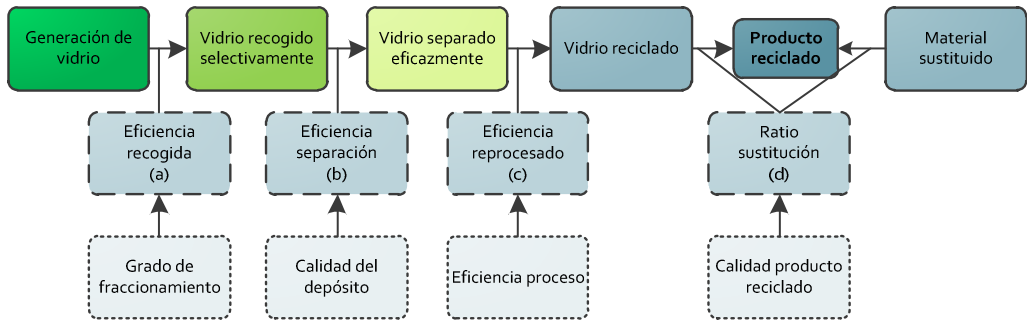
Determinar la eficiencia de los sistemas de recogida exige cuantificar los materiales limpios aptos para ser gestionados en los distintos tratamientos, es decir, el *grado de recuperación* (GR). En función del GS y la CD se obtiene el GR de cada fracción, o lo que es lo mismo la relación entre los materiales netos separados de una fracción frente a la cantidad total de estos materiales en los RU.

$$GR = \frac{\text{peso de la fracción reciclable limpia recogida}}{\text{peso total de la fracción en los RU}} \quad (2.4)$$

El ratio de reciclaje es el indicador que habitualmente se utiliza en las campañas de comunicación. Este indicador adquiere distintos significados dependiendo del punto de cuantificación en el proceso. La Figura 2.9, muestra los distintos puntos de cuantificación para el caso de la fracción vidrio.

Por un lado, puede hacer referencia a los residuos recogidos selectivamente (*a*). En este punto se cuantifica el GF de las fracciones para las que se ha establecido un sistema de recogida separada. Sin embargo no se cuantifica el NI.

Por otro lado, puede hacer referencia a la entrada de materiales a los procesos de reciclaje (*b*). En este punto se cuantifican los residuos limpios aptos para su reprocesamiento.



**Figura 2.9.** Definiciones del ratio de reciclaje

Asimismo, el ratio de reciclaje puede referirse también al grado de recuperación final que se hace en el reprocesamiento de los materiales (c), es decir, se tiene en cuenta la tecnología utilizada para el reprocesamiento de los materiales.

Por último, puede reflejar la relación entre el producto reciclado y el producto a partir de materiales vírgenes, es decir, el ratio de sustitución (d). En este punto se cuantifica la calidad final del producto reciclado.

Las dos primeras definiciones, reflejan la eficiencia de los sistemas de recogida y de separación del sistema. La tercera, tiene mayor relación con el proceso productivo y el nivel de aprovechamiento. Y la última, hace referencia al efecto en el mercado debido a la sustitución de productos primarios por productos secundarios.

Cuando el ratio de reciclaje hace referencia a la cantidad de residuos alimentados a procesos de valorización material, la Decisión 2011/753/UE, en cumplimiento con la DMR, establece las normas y métodos de cálculo para la verificación del cumplimiento de los objetivos de preparación para la reutilización y reciclaje.

La metodología diferencia entre instalaciones de *pre-tratamiento* y *tratamiento*. Entre las instalaciones de *pre-tratamiento* se encuentran las instalaciones de Tratamiento Mecánico Biológico (TMB) y la plantas de Separación y Clasificación (PSC) de residuos. Como *tratamientos* se consideran las plantas de reciclaje y compostaje, las plantas de incineración y los depósitos controlados.

Asimismo, se diferencia entre *residuo primario* y *residuo secundario*:

- Los residuos primarios son los residuos generados en actividades económicas y hogares derivadas de su propia actividad

- Los residuos secundarios son el resultado, si lo hubiese, del tratamiento de los residuos primarios

De acuerdo a esta metodología (Figura 2.10), los residuos urbanos únicamente se refieren a los flujos primarios alimentados a los tratamientos finales (líneas continuas) y los flujos secundarios de las plantas de pre-tratamiento entrantes en tratamientos finales (líneas moteadas).

Así, los residuos secundarios de las plantas de tratamiento no tienen consideración de residuo urbano, dado que son consecuencia directa de la transformación sufrida por el residuo en dicho tratamiento.

Por tanto, las estadísticas de residuos urbanos deben realizarse cuantificando los residuos de entrada de los tratamientos, dado que las instalaciones de pre-tratamiento, no son ciertamente instalaciones de reciclaje.

En la práctica, esto puede acarrear dificultades, dado que algunos procesos de separación y clasificación se dan internamente en las instalaciones de tratamiento final (caso del compostaje o reciclaje de vidrio), siendo difícil conocer la cantidad real de residuos reciclables.

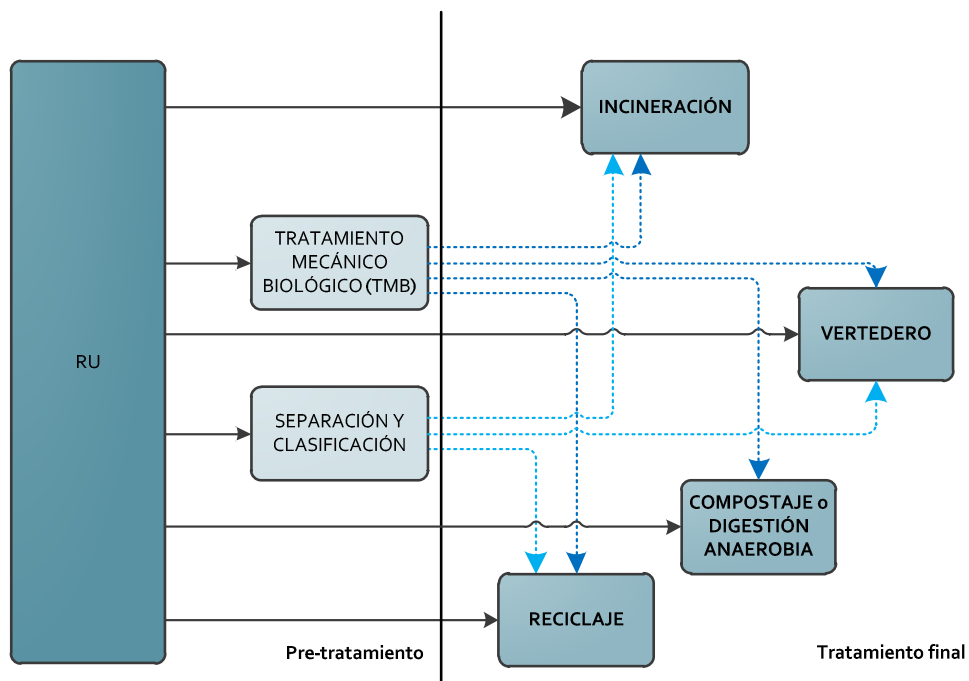


Figura 2.10. Metodología para captura de datos relativa a la gestión de residuos (Eurostat, 2012)

Por otro lado y debido a la importancia de considerar la tecnología utilizada en el reprocesamiento de los materiales, se ha desarrollado un indicador que describe el potencial técnico real de una región para reprocesar cierto material (Park y Chertow, 2014). El indicador está directamente relacionado con las posibilidades tecnológicas existentes en la región, es decir, según el potencial del que se dispone para gestionar un tipo de residuo en concreto, el potencial de reprocesamiento será totalmente diferente de un lugar a otro. Asimismo, de acuerdo con los avances tecnológicos este también variará.

En esta misma línea investigadores de Australia han desarrollado el indicador *Zero Waste Index* (Zaman y Lehmann, 2013a). Basado en el mismo concepto de analizar la eficiencia de los procesos de reprocesamiento o reciclado de residuos, relacionándolo con los residuos recogidos selectivamente obteniendo así un indicador que describe los materiales vírgenes sustituidos eficazmente.

En la Universidad Autónoma de Barcelona han definido un índice de autosuficiencia para la gestión de residuos que mide la capacidad del sistema para cerrar el círculo de los flujos materiales (Fragkou *et al.*, 2010). No obstante, en el caso de la incineración no tiene en cuenta la transformación que sufre los residuos generados, que si bien se reduce significativamente en volumen el residuo entrante, el residuo secundario generado es de naturaleza peligroso.

## **2.5.2 Indicadores de impacto medioambiental**

Los indicadores de impacto hacen referencia a los resultados de estudios de ACV, relacionando directamente el inventario elemental del sistema, es decir, las entradas y salidas del sistema, con un aspecto ambiental, por ejemplo, el cambio climático o la acidificación del medio.

Al presentar los resultados de una evaluación ambiental mediante indicadores de impacto, escoger el conjunto de indicadores relevantes para la comunicación de los resultados es un aspecto clave. Es por ello, que se debe considerar el equilibrio entre resultados complejos, pero transparentes y resultados más simples pero tal vez más inciertos.

En el contexto del ACV, las metodologías de análisis del impacto son un ejemplo de lo anterior. Las metodologías se clasifican en base al tipo de indicador que utilizan (ver apartado 2.3.1): *Indicadores intermedios e indicadores finales*.

El uso de indicadores intermedios implica analizar varios indicadores a la vez para obtener una conclusión. No obstante, cada vez que se profundiza en la cadena causa-efecto, la incertidumbre va en aumento. Es por ello, que es importante decidir entre el uso de indicadores complejos pero con alto grado de incertidumbre, o indicadores más simples pero con menor grado de incertidumbre.

En este contexto, el uso del *cambio climático* como indicador del impacto ambiental ha prevalecido sobre el uso de otros indicadores. No obstante, algunos autores no dudan en afirmar que usar únicamente el cambio climático puede llevar a conclusiones equivocadas (Weidema *et al.*, 2008). El uso de un solo indicador como indicador del impacto ambiental de un sistema de gestión de residuos es insuficiente (Huijbregts *et al.*, 2006; Merrild, 2009).

### 2.5.3 Sesgo en los indicadores

Tal y como se ha descrito, existen infinidad de indicadores potenciales de ser utilizados como medio de comunicación para describir el estado del sistema. Sin embargo, la utilización de un indicador u otro puede generar sesgos en los procesos de comunicación bien sea por la propia definición del indicador, bien por la incertidumbre en la obtención de éste (M. MacDonald, 1996).

Los indicadores existentes pueden ser obtenidos de manera directa o de manera indirecta.

- Los *indicadores directos*, como por ejemplo el ratio de recogida selectiva o generación de residuos no necesitan de más información que la que se genera diariamente
- Los *indicadores indirectos*, como por ejemplo el grado de separación o contribución al cambio climático, necesitan de información complementaria para su cuantificación

Cuanto más se profundiza en el rendimiento del sistema, mayor es la necesidad de información complementaria para evaluarlo. El problema radica muchas veces en la imposibilidad de obtener la información complementaria debido a que la caracterización de los escenarios no es completa.




En lo relativo a los indicadores de impacto, las suposiciones e hipótesis realizadas tienen relación directa con el tipo de datos que se utilizan. La principal dificultad

radica en la búsqueda de los inventarios aptos para el modelado del sistema en cuestión. Así, los datos y modelos utilizados deben reflejar una correlación temporal, es decir, describir las condiciones actuales. Por otro lado, deben presentar una correlación geográfica y técnica, es decir, deben describir las condiciones locales en lo que a escala geográfica y tecnológica se refiere. Asimismo, los datos utilizados deben ser lo más fiables posibles, es decir, deben presentar un equilibrio entre la periodicidad y los puntos de muestreo para así asegurar su representatividad (Weidema y Wesnaes, 1997).

Por otro lado y debido a la diversa naturaleza de los indicadores de impacto, el uso de un conjunto de indicadores puede resultar en una descripción más completa del sistema de gestión de residuos. No obstante, el proceso de análisis resulta más complejo. Si bien la descripción del sistema es mayor, el responsable de la toma de decisión debe valorar conjuntamente aspectos incomparables entre sí, ponderando el peso relativo de cada uno de ellos.

La Tabla 2.3 muestra algunos de los indicadores más utilizados para describir los sistemas de gestión de residuos. En la tabla se describe el indicador, si es un indicador directo o indirecto, la información complementaria necesaria en caso de que el indicador sea indirecto, y el grado de dificultad para su obtención.

El grado de dificultad tiene que ver con la información complementaria necesaria.












- Baja : información complementaria fácil de obtener, por ejemplo información macro-económica
- Media : información complementaria relativa a balances *input-output* macro de las instalaciones
- Alta : información complementaria compleja, por ejemplo, la caracterización de la generación

Tal y como se puede observar, únicamente dos indicadores son directos, siendo necesaria en la mayoría de los casos información complementaria para dar un resultado veraz en las demás categorías. Si bien, cierta información es sencilla de obtener (por ejemplo población generadora), otra no lo es tanto (por ejemplo % de carbono biogénico a la entrada de los tratamientos).

Debido a la complejidad de caracterizar el escenario en todos los niveles para la obtención de toda la información complementaria necesaria, la utilización de un

indicador más complejo, como la contribución al cambio climático, que puede describir de manera más global el sistema, no es siempre considerado como el mejor descriptor del sistema (Greene y Tonjes, 2014; Larsen y Astrup, 2011).

**Tabla 2.3.** Descripción de distintos indicadores

Indicador	Unidad	Tipo	Información complementaria	Grado de dificultad
Generación total	ton	Directo	/	
Generación per cápita	ton / pc	Indirecto	Población generadora	
Recogida selectiva (grado de fraccionamiento)	ton	Directo	/	
Residuos reciclados	ton	Indirecto	Eficiencia plantas de separación y pre-tratamientos	
Residuos incinerados	ton	Indirecto	Eficiencia plantas de separación y pre-tratamientos	
Recogida selectiva efectiva (grado de separación)	%	Indirecto	Caracterización residuos	
Ratio de reciclaje	%	Indirecto	Eficiencia plantas de separación y pre-tratamientos	
Ratio de recuperación material o sustitución de materiales vírgenes	%	Indirecto	Eficiencia y tecnología tratamientos de reciclaje	
Recuperación energética	kWh <sub>t</sub>	Indirecto	Eficiencia planta de valorización energética	
Recuperación energética renovable	kWh <sub>reno</sub>	Indirecto	% de carbono biogénico tratado	
Contribución al cambio climático	kgCO <sub>2</sub> <sub>eq</sub>	Indirecto	Estado tecnológico de las instalaciones y eficiencia	





# CARACTERIZACIÓN DE LA GENERACIÓN DE RESIDUOS

---

*La caracterización de la generación de residuos es un factor clave para la correcta gestión de los mismos. Las fuentes de información necesarias para realizar dicha caracterización son diversas y complejas.*

*Entender los pormenores de la información necesaria para la caracterización es esencial para poder entender los resultados de las siguientes etapas de la gestión.*

*Las fuentes de información se dividen en dos aspectos principales: cantidad y composición.*

*El primer aspecto pretende vislumbrar la distribución relativa de la generación en términos de las diferentes fracciones de las que está compuesta la bolsa de basura depositada por los generadores, aspecto directamente relacionado con el sistema de recogida implantado. El segundo, comprende la generación real de la bolsa de basura.*

*Es por ello que en este Capítulo se analizan los distintos sistemas de recogida y las últimas caracterizaciones disponibles.*



### 3.1 Introducción

El principal reto al que tienen hacer frente los encargados de la gestión de residuos para una gestión óptima de los mismos es la escasez de datos (Beigl *et al.*, 2008). Las decisiones tomadas sin la información adecuada, bien por falta de ella o bien por la deficiente calidad de los datos, se traduce habitualmente en una gestión inapropiada con consecuencias directas en el coste, la eficiencia de las instalaciones, el uso de recursos así como en el impacto ambiental del sistema a nivel local y global (den Boer *et al.*, 2005).

Asimismo, en base a la justicia social, las estrategias de gestión de residuos deben asegurar una correcta asignación de la procedencia de los residuos, es decir, favorecer un conocimiento pleno de *quién* está generando *qué* residuo y *cómo* lo está generando. Ésta es la única manera de hacer valer los principios de *quien contamina paga* y la *responsabilidad ampliada del productor*.

Por lo tanto, la caracterización de la generación es un aspecto fundamental a la hora de abordar el diseño o mejora de un sistema de gestión de residuos. A continuación se define cada concepto involucrado en esta fase en aras de evitar la confusión.

La *caracterización de la generación de residuos*, se define como el proceso de recopilación de información relativa a la cantidad (cuantificación de la generación) y la composición (caracterización de la composición) de residuos. Si bien estos dos términos son complementarios, la naturaleza de la información comprendida por ellos difiere significativamente.

La *cuantificación de la generación* comprende la información relativa a la distribución de la generación en las distintas fracciones residuales. La naturaleza de la información recopilada está directamente relacionada con el sistema de recogida implantado, pues es el sistema de recogida el que establece la clasificación de los residuos, así como la posibilidad de identificar al generador.

La *caracterización de la composición*, por otro lado, ilustra qué tipo de residuos comprenden la generación de residuos en un momento y espacio específico.

La caracterización de la generación de residuos es el punto de partida para todas las etapas de la gestión integral de residuos. Es preciso conocer *qué* se está generando para poder diseñar campañas educativas y de concienciación que favorezcan la prevención de la generación, así como para proceder al seguimiento de las mismas.

Asimismo, el diseño óptimo de los servicios de recogida de residuos necesita de información relativa a la distribución de la generación. Conocer qué tipo de residuo está siendo generado (*qué*) por qué tipo de estrato (*quién*) favorecerá el diseño *ad hoc* del servicio (Gallardo *et al.*, 2015, 2014).

Por otro lado, y en la medida que los impactos ambientales de un proceso son consecuencia del nivel tecnológico así como del residuo que lo alimenta (Doka, 2009a), es fundamental conocer qué tipo de residuos son gestionados en los distintos tratamientos.

Igualmente, una planificación flexible de los recursos solo es realizable si se cuenta con información relativa a su volumen de generación y composición, siendo así posible hacer frente a las necesidades actuales y futuras de gestión.

La cantidad y la composición de los residuos es, por tanto, la piedra angular en la planificación de las estrategias de gestión de residuos (Karak *et al.*, 2012).

Sin embargo, la caracterización de los residuos, en todos sus alcances, varía de forma considerable de país a país (den Boer *et al.*, 2010), así como en el tiempo (Komilis *et al.*, 2012; Santibañez-Aguilar *et al.*, 2013) debido principalmente a los hábitos de consumo y los sistemas de recogida (Horttanainen *et al.*, 2013; Larsen y Astrup, 2011; Montejo *et al.*, 2013), así como a los procesos productivos, dificultando su extrapolación a distintas escalas geográficas.

En este Capítulo se ahondará en las dos componentes de la caracterización de la generación, es decir, la cantidad y la composición de los residuos.

## 3.2 Clasificación de los residuos

La terminología utilizada para definir el alcance de las caracterizaciones realizadas es esencial para comprender la información.

De acuerdo a la Directiva Marco de Residuos (DMR), se le da condición de *residuo*, salvo excepciones (artículo 2), a *cualquier sustancia u objeto del cual su poseedor se desprenda o tenga la intención o la obligación de desechar* (Comisión Europea, 2008b). Este término convive estrechamente con otro: la *basura*.

Se entiende por *residuo* aquel producto que deja de ser útil para el propietario, pero que con un tratamiento adecuado sigue siendo útil para el mercado, considerándose materia prima para otros procesos productivos. Al contrario, se considera *basura* aquellas sustancias o productos que no presentan ningún valor, es decir, aquellos elementos de los que es imposible obtener ningún producto, y que por tanto necesitan de un rediseño. Los modelos deben avanzar hacia los modelos de *basura cero*.

En lo relativo a los residuos, y dada la diversidad de su naturaleza hace que coexistan diversas definiciones que habitualmente se solapan entre sí (Figura 3.1).

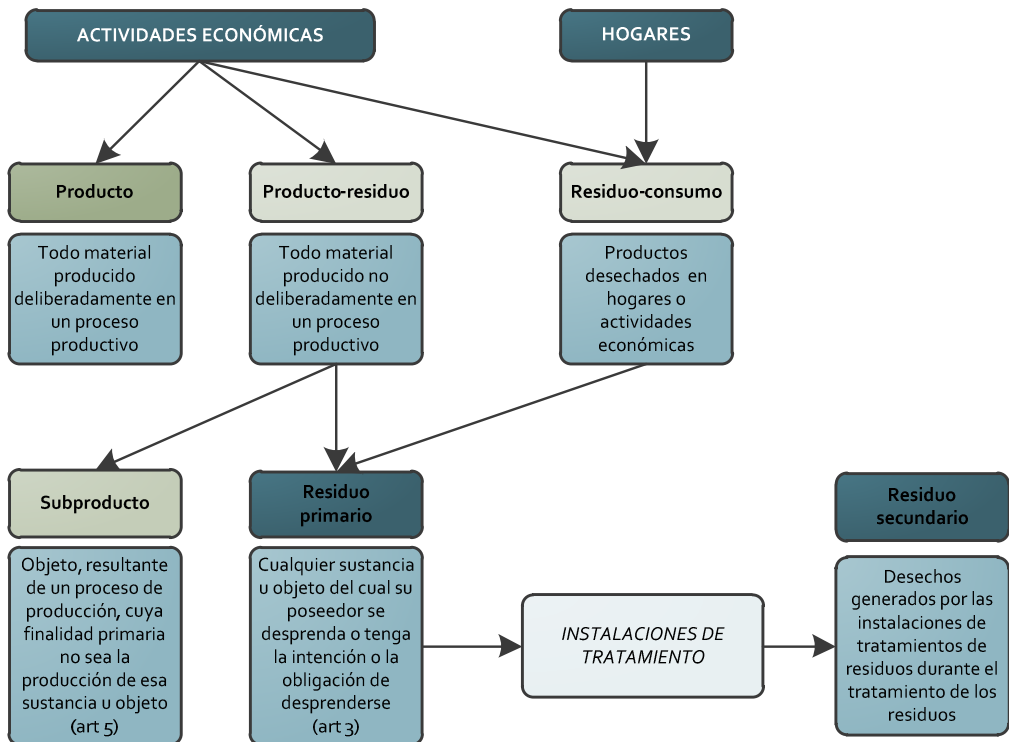
Los residuos pueden clasificarse según su origen (¿qué actividad los ha generado?), según su peligrosidad (¿son un peligro potencial para ser humano o el medio ambiente?), según su composición (¿de qué se compone?), según la estrategia de gestión (¿cómo se ha gestionado?). Por todo ello, elegir una única definición para las corrientes residuales es difícil.

De acuerdo a la definición de la DMR, y dependiendo del lugar de la cadena de consumo donde se genera el residuo, éste se clasifica en *residuo primario* o *residuo secundario* (Figura 3.2).

- *Residuos primarios*: Cualquier sustancia u objeto del cual su poseedor se desprenda o tenga la intención o la obligación de desprenderse
- *Residuos secundarios*: Desechos generados por las instalaciones de tratamientos de residuos durante el tratamiento



Figura 3.1. Enfoques para la clasificación de residuos (GRID-ARENDAL, 2006)



**Figura 3.2.** Clasificación de residuos según el lugar de generación en la cadena de consumo

Los residuos primarios pueden clasificarse según su origen o lugar de producción. Así, en la transposición de la DMR al marco jurídico español mediante la Ley 22/2011 de residuos, estos se clasifican en *residuos domésticos* (RD), *residuos comerciales* (RCo) y *residuos industriales* (RI) (ver apartado 1.1.4.2).

Por otro lado, y con el objetivo de establecer las normas y métodos de cálculo para la verificación del cumplimiento de los objetivos establecidos en la DMR, complementariamente la Decisión 2011/753/UE incluye las siguientes definiciones:

- *Residuos domésticos* (RD): los residuos generados en los hogares
- *Residuos similares* (RS): los residuos que, por su naturaleza y composición, son equiparables a los residuos domésticos, con exclusión de los residuos de la industria y de los residuos de la agricultura y la silvicultura
- *Residuos urbanos* (RU): residuos domésticos y similares

Asimismo, y dependiendo de la actividad de la que provienen, se desarrolló la *Lista Europea de Residuos* (LER), con el objetivo de establecer un marco común de clasificación de residuos. La LER clasifica los residuos en diferentes índices según su

actividad, siendo los grupos 15 y 20 relativos a residuos de envases y municipales respectivamente los que a esta tesis atañen (MMA, 2004).

Los residuos también se pueden clasificar según su peligrosidad. Así, el Real Decreto 1481/2001, relativo al depósito de residuos (MMA, 2001) clasifica los residuos en:

- Residuos no peligrosos
- Residuos inertes
- Residuos biodegradables

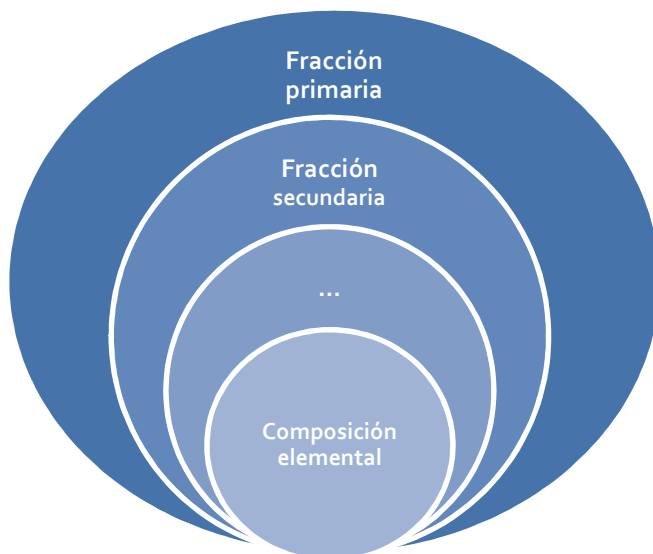
### **3.3 Alcance de la caracterización**

La caracterización de la generación de los residuos requiere la identificación de todas las corrientes residuales o *fracciones* que conforman lo conocido como la bolsa de basura.

La Figura 3.3 describe los diferentes niveles mediante los cuales pueden ser descritos los residuos generados.

Habitualmente la información disponible es relativa a las *fracciones primarias* que normalmente se corresponden con el sistema de recogida implantado. No obstante, las fracciones primarias están compuestas por distintas corrientes residuales denominadas *fracciones secundarias*. Asimismo, cada fracción secundaria puede ser definida de manera *elemental* con el objetivo de conocer la composición química de la misma. Cabe resaltar, que en los procesos donde se da una transformación del residuo (véase digestión anaerobia o incineración), es la composición elemental de los residuos aquella que mayor influencia tiene en el proceso, llegando a limitar la viabilidad de este.

A modo de ejemplo, el sistema de gestión implantado en la Comunidad Autónoma Vasca exige a la ciudadanía la separación en origen de lo denominado como envases ligeros (EL). Los EL son por tanto, en los términos de esta tesis doctoral, una *fracción primaria*. Los EL están formados por envases de plástico, metálicos y complejos, es decir, *fracciones secundarias*. Los envases de plástico, a su vez, comprenden envases de polietilenoftalato (PET), de polietileno de alta densidad (HDPE), de polietileno de baja densidad (LDPE) y de policloruro de vinilo (PVC) entre otros.



**Figura 3.3.** Niveles de detalle para la caracterización de la generación de residuos

Todas y cada una de estas sub-fracciones tienen diferentes propiedades químicas (poder calorífico,...), físicas (humedad, granulometría,...) y biológicas (degradabilidad), es decir, una *composición elemental* específica.

A nivel internacional se pueden destacar los trabajos de Doka (2009) y Riber (2009), con 121 y 48 fracciones secundarias identificadas respectivamente, y caracterizadas en base a la identificación de 47 y 61 características elementales (Doka, 2009b; Riber *et al.*, 2009).

La desagregación de la bolsa de basura hasta niveles tan específicos permite entre otros:

- Cuantificar los flujos físicos de recursos naturales demandados en una región lo cual permite relacionar el consumo de recursos con la capacidad del medio ambiente para proporcionar materiales y absorber residuos, es decir, conocer la *Necesidad Total de Materiales* de una región (Ihobe, 2002)
- Identificar el origen de sustancias, y por consiguiente los productos potencialmente dañinos para el medio ambiente y la salud humana (Burnley, 2007; Riber *et al.*, 2009) y así rediseñarlos, es decir, tomar decisiones de ecodiseño

### 3.3.1 Fracciones primarias y secundarias

La caracterización de la generación comprende la información relativa a la composición de la bolsa de basura. En este sentido, no existe una metodología estandarizada para la caracterización de dicha composición, lo que dificulta la comparación de los resultados (Dahlén y Lagerkvist, 2008). Esto unido a la gran heterogeneidad de los residuos urbanos y a la influencia de las condiciones locales, limita significativamente la extrapolación de las analíticas de unos escenarios a otros (Edjabou *et al.*, 2015).

Se han identificado más de 20 metodologías para la caracterización de residuos (Dahlén *et al.*, 2007). Se puede decir que los aspectos principales que limitan la comparabilidad de los resultados son:

- Proceso de muestreo
- Definición de las fracciones

Existen infinidad de procesos de muestreo que van desde el muestreo directo en el punto de generación (Eisted y Christensen, 2011a; Riber *et al.*, 2009) hasta el muestreo en el vehículo de recogida (Wagland *et al.*, 2012), o el realizado tras la recepción de los residuos (den Boer *et al.*, 2010).

Asimismo, el resultado final de la caracterización de la composición de residuos está directamente ligado a los principios de clasificación de los residuos definidos, es decir, los límites fijados para incluir cierta fracción en un grupo (Dahlén y Lagerkvist, 2008).

### 3.3.2 Composición elemental

La composición elemental de los residuos se refiere a la composición química y física de los residuos (Riber *et al.*, 2009).

Los *impactos ambientales* de un proceso se generan por el flujo de materiales y energía necesarios en el proceso y las emisiones generadas por el mismo que provocan efectos adversos sobre distintos medios, por ejemplo agua, aire o suelo, o lo que es lo mismo en distintos *vectores ambientales*. En el contexto de ACV y la gestión de residuos, para cuantificar los posibles efectos negativos provocados sobre el medio ambiente y la salud humana es necesario contar con información relativa a

la naturaleza de los residuos además de información relativa a las características propias de las infraestructuras utilizadas (Doka, 2009a), es decir, a la cantidad y calidad de los residuos gestionados (*naturaleza del residuo*), y a las condiciones de operación de los tratamientos (*naturaleza del proceso*).

Las emisiones derivadas de la *naturaleza del residuo* dependen directamente de la cantidad de residuo, de la composición elemental y las propiedades de los residuos, es decir, la entrada determina la salida. No obstante, las características propias de las infraestructuras de tratamiento pueden condicionar que las sustancias se trasfieran de un vector medioambiental a otro. Por ejemplo, los procesos de tratamientos de gases en las plantas incineradoras hacen que el SO<sub>2</sub> potencial de ser emitido a la atmosfera sea transformado en sulfatos (SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>) en forma líquida para ser tratado finalmente en las estaciones depuradoras de agua.

Asimismo, la composición elemental y las propiedades de los residuos delimitan la posibilidad de que un residuo sea gestionado en un tratamiento u otro. Particularmente, cuando el tratamiento a implementar se trata de un tratamiento térmico con recuperación energética (véase incineración), la composición química y física del residuo, que determinan las características térmicas del residuo, como el poder calorífico y los niveles de humedad, son factores clave que fijan a su vez, el retorno en energía del proceso.

Además, tal y como se ha mencionado anteriormente, las características de los residuos tienen dependencia total de las condiciones locales. Como ejemplo, véase la Figura 3.4 donde se muestra el poder calorífico superior o valor calorífico neto para distintos residuos alimentados a incineradores en Europa. En la figura se pueden apreciar rangos muy distintos desde alrededor de 6,5 GJ/mg RU hasta 17 GJ/mg RU (Reimann, 2012).

Por otro lado, en contexto actual de reducción de las emisiones de efecto invernadero es indispensable determinar la naturaleza de las emisiones resultantes de los distintos procesos de transformación de los residuos.

El *Panel Intergubernamental contra el Cambio Climático* (IPCC) clasifica las emisiones en (IPCC, 2006a):

- Emisiones de origen fósil
- Emisiones de origen biogénico

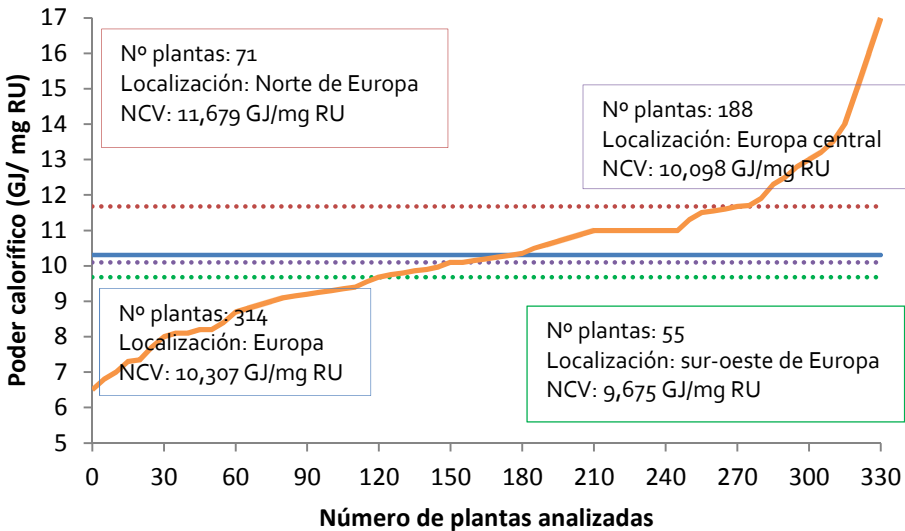


Figura 3.4. Poder calorífico neto de distintas plantas de valorización energética (Reimann, 2012)

El IPCC asume que las emisiones de CO<sub>2</sub> biogénicas forman parte del ciclo natural de carbono y que por ello no contribuyen al cambio climático. Asumen que este carbono es extraído de la atmosfera mediante fotosíntesis, es decir, de forma natural, y que de la misma manera será devuelto tras su degradación. La Tabla 3.1 muestra el rango de carbono fósil para distintas fracciones residuales según el IPCC.

En este sentido, la Directiva 2009/28/CE relativa al uso de energía procedente de fuentes renovables, incluye la *biomasa* como *fuentes de energía renovable*. Ésta define la biomasa como *la fracción biodegradable de los productos, desechos y residuos de origen biológico procedentes de actividades agrarias ... así como la fracción biodegradables de los residuos industriales y municipales* (Comisión Europea, 2009).

Por tanto, es indispensable distinguir entre el carbono de origen biogénico del de origen fósil, bien para conocer el ratio de energía renovable producida, bien para determinar qué emisiones se consideran neutras en lo relativo al cambio climático. No obstante, específicamente en los procesos de incineración, todas las emisiones, sean del origen que sean, deben ser tomadas en consideración cuando se comparan distintas fuentes de energía (IPCC, 2006b).

**Tabla 3.1.** Valores del IPCC para contenidos de carbono fósil de algunas fracciones residuales (IPCC, 2006a)

<b>Fracción</b>	<b>Fracción de carbono fósil en % del total del carbono</b>
Papel-cartón	0-5
Textil	0-50
Materia orgánica	0
Madera	0
Desechos de poda y jardinería	0
Pañales	10
Caucho y cuero	20
Plásticos	95-100

Cabe matizar que la naturaleza de los procesos hace que ciertas emisiones no sean directamente atribuibles a las propiedades de los residuos, siendo dependientes de las condiciones de operación de los procesos, como por ejemplo, la temperatura de operación o la concentración de oxígeno en las plantas incineradoras.

Tal y como se ha mencionado, el sistema de recogida implantado tiene efecto directo en la composición elemental media de los residuos gestionados. La introducción de sistemas de recogida separada de las fracciones con alto contenido en carbón biogénico (materia orgánica y papel-cartón) favorece el aumento del poder calorífico de los residuos a tratar. Sin embargo, el ratio de energía renovable se reduce. Asimismo, el tratamiento de residuos de carácter más inerte en estas instalaciones, aumenta el volumen de cenizas a gestionar posteriormente, con el consiguiente aumento de los costes. A la hora de planificar una instalación tan inflexible como es una incineradora, por tanto, se deberán tener en cuenta el rendimiento esperado por los sistemas de recogida separada (MMAMRM, 2011).

Por lo tanto, es necesario conocer las características elementales de los residuos gestionados para poder determinar las condiciones de operación del sistema, así como identificar su rendimiento.

### **3.4 Cuantificación de la generación**

La cuantificación de la generación analiza la distribución de la generación en un escenario específico. La información reportada está directamente ligada al sistema

de recogida implantado, pues es en la definición del sistema de recogida donde se define la forma en la que los residuos se van a segregar.

Los RU vienen por naturaleza mezclados, y son tal vez los residuos más heterogéneos en términos de composición material (McDougall *et al.*, 2001). La separación de los residuos en sus distintas fracciones es, en menor o mayor medida, un paso clave en la mayoría de los tratamientos. La separación puede ocurrir en cualquier etapa a lo largo del ciclo de vida del residuo.

La primera separación o *separación en origen*, ocurre en los hogares donde los residuos reciclables son separados de los no-reciclables (fracción RESTO). Los mismos materiales pueden ser, a su vez, separados tras la recogida u obligatoriamente ya como pre-tratamiento para su posterior procesamiento (Figura 3.5). La separación es, por tanto, ubicua en el ciclo de vida de los residuos.

A continuación se presentan los resultados del análisis de los datos relativos a la separación en origen, es decir, lo que comúnmente se conoce como recogida separada de residuos. Para ello se describen las principales características de los sistemas de recogida separada y se analizan aquellos sistemas de mayor despliegue en Bizkaia y Gipuzkoa.

La recogida separada se define como (Gobierno de España, 2011):

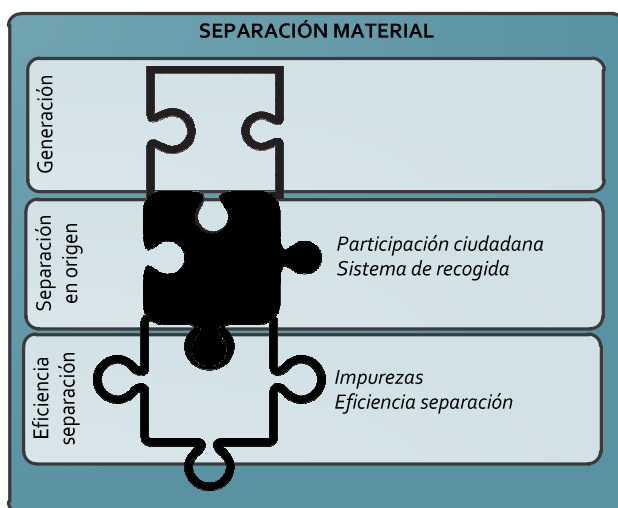


Figura 3.5. La separación de los residuos en sus distintas posibilidades

La etapa de la recogida está compuesta de tres componentes (Figura 3.6). La *pre-recogida* comprende las actividades de almacenamiento de los RU. Los residuos una vez depositados, son recogidos por los servicios municipales (*recogida urbana*) y finalmente conducidos hasta las instalaciones receptoras (*transporte*).

La *pre-recogida* es la etapa clave en la separación de los residuos. Asimismo, es el punto de conexión del sistema de gestión con la ciudadanía, donde cuanta mayor corresponsabilización hacia el sistema se muestre, mejores resultados se lograrán. De acuerdo al responsable de política de residuos en la Agencia Europea de Medioambiente Piotr Barczack, el éxito de la gestión de residuos no está en la tecnología sino en el comportamiento de la ciudadanía (Petxarroman, 2015).

### 3.4.1 Importancia de la participación ciudadana

El éxito de un sistema de gestión de residuos radica en la *participación* activa de la ciudadanía en la pre-recogida, es decir, en la separación en origen (Gallardo *et al.*, 2010; Ibáñez *et al.*, 2011). Sin la participación activa de la ciudadanía en la recogida separada de las corrientes residuales, ni el sistema ambientalmente más eficaz, ni económicamente más sostenible dará buenos resultados. Es la participación de la ciudadanía la cual determina la cantidad y la calidad de los residuos a recoger.

El comportamiento de la ciudadanía frente a la separación en origen puede describirse mediante tres factores: motivación, capacidad y oportunidad (Figura 3.7). La ciudadanía debe tener una *motivación* para participar, bien sea por conciencia propia o por distintos incentivos. Asimismo, debe tener la *capacidad* para realizarlo, es decir, contar con el conocimiento preciso para depositar correctamente cada fracción en su lugar de depósito. Y finalmente, debe tener las *oportunidades* suficientes para realizar la acción.



Figura 3.6. Componentes de la etapa de recogida de residuos

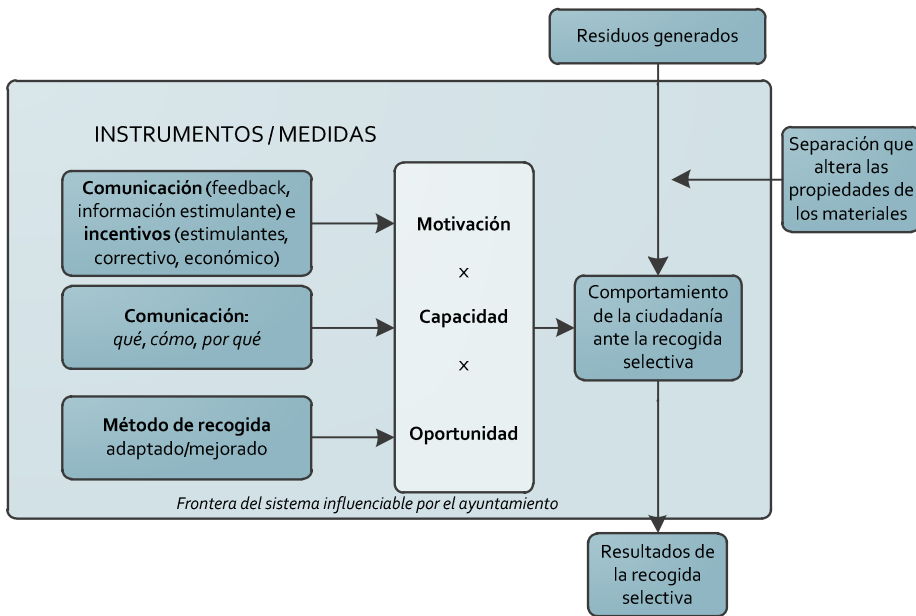


Figura 3.7. Modelo Tríada aplicado al comportamiento sobre la recogida separada (den Boer *et al.*, 2007)

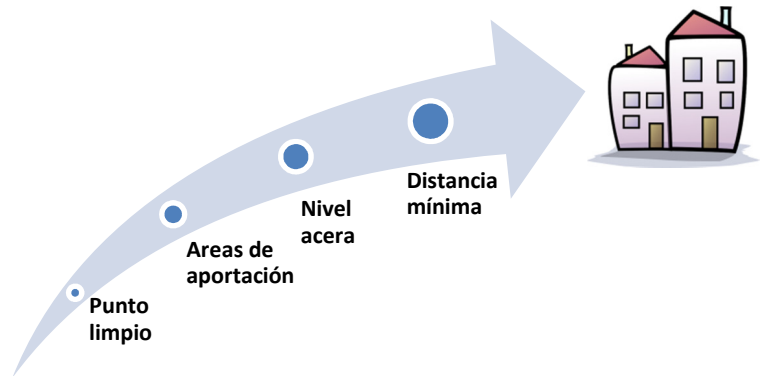
Si alguno de estos factores es mínimo, el comportamiento resultante ante la recogida separada también será mínimo. Tradicionalmente la mayoría de los esfuerzos se han concentrado en facilitar los equipamientos necesarios, dejando la motivación y la capacidad de la ciudadanía siempre en un segundo plano. Sin embargo, la situación real es que la ciudadanía no actúa igual ante las mismas oportunidades, y por tanto, a veces un sistema que funciona en un lugar, no lo hace en un municipio contiguo.

### 3.4.2 Clasificación de los sistemas de recogida

La clasificación de los sistemas de recogida se realiza de acuerdo a los siguientes aspectos: *factor de proximidad, número de fracciones separadas, tipo de almacenamiento temporal y sistema de identificación y cuantificación.*

#### 3.4.2.1 Factor de proximidad

Los sistemas de recogida pueden ser clasificados en base a la distancia que la ciudadanía debe recorrer desde el punto de generación hasta el punto de depósito, es decir, de acuerdo al factor de proximidad (Figura 3.8).



**Figura 3.8.** Clasificación de los sistemas de recogida en base a la distancia entre el origen y el punto de depósito (Alvarez *et al.*, 2010).

El sistema con un factor de proximidad mayor, es aquel que establece una *distancia mínima* o de *patio de casa* entre el generador del residuo y el punto de depósito. Este factor de proximidad se liga habitualmente a una *recogida puerta a puerta*.

Posteriormente, sin criterios estrictos, habitualmente se establece un límite en distancia para diferenciar los sistemas. Así, los puntos de depósito con un radio de acción de entre 50 y 60 metros se denominan *sistemas de acera*, y aquellos entre 100 y 500 metros de radio de acción, *áreas de aportación*.

Asimismo, los residuos pueden ser recogidos también en instalaciones alejadas de los núcleos urbanos denominadas *puntos limpios*, donde se facilita la recogida de mayores tipologías de residuos de menor generación como electrodomésticos o lámparas fluorescentes. Y por último, son muchos los establecimientos que colaboran en la recogida de diversos residuos como pilas y medicamentos disponiendo de puntos de recogida (mayoritariamente comercializadoras del propio producto) (Gallardo, 2009).

Según los principales autores, a mayor proximidad, o menor radio de acción de los puntos de depósito, mayor nivel de separación se obtiene (Gallardo *et al.*, 2012a; Ibáñez *et al.*, 2011). En escenarios con radio de acción altos, unos pocos habitantes tendrán relativamente poca distancia que recorrer para depositar sus residuos mientras que para otros muchos la distancia será significativamente grande.

Sin embargo, la localización óptima de los puntos de depósito está reconocida por la comunidad científica como un *problema semi-obnoxious* (Ghiani *et al.*, 2012). Por lo general, la ciudadanía prefiere tener los puntos de depósito lo más cerca posible, favoreciendo así su participación activa. No obstante, el ciudadano también prefiere

pagar los menos impuestos posibles que garanticen el servicio. Por otro lado, además de intentar reducir el coste del servicio, también se tiene el objetivo de minimizar el impacto visual y de olores debido a la presencia de los puntos de depósito. Dado que todos estos aspectos dependen del número de los puntos de depósito, garantizar un buen servicio con el menor número de puntos de depósito posible representa un objetivo clave.

### **3.4.2.2 Número de fracciones recogidas**

Los sistemas de recogida también se diferencian por el número y tipo de fracciones recogidas separadamente. Los modelos habituales se distinguen como modelos mono-recogida o modelos multi-recogida, haciendo referencia al tipo de fracción primaria recogida.

En la mono-recogida cada fracción primaria es recogida de manera separada frente a las otras como por ejemplo el vidrio (Vi). Mientras que en la multi-recogida, se combina la recogida de diferentes fracciones reciclables en un mismo contenedor, como es el caso de los envases ligeros.

La definición de qué fracciones deben que ser separadas, está estrechamente relacionada con las vías de gestión final que se implantan a nivel territorial. Así, en San Francisco (EE.UU.) separan en tres fracciones. Por un lado la fracción orgánica, por otro todas las fracciones reciclables conjuntamente, y por último las no-reciclables o basura. Este sistema se complementa con plantas de compostaje y centros de reciclaje, es decir, favorecen la valorización material (Environment, 2014).

Este mismo modelo se aplica en algunos municipios catalanes para las fracciones reciclables papel y cartón (PyC) y los EL (Alvarez *et al.*, 2010).

Otro caso es el de Suecia que ha apostado por la valorización energética térmica mediante incineración. El sistema sueco segrega principalmente la fracción combustible de la no combustible. No obstante, durante el año 2013 dio comienzo la recogida separada de la fracción orgánica (Avfall Sverige, 2014).

Históricamente el sistema de mayor implantación en los municipios vascos, separaba los residuos en tres fracciones principales PyC, EL y Vi de lo denominado no reciclable o RESTO. La recogida separada del fracción Vi fue la pionera en la década de los 80.

Posteriormente, se comenzó la recogida del PyC a principios de los 90. La fracción EL fue la última en incorporarse a la recogida selectiva a finales de los 90.

Con el tiempo al sistema de recogida selectiva se han unido otras fracciones, como son los enseres de gran tamaño o voluminosos, las pilas o los aceites domésticos. Asimismo, existen programas específicos de recogida para medicamentos, residuos peligrosos de hogar o residuos electrónicos. La última fracción incluida en el sistema de recogida selectiva ha sido la materia orgánica (MO).

### **3.4.2.3 Tipo de almacenamiento**

A su vez, cada sistema de recogida selectiva puede utilizar diferentes sistemas de almacenamiento temporal. El almacenamiento temporal se diferencia por el tipo de sistema de aportación utilizado para el depósito temporal de los residuos. El sistema más extendido es la recogida en contenedores de superficie bien a nivel de acera o en áreas de aportación, entre los que se encuentran contenedores de tipo iglú, de carga lateral o trasera.

Si bien todos están basados en sistemas de contenedores, con el tiempo han surgido nuevas variantes para hacer frente a los problemas asociados como son los olores e impactos visuales, como por ejemplo los sistemas de contenedores soterrados o sistema de recogida neumática (móvil o estática).

Por otro lado, se encuentran aquellos sistemas que utilizan como almacenamiento temporal el propio residuo, como por ejemplo las bolsas de papel para el caso de la fracción PyC, o bolsas biodegradables para la MO. Este sistema ha sido aplicado en algunas vertientes del sistema de recogida puerta a puerta.

### **3.4.2.4 Sistema de identificación y cuantificación**

El uso que la ciudadanía hace del servicio de recogida de residuos, al igual que otros servicios como son la distribución de la energía o el agua, no es igualitario para todos. Si bien toda la ciudadanía tiene derecho a que sus residuos sean recogidos, no toda la ciudadanía genera de la misma manera, ni en cantidad ni en composición ni en calidad.

Entre los principios rectores de la DMR se encuentra el de que *quien contamina paga*. La aplicación de este principio a la ciudadanía se podría aplicar en la tasa de residuos mediante sistemas de pago por generación (*Pay-As-You-Throw*).

Actualmente las tasas más utilizadas en la CAV no tienen en cuenta el nivel de corresponsabilización de la ciudadanía hacia el sistema de gestión de residuos, sino que se basan en patrones de consumo como por ejemplo el consumo de agua en los domicilios. No obstante, son muchas las experiencias existentes tanto en Estados Unidos como en Europa relativas a sistemas de pago por generación (GENCAT, 2013). Las experiencias van desde pago por bolsa con etiquetas identificativas como en los municipios de Capannori y Seveso (Italia), por tipo y volumen de cubo como en San Francisco (EE.UU.) o por sistema de cámara como en Dresde (Alemania). Todos ellos se basan en dos aspectos principales:

- Identificación del generador de residuos
- Cuantificación de la generación

El primer aspecto, la identificación del usuario, permite la personalización del servicio. Los sistemas individuales de recogida de residuos como el puerta a puerta, presentan esta característica donde cada usuario cuenta con su punto de depósito individual (Alvarez *et al.*, 2010). Para incluir este aspecto en los sistemas colectivos actuales se podrían dotar con mecanismos que permitieran esta personalización mediante tarjeta identificativa por ejemplo.

En cuanto a la cuantificación de la generación, se puede realizar bien mediante cuantificación directa por medio de sistemas de pesaje, o estimaciones en base al volumen del recipiente (bolsa o contenedor) o usos del servicio (GENCAT, 2013).

Sin embargo, habitualmente todo lo depositado no se corresponde con el objeto del punto de depósito, es decir, existen impurezas. Las impurezas se pueden deber a depositar el residuo en el lugar equivocado, a depositar correctamente el residuo pero en un formato incorrecto o a depositar el residuo contaminado (Gallardo *et al.*, 2011). El nivel de impurezas de las fracciones separadas es un aspecto muy importante en la recogida separada, dando lugar a variaciones considerables en lo que a cantidad de residuos separados se refiere. Las impurezas incrementan los costes de la gestión, debido al aumento de consumo energético, tiempo y transporte (Zero Waste, 2009). Habitualmente el nivel de impurezas se reporta de manera conjunta como resultado de los balances input-output en las plantas de gestión.

Cuantificar las impurezas sería un avance en los sistemas de control, permitiendo así incluir una nueva variable en los sistemas de pago por generación, así como identificar deficiencias en los sistemas y en consecuencia diseñar campañas de sensibilización más adecuadas. En este contexto existen nuevas metodología de estimación de la composición en fase de experimentación basadas en visión, que permiten estimar la composición de una manera eficaz (Wagland *et al.*, 2012), siendo posible su extrapolación a los puntos de generación.

La Tabla 3.2 muestra el potencial de la recogida separada de las distintas fracciones en relación a la responsabilidad del generador. Corresponsabilizar al generador parece ser un aspecto clave en la eficiencia del sistema, demostrando tener mejores resultados en términos de recogida selectiva y calidad de las fracciones.

**Tabla 3.2.** Potencial de captación por fracciones en función de los sistemas de recogida (GFA, 2012a)

	<b>Mat. Orgánica</b>	<b>Reciclables</b>	<b>Impurezas</b>	<b>% Rec. Selectiva</b>	<b>% Rec. En masa</b>
<b>Sistema abierto</b>					
Contenedor abierto	20%	25%	>5%	45%	55%
<b>Sistema limitado</b>					
Contenedor con llave voluntario	10%	20%	<5%	30%	70%
Contenedor con llave obligatorio	20%	40%	<5%	60%	40%
Puerta a puerta	25%	50%	<5%	75%	25%

### 3.4.3 Eficiencia de los sistemas de recogida

La medida de la eficiencia de los sistemas de recogida se puede hacer de acuerdo a distintos parámetros como se describe a continuación.

Cuando se habla de cuantificación de la generación de residuos, se habla del grado de cumplimiento del objetivo establecido por el sistema de recogida implementado.

La separación de las distintas fracciones como el papel, vidrio, plástico, metal, etc. en el punto de generación es una de las formas más eficaces de recuperación para su posterior valorización mediante reciclado, reutilización o cualquier otro proceso (Gallardo *et al.*, 2012a). Por tanto, el principal objetivo de los sistemas de recogida selectiva es separar la mayor cantidad de materiales con el mayor grado de calidad posible.

Para cuantificar el grado de separación y la calidad de los residuos los indicadores más utilizados son:

- Grado de fraccionamiento (GF) (2.1)
- Grado de separación (GS) (2.2)
- Calidad del depósito (CD) (2.3)
- Grado de recuperación (GR) (2.4)

### **3.5 Análisis de los sistemas de pre-recogida en Bizkaia y Gipuzkoa**

En esta tesis se han comparado tres sistemas de pre-recogida implantados en los territorios de Bizkaia y Gipuzkoa. En este apartado únicamente se analizan los datos relativos a la generación y separación de las siguientes fracciones: PyC, Vi, MO, EL y RESTO. El análisis de los sistemas de pre-recogida se realiza de acuerdo a los indicadores GF (2.1) y CD (2.3).

#### **3.5.1 Sistema de 4 contenedores**

El sistema de pre-recogida más ampliamente extendido tanto en Bizkaia como en Gipuzkoa es el sistema de recogida mediante contenedores a nivel de acera para la fracción RESTO y en áreas de aportación para las fracciones reciclables Vi, PyC y EL: sistema de 4 contenedores (4C).

Para describir el sistema 4C se han utilizado los datos del territorio histórico de Bizkaia relativos al fraccionamiento de las fracciones en los 112 municipios. Los campos de información disponibles se presentan en la Tabla A.1.

El análisis del sistema 4C se realiza con los datos relativos al año 2012, previo a la implantación de la recogida selectiva de la fracción orgánica en algunos municipios. La Tabla 3.3 muestra el promedio y la desviación estándar para el conjunto de municipios de Bizkaia del indicador GF.

**Tabla 3.3.** Promedio de recogida separada de cada fracción (doce años desde implantación, 112 municipios).

	<b>GF<sub>4c</sub> (%)</b>
Envases ligeros	3,78 ± 1,36
Vidrio	6,82 ± 2,50
Papel-cartón	7,69 ± 2,96
Resto	81,67 ± 4,77

Este resultado está en concordancia con los obtenidos en otros estudios encontrados en la bibliografía (Gallardo *et al.*, 2012a) salvo para el caso de la fracción vidrio donde se aprecian valores superiores en el caso de Bizkaia. No obstante, el grado de recogida selectiva total, no supera tampoco el 20%.

Además de conocer cuánto se recoge, es indispensable analizar cómo se recoge, es decir, el nivel de impurezas. Sin embargo, el dato local únicamente se ha obtenido para la fracción de envases ligeros de manera conjunta para el territorio. De acuerdo al ejercicio de 2012, un 23,84% de lo depositado en el contenedor no corresponde a la fracción EL (Tabla 3.4).

**Tabla 3.4.** Fracciones secundarias de los envases ligeros y los impropios para el territorio de Bizkaia en el año 2012 (Garbiker, 2013)

	<b>GF<sub>PSC_EL</sub> (%)</b>
Acero	14,71
PET	10,88
PEAD	6,46
PEBD	22,60
Otros plásticos	10,49
Aluminio	0,70
Impropios (IMP)	23,84

Escenarios análogos muestran rangos de GC de entre un 79,22% y un 72,67% (Gallardo *et al.*, 2012a). Asimismo, a nivel estatal se estima que el GC para la fracción EL es de alrededor de 72,32%, donde los impropios corresponden a otro tipo de envases (7,04%), a materia orgánica (5,01%) y a otros residuos (15,63%) (MAAMA, 2012a). Para el territorio de Gipuzkoa en 2007 se cuantificó el GC en un 67,35%, es decir 5 puntos por debajo del nivel estatal (GFA, 2007).

Para el caso de la fracción PyC en Gipuzkoa se estimó que únicamente el 2,68% de los residuos depositados no correspondían a la fracción deseada. A nivel estatal este valor es algo superior, superando ligeramente el 5%.

La fracción Vi es aquella que menor NI presenta a nivel estatal, tan solo el 1,93% de los residuos depositados no corresponde a la fracción deseada.

### **3.5.2 Sistema de 5 contenedores**

La gestión de los biorresiduos está considerada como la columna vertebral de un buen sistema de gestión de residuos (MAGRAMA, 2013). La recogida separada de los biorresiduos consituye un factor clave para mejorar y reducir los costes operacionales del tratamiento de los residuos. Así, el último informe aprobado por el Parlamento Europeo recomienda la obligatoriedad de establecer la recogida selectiva de los residuos orgánicos para 2020 (Parlamento Europeo, 2015).

Cabe destacar que desviar los residuos fácilmente biodegradables de los vertederos y generar una fracción de biorresiduos más limpia permite producir compost de alta calidad así como la producción de biogás (Comisión Europea, 2008a).

La presencia de la fracción MO como material no solicitado en el resto de fracciones recogidas separadamente (Vi, EL,...), comporta una reducción de la eficiencia de separación de dichas fracciones en las plantas de tratamiento y una pérdida de la calidad de los materiales recuperados. Asimismo, la recogida separada y la gestión diferenciada de la fracción orgánica es uno de los mecanismos más efectivos para dar cumplimiento a la Directiva 1999/31/CEE, relativa al vertido de residuos, y permite reducir drásticamente la entrada de material biodegradable en los vertederos con la consiguiente reducción de las emisiones de metano asociadas a la degradación de la materia orgánica en condiciones anaerobias.

A nivel estatal, se identifican 6 escenarios alternativos para la recogida la fracción orgánica, siendo el escenario mayoritario la ampliación del sistema 4C mediante un contenedor adicional (Gallardo *et al.*, 2011).

El sistema de recogida separada de la fracción orgánica mediante la incorporación de un nuevo contenedor se conoce como experiencia *5º contenedor*. De aquí en adelante se denominará a este sistema, sistema de 5 contenedores (5C).

Para analizar este sistema se opta por analizar los datos del territorio histórico de Gipuzkoa dado que Bizkaia no ha comenzado todavía a reportar aquellos datos relativos a la recogida de esta fracción hasta el año 2013, mientras que en Gipuzkoa la recogida de esta fracción está más consolidada y por tanto, la información disponible es mayor.

De acuerdo a la estratificación realizada en los municipios guipuzcoanos en base al sistema de recogida implantado, destaca la mancomunidad de Urola Kosta por ser aquella donde antes del 2012 tenía implementado en todos sus municipios el sistema 5C (GFA, 2012b). Los campos de información disponibles se presentan en la Tabla A.3.

La mancomunidad de Urola Kosta dio comienzo a la recogida separada de la fracción orgánica en 2008 y la extendió a todos sus municipios en 2010. Es un sistema voluntario donde a la ciudadanía no tiene la obligación de separar en origen esta fracción. El sistema tiene un sistema de identificación parcial dado que no toda la ciudadanía tiene acceso al contenedor, sino que únicamente aquellas familias dadas de alta en el programa pueden abrir el contenedor mediante una llave. En algunos municipios el sistema va más allá identificando a su vez al depositador de los residuos mediante un sistema RFID. Sin embargo, esta opción queda fuera del alcance de esta tesis. El sistema no realiza una cuantificación individualizada de la generación. La Tabla 3.5 se presentan los datos relativos al GF logrado mediante este sistema tras estar implantado durante 3 años.

**Tabla 3.5.** Promedio de recogida separada de cada fracción (tres años desde implantación, 4 municipios)

	<b>GF<sub>5C</sub> (%)</b>
Materia orgánica	9,74 ± 2,90
Envases ligeros	4,90 ± 0,85
Vidrio	10,56 ± 1,31
Papel-cartón	12,39 ± 1,79
Resto	62,13 ± 5,11

Para este escenario se desconoce el GC del sistema para la fracción orgánica. Sin embargo, este sistema en otros municipios muestra que un 88,4 ± 6,5 % de los residuos orgánicos han sido correctamente depositados (Gallardo *et al.*, 2011). A nivel estatal se estima que el GC es 81,43% (MAAMA, 2012a). Si bien, la participación en este tipo de sistemas no parece ser muy significativa, aquellos que participan lo hacen correctamente.

### 3.5.3 Sistema de recogida puerta a puerta

Para la gestión de la materia orgánica otros municipios han optado por un sistema más riguroso de recogida separada, la recogida puerta a puerta.

La recogida separada puerta a puerta es aquella recogida en la que los generadores de residuos (ciudadanos, comercios, etc.) efectúan la segregación de las distintas fracciones de los residuos en origen, pero en lugar de depositarlas en unos contenedores que de forma permanente permanecen en la vía pública, las distintas fracciones son recogidas directamente en el punto de generación de acuerdo con un calendario pre-establecido y bajo un sistema de control de calidad mínimo (Alvarez *et al.*, 2010). La filosofía de este sistema es acercar el problema de los residuos a la ciudadanía corresponsabilizándolos en la gestión correcta de los mismos.

Existen distintas modalidades de recogida separada puerta a puerta (Tabla 3.6), desde el sistema que únicamente recoge separadamente la fracción orgánica y RESTO, manteniendo las áreas de aportación contenerizadas para el resto de fracciones (2PaP), hasta sistemas más rigurosos donde se incluyen el papel-cartón y los envases ligeros (4PaP) y/o hasta el vidrio (5PaP). El sistema más extendido es el 4PaP donde la recogida de la fracción vidrio es igual que en los sistemas contenerizados.

Para el análisis de este sistema, se analizan distintos municipios guipuzcoanos. La fuente de información proviene de la mancomunidad de San Markos (Tabla A.4). Cabe resaltar, que a día de hoy existe una fuente de información unificada para el conjunto de los municipios guipuzcoanos (Tabla A.5).

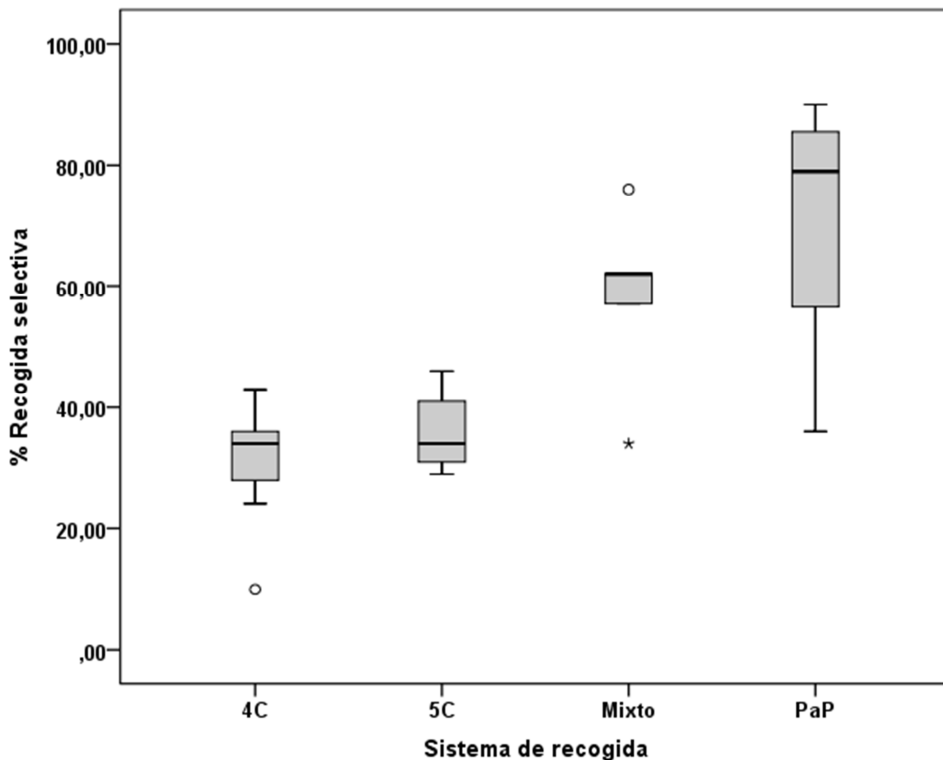
Los primeros sistemas de recogida PaP fueron del tipo 4PaP. Sin embargo, posteriormente se han implantado sistemas mixtos donde la fracción orgánica es recogida puerta a puerta, pero para las demás fracciones permite el depósito contenerizado, como es el caso de municipios como Eskoriatza, Lezo o Astigarraga.

**Tabla 3.6.** Alternativas del modelo de recogida PaP (Fracciones en gris claro se recogen mediante sistema PaP. Fracciones en gris oscuro mediante contenedor)

Modelo	Fracción orgánica	Fracción resto	Papel-cartón	Envases	Vidrio
1PaP				Contenedor	
2PaP				Contenedor	
3PaP			Multiproducto		Contenedor
				Contenedor	
4PaP					Contenedor
5PaP					

La Figura 3.9 muestra el porcentaje medio de recogida selectiva obtenido mediante los distintos sistemas implantados en los municipios guipuzcoanos (salvo para las mancomunidades de Sasieta, Tolosaldea y Txingudi) durante el año 2013. Se aprecia cómo el sistema PaP es aquel que mejores resultados globales presenta seguido por el sistema mixto. Los sistemas 4C y 5C presentan resultados muy parecidos.

En la recogida puerta a puerta implantada en los municipios guipuzcoanos los residuos se depositan en unos colgadores identificados numéricamente y adscritos a un usuario, de manera que se puede analizar lo depositado por cada usuario. Asimismo, se establecen áreas de emergencia contenerizadas para dar respuesta a las necesidades de la población que no puedan acogerse de manera excepcional al horario establecido.



**Figura 3.9.** Porcentaje de recogida selectiva según el sistema de recogida implantado en municipios guipuzcoanos durante el 2013 (Kontsortzioa, 2013).

A diferencia de la tipología de biorresiduos recogido separadamente mediante el sistema 5C, donde únicamente se separaban los restos alimentarios crudos, en el sistema 4PaP se recogen separadamente los residuos tanto crudos como cocinados. Si bien los biorresiduos cocinados presentan un mayor contenido de aceites y grasas y se caracterizan por una mayor conductividad debido al uso de sal de cocina, no comportan ninguna limitación para su compostaje o digestión anaerobia y, por tanto, no supone un motivo suficiente que justifique la exclusión de dichos residuos del sistema de recogida separada (MAGRAMA, 2013).

De manera complementaria y aun correspondiendo a la fracción RESTO, debido a su naturaleza, los pañales y las compresas se recogen de forma separada diariamente.

El municipio de Usurbil implantó el sistema 4PaP en el año 2009 y le siguieron Oiartzun y Hernani en el 2010. Por tanto, se analizan los datos de estos tres municipios por ser aquellos que de manera más prolongada han trabajado en el sistema, y por tanto, con la mayor estabilidad de datos. La Figura 3.10 y Tabla 3.7 muestran el GF para este sistema.

**Tabla 3.7.** Promedio de recogida separada de cada fracción (tres años desde implantación, 3 municipios)

	GF <sub>4PaP</sub> (%)
Materia orgánica	39,56 ± 3,71
Envases ligeros	13,90 ± 0,21
Vidrio	15,44 ± 2,48
Papel-cartón	17,53 ± 1,95
Resto	13,59 ± 4,63

La calidad de las fracciones recogidas separadamente es un aspecto clave para determinar la eficiencia del sistema. El municipio de Hernani realizó una caracterización de la fracción orgánica recogida en el periodo 2010-2012 mostrada en la Figura 3.11. En ella se puede observar como el GC es superior al 95%. Se establece que el GC promedio es de 98,58 ± 1,16.

La comparación de las Tabla 3.5 y Tabla 3.7 permite concluir que el sistema 4PaP es más efectivo a la hora de recoger selectivamente los biorresiduos. Asimismo, de acuerdo con miembros del Consorcio de Residuos de Gipuzkoa, mientras que con el sistema 5C se obtiene entre 10 y 12 kg de biorresiduo por persona y año, con el sistema 4PaP se alcanzan hasta 80 kg por persona y año (Peruarena, 2012).

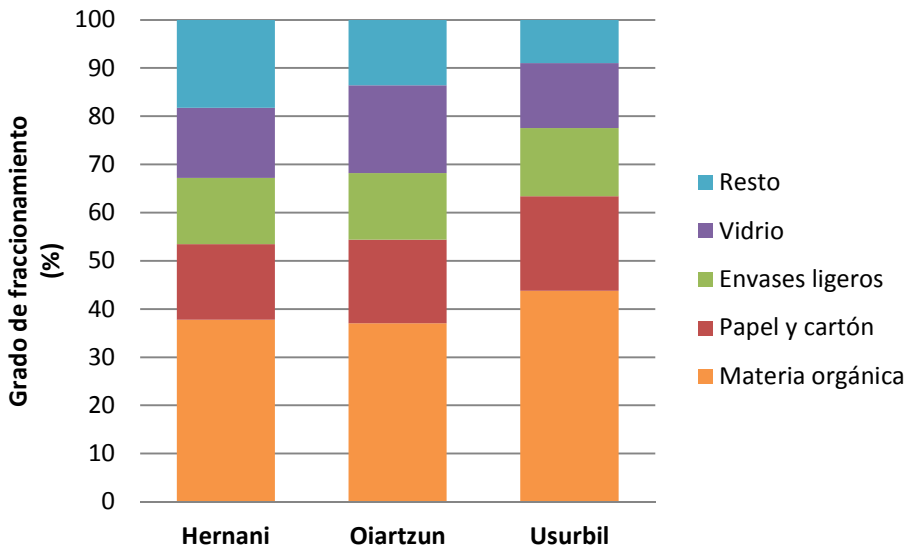


Figura 3.10. Grado de fraccionamiento de la recogida 4PaP para el año 2013

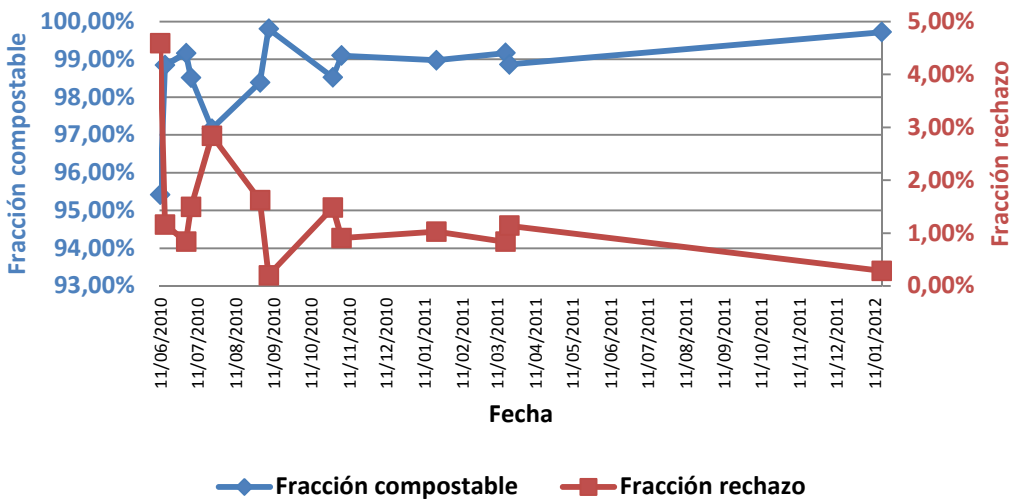


Figura 3.11. Evolución de la caracterización de la fracción orgánica recogida en el municipios de Hernani (Udala, 2014)

## 3.6 Caracterización de la composición

En el apartado anterior, se ha trabajado la cantidad de residuos recogidos selectivamente (*grado de fraccionamiento*). Sin embargo, únicamente con esa información se desconoce el funcionamiento real del sistema, es decir, lo bien que el sistema funciona para las distintas fracciones (*grado de separación*).

A continuación se profundiza en la composición de los residuos generados mediante las caracterizaciones realizadas por las diputaciones de Bizkaia y Gipuzkoa, y a nivel estatal, con el objetivo de establecer el marco de análisis de la tesis para tratar de identificar qué flujos residuales se incluirán en los estudios posteriores y cuáles no.

### 3.6.1 Caracterización en Bizkaia

La información relativa a la caracterización de residuos en Bizkaia más reciente es de 2003. Esta caracterización se realizó conjuntamente con caracterizaciones desde 2001 a 2002 en el marco de redacción del II Plan Integral de Gestión de Residuos Urbanos de Bizkaia 2005-2016 (II PIGRUB) (BFA, 2001a; Idema, 2003a, 2003b).

La matriz de caracterización utilizada consta de 11 fracciones primarias y de un total de 41 fracciones secundarias (Tabla A.2). Para realizar la caracterización se analizó la fracción RESTO, sumando posteriormente las cantidades de la recogida selectiva. Hay que tener en cuenta que no se tiene información alguna relativa a la composición elemental de las fracciones ni de manera individual ni de manera conjunta.

La Figura 3.12 muestra la última caracterización realizada de la fracción RESTO para las distintas agrupaciones de municipios vizcaínos. Tal y como se puede observar, la fracción mayoritaria es la MO, la cual comprende las fracciones secundarias restos de alimentos y restos de podas y jardinería. Las fracciones PyC y plásticos tienen también una presencia significativa.

La Figura 3.13 muestra las distintas caracterizaciones realizadas durante los años 2001 y 2003 para el conjunto de Bizkaia, tras la combinación de los resultados de las caracterizaciones de la fracción RESTO y la recogida selectiva.

Tal y como se puede observar, la fracción principal es la materia orgánica con una presencia de alrededor del 40%. A ésta le siguen la fracción PyC con un 20%, la fracción EL con 17% y el Vi con alrededor del 10%.

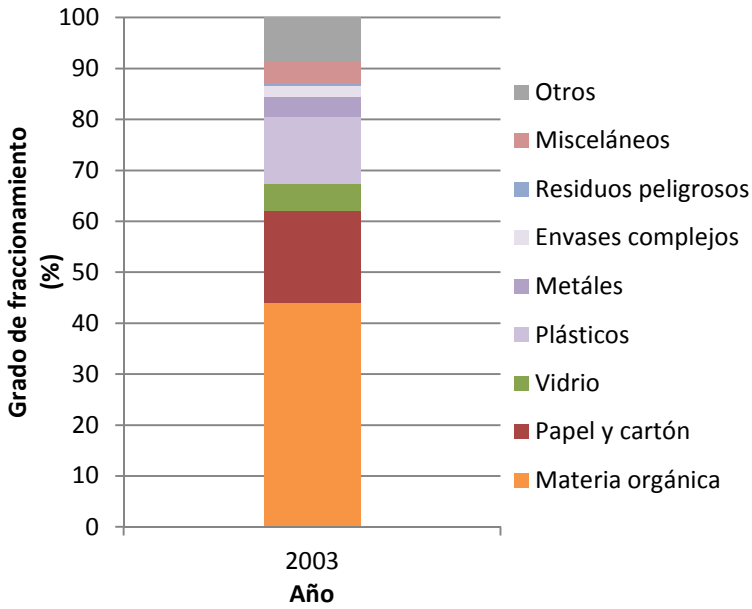


Figura 3.12. Caracterización de la fracción RESTO en Bizkaia (Idema, 2003c).

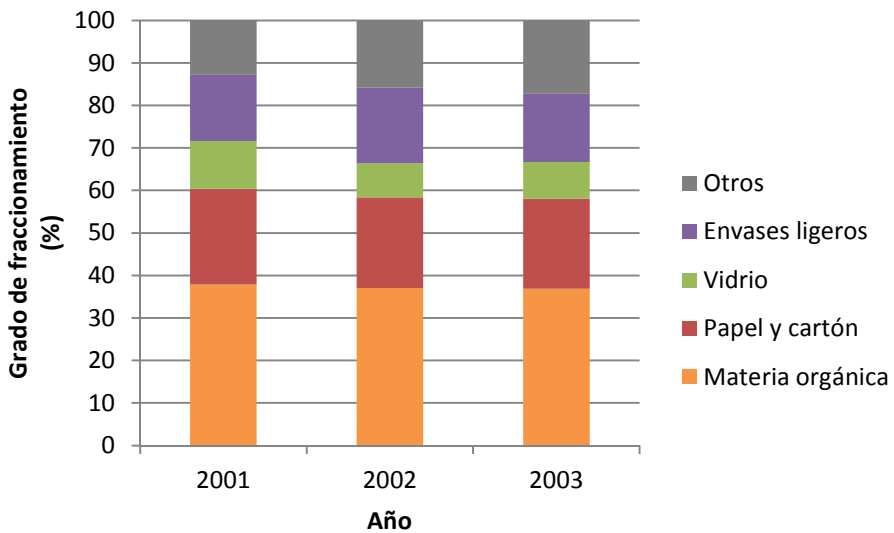


Figura 3.13. Caracterizaciones de los residuos domésticos en Bizkaia

El 12% restante (Ot) está formado por plásticos y metales no envases, residuos peligrosos del hogar, textiles, y voluminosos entre otros. Es importante resaltar que el 5% del total de la generación corresponde a la sub-fracción papel sucio, paños y pañales, que si bien en la matriz de caracterización se incluía dentro de la fracción principal PyC, se ha separado (incluida Ot) por entender que es de naturaleza muy distinta en lo que a gestión final se refiere incluyéndose habitualmente en la recogida en masa en vez de en la recogida selectiva.

Por otro lado y con el objetivo de analizar el impacto de la estacionalidad, se realizaron dos caracterizaciones consecutivas durante los años 2002 y 2003 correspondientes a épocas estacionales diferentes (Figura 3.13). La caracterización del año 2002 es representativa del invierno y la del 2003 de primavera-verano. Este estudio no muestra diferencias significativas en la caracterización de la composición en los años transcurridos. No obstante, otros estudios muestran el impacto significativo de la estacionalidad en lo que a composición de los residuos se refiere (Boldrin y Christensen, 2010).

Adicionalmente, para la realización de las caracterizaciones el territorio fue estratificado en diferentes zonas homogéneas representativas de la diversidad de hábitats urbanos, y por consiguiente de los residuos generados en el territorio. La zonificación se realizó en base al tipo de urbanización, nivel socio-económico, características territoriales de los municipios y composición agrícola, industrial, comercial y otros servicios (BFA, 2001b).

La Figura 3.14 muestra las caracterizaciones por zonas homogéneas para el año 2003. Las diferencias más significativas se encuentran en las fracciones MO y PyC. La MO es la mayoritaria en todas las zonas, presentando un rango desde el 30% en Mundaka a un 40% en Bilbao. Para el caso del PyC, la zona de Arratia tiene la menor distribución con un 16% frente al 24% de la zona de Basauri. No obstante, del estudio no se obtiene ninguna conclusión significativa en lo que a diferencias entre zonas se refiere.

### **3.6.2 Caracterización en Gipuzkoa**

El Territorio Histórico de Gipuzkoa, cuenta con un programa de caracterizaciones más actualizado. Las últimas caracterizaciones recogidas en la Figura 3.15 datan de los años 2001, 2007 y 2011 (GFA, 2012c, 2007).

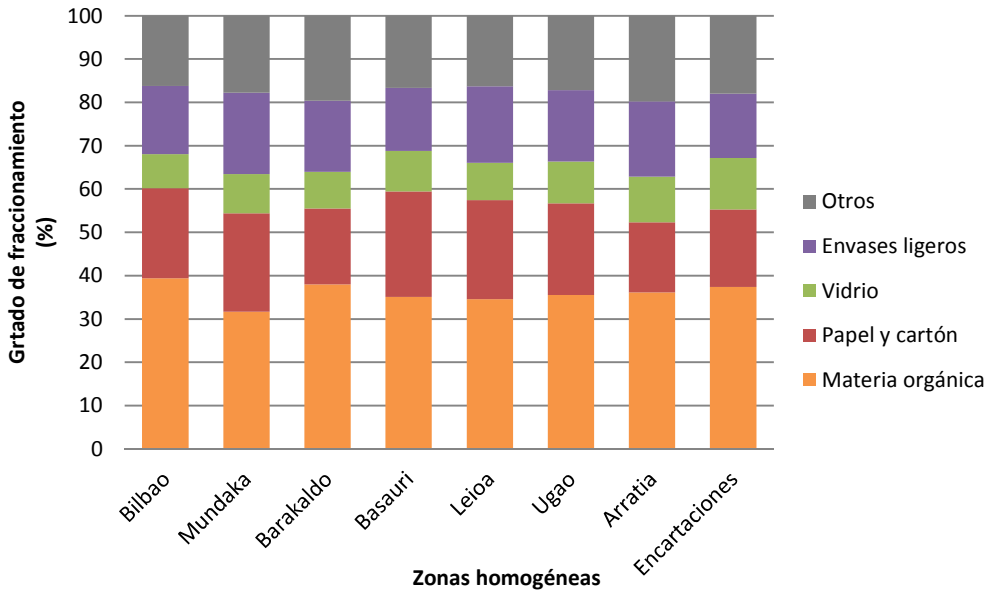


Figura 3.14. Caracterización de los residuos domésticos según las distintas zonas homogéneas para el año 2003.



Figura 3.15. Caracterización de la fracción RESTO en Gipuzkoa durante los años 2001, 2007 y 2012

La metodología para la caracterización es la misma que para el caso de Bizkaia, analizándose la composición de la fracción RESTO y posteriormente incluyendo las fracciones recogidas selectivamente.

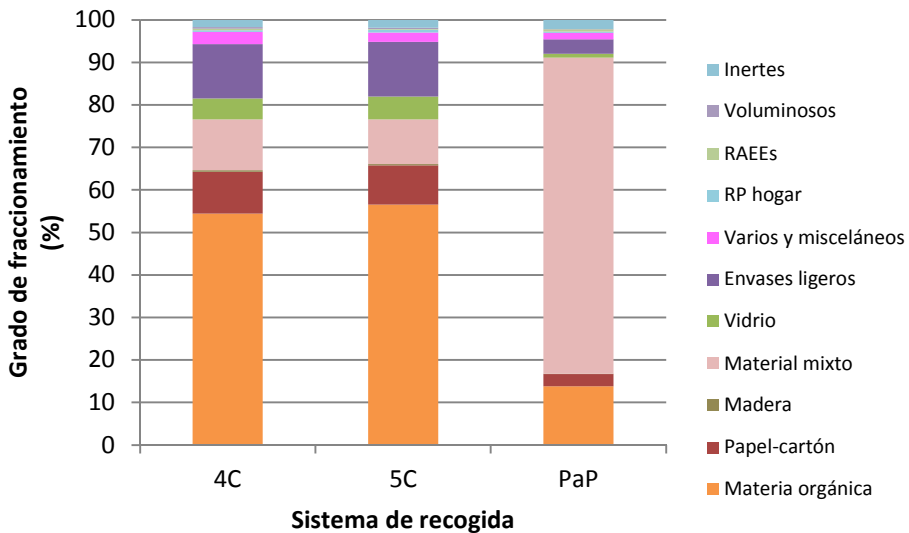
En este caso también se realizó una estratificación del territorio. En la caracterización de año 2007 (no se tiene información metodológica de la caracterización del 2001) el procedimiento de estratificación consistió en dividir la población en los estratos correspondientes a las mancomunidades existentes, obteniendo así 8 estratos (GFA, 2007). El procedimiento de estratificación de la caracterización de 2012 fue más ambicioso estratificando el territorio por sistema de recogida (4C, 5C o PaP), por entorno urbano o no urbano y por densidad de actividades comerciales, obteniéndose así un total de 12 estratos (GFA, 2012c).

La matriz de caracterización de la fracción RESTO de 2007 contaba con 10 fracciones primarias y 80 secundarias (Tabla A.6). Esta caracterización se complementó con la caracterización de las fracciones recogidas selectivamente.

Para el plan de caracterizaciones del 2012, se eliminaron varias fracciones secundarias, como por ejemplo la segregación de los envases según su funcionalidad (primario, secundario o terciario), y asimismo se incluyeron nuevas categorías atendiendo al nuevo contexto, como por ejemplo cápsulas de café o despilfarro alimenticio. La matriz de caracterización contaba con 43 categorías clasificadas en 7 fracciones primarias (Tabla A.7).

La Figura 3.15, muestra la evolución de la caracterización de la fracción RESTO en el territorio de Gipuzkoa durante los años 2001, 2007 y 2012. La principal diferencia se observa en la fracción MO. Este hecho se debe esencialmente a la evolución que han tenido los sistemas de recogida selectiva en decadencia de esta última fracción. Cabe destacar que el 13,41% de lo contenido en la fracción orgánica del año 2012 corresponde a pañales y compresas, que tiene una gestión diferenciada de la materia orgánica putrescible.

Por otro lado, la Figura 3.16 muestra la caracterización de la fracción RESTO de acuerdo al sistema de recogida implantado. La figura muestra la diferencia significativa entre los sistemas colectivos 4C y 5C, y el sistema individual PaP, donde los resultados se invierten. Es decir, mientras en los sistemas colectivos la fracción predominante es la fracción orgánica en el sistema individual, son las fracciones que no cuentan con programas específicos de gestión como los materiales mixtos, aquellos que predominan sobre los demás.



**Figura 3.16.** Caracterización de la fracción RESTO según sistema de recogida en Gipuzkoa 2012 (GFA, 2012c)

Con el objetivo de caracterizar la bolsa de basura domiciliaria para el territorio de Gipuzkoa, se han combinado los resultados de la cuantificación de la recogida selectiva para el año 2012 (GFA, 2012a), con la caracterización de la fracción RESTO para el conjunto del territorio en 2012. Dado que para esa fecha se habían incorporado nuevas fracciones como el aceite o las ruedas de vehículos, estas se han eliminado del análisis con el objeto de poder comparar los resultados con las caracterizaciones de 2001 y 2007. La Figura 3.17 muestra la evolución de la caracterización de la bolsa de basura domiciliaria en este territorio. Con el objeto de facilitar la comprensión de los resultados, en la categoría Otros se han agrupado las categorías: materia orgánica no compostable, misceláneos, voluminosos, peligrosos del hogar e inertes.

En la figura se puede observar como la fracción PyC ha sufrido una gran disminución, 4% en el 2007 y un 8% en el 2012. Esto puede deberse a la entrada al mercado de uso y almacenamiento de información en soportes electrónicos, reduciéndose significativamente el papel generado.

Por otro lado, la última caracterización de la generación muestra un aumento de la MO, constituyendo más del 40% de la bolsa de basura. Asimismo, la fracción otros (Ot), se ha visto aumentada desde 2001. Esto puede deberse a las diferentes matrices de caracterización utilizadas, y la complejidad para unificar categorías.

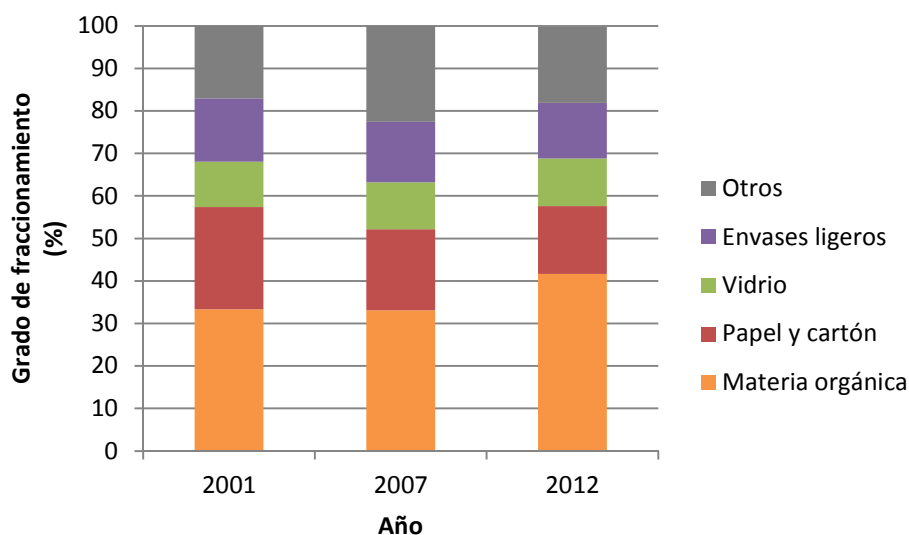


Figura 3.17. Evolución de la caracterización de la bolsa de basura domiciliar en Gipuzkoa

### 3.6.3 Caracterización estatal

Por otro lado, se cuenta con información relativa a la caracterización de los residuos domésticos a nivel estatal para el periodo 2010-2012 (MAAMA, 2012a).

Para la realización de esta caracterización España fue estratificada en siete zonas de acuerdo a aspectos geográficos agrupando distintas comunidades autónomas. La caracterización se realizó para las principales fracciones recogidas selectivamente (PyC, EL, MO y Vi), así como para la fracción RESTO. La matriz de caracterización constaba de 40 fracciones (Tabla A.8).

La Figura 3.18 muestra el impacto de la estacionalidad (invierno-verano) en la caracterización de la fracción RESTO. La fracción predominante en verano y en invierno es la MO, aunque ésta aumenta en 6 puntos en invierno. Asimismo, la fracción EL también muestra diferencias significativas en lo que a generación se refiere, viéndose aumentada en verano.

La Figura 3.19 muestra la caracterización de la composición de residuos domésticos a nivel estatal y el impacto de la estacionalidad. Al igual que ocurre con la caracterización de la fracción RESTO, la fracción predominante es la MO, constituyendo el 50% de la bolsa de basura.

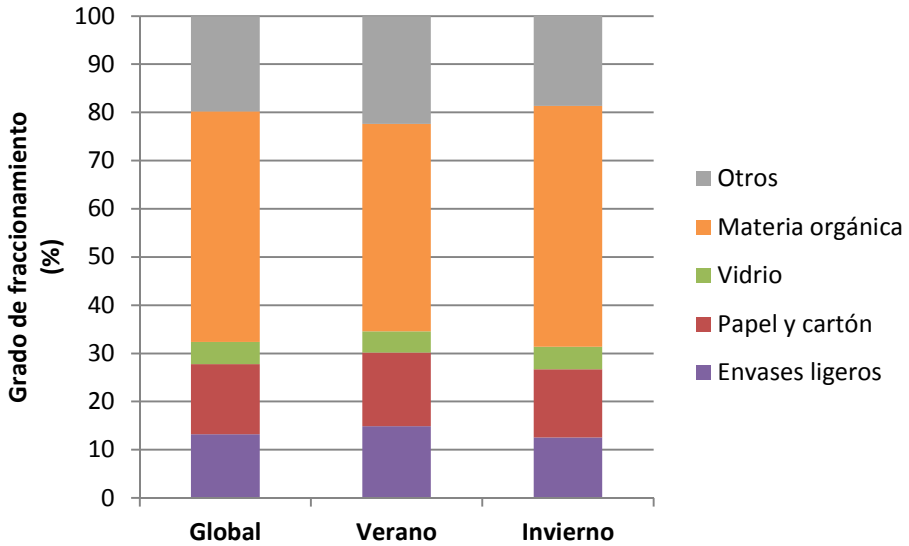


Figura 3.18. Caracterización de la fracción RESTO a nivel estatal y el impacto de la estacionalidad

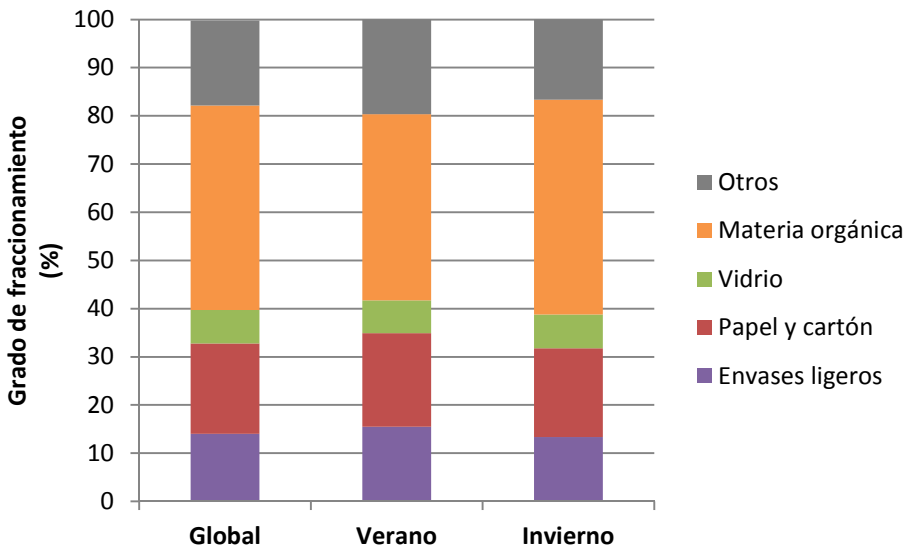


Figura 3.19. Caracterización de la bolsa de basura a nivel estatal y el impacto de la estacionalidad

### 3.7 Conclusiones

En este Capítulo se ha ahondado en la *caracterización de la generación*. Por un lado se ha comparado la eficiencia técnica de distintos sistemas de recogida separada de residuos (sistemas 4C, 5C y PaP). Por otro lado, se ha analizado la composición de la bolsa de basura para distintas lugares (Bizkaia, Gipuzkoa y España).

En lo relativo a la eficiencia técnica de los sistemas de recogida, los sistemas colectivos (4C y 5C) se diferencian por el número de fracciones recogidas selectivamente. El sistema 4C separa tres fracciones (PyC, EL y Vi), mientras que el sistema 5C incluye la MO. El sistema de almacenamiento consiste en contenedores en superficie mayoritariamente, aunque algunos municipios están equipados con contenedores soterrados. El sistema PaP, tal y como se ha descrito anteriormente es un sistema individualizado.

En lo relativo al sistema de identificación y cuantificación, los sistemas colectivos son deficientes: ni identifican, ni individualizan la generación de residuos. Entre las características inherentes al sistema PaP está la individualización de la generación.

En la Tabla 3.8 se recoge un resumen del grado de fraccionamiento (GF), la composición media de la fracción RESTO ( $GF_{RESTO}$ ) y el nivel de impurezas (NI) disponibles para los distintos sistemas analizados.

**Tabla 3.8.** Resumen de los resultados relativos a la eficiencia técnica de los sistemas de recogida de separada de residuos analizados

	4C			5C			PaP		
	GF	$GF_{RESTO}$	NI	GF	$GF_{RESTO}$	NI	GF	$GF_{RESTO}$	NI
<b>Envases ligeros</b>	3,78		23,84	4,90			13,90		
<b>Papel-cartón</b>	6,82			12,39			17,53		
<b>Vidrio</b>	7,69			10,56			15,44		
<b>Mat. orgánica</b>	0			9,74		18,57	39,56		1,42
<b>Resto</b>	81,67			62,41			13,59		
Mat. orgánica	44,51	54,50		35,27	56,52		1,88	13,81	
Papel-cartón	8,02	9,82		5,77	9,25		0,39	2,88	
Vidrio	4,03	4,93		3,43	5,50		0,12	0,91	
Plásticos	8,66	10,60		6,07	9,73		0,45	3,30	
Metales	2,44	2,99		1,57	2,51		0,11	0,84	
Env. complejos	1,09	1,34		0,79	1,26		0,06	0,47	
Otros	12,87	15,76		9,47	15,18		10,57	77,80	
<b>% rec. selectiva</b>		18,33			37,59			86,41	
<b>% rec. masa</b>		81,67			62,41			13,59	

La fracción que mayor controversia presenta es la MO. Las características inherentes de esta fracción (alto grado de putrefacción, alto volumen de generación) hacen que sea necesaria su recogida tan pronto como sea posible (Puyuelo *et al.*, 2013).

En referencia a los sistemas que incluyen la recogida separada de la fracción orgánica, y asumiendo un generación media del 45% para la fracción orgánica en el total de la bolsa de basura, los datos muestran que el sistema 5C alcanza un promedio de captación únicamente del 20% de la generación total de la fracción orgánica. El sistema PaP, sin embargo, capta prácticamente el 90% de la generación. Esto se debe a que el sistema 5C es un sistema voluntario y restringe la recogida a la fracción orgánica cruda únicamente, mientras que el sistema PaP es obligatorio y permite la recogida del 100% de la fracción, es decir, fracción orgánica cruda y cocinada.

Por tanto, la recogida separada aumenta con la rigurosidad del sistema. La clave radica en maximizar la recogida selectiva de la fracción orgánica. Así, mediante el sistema individualizado PaP, la presencia de la MO en la fracción RESTO se reduce a un 13,81%, alcanzándose una recogida separada media del 86,41%. Esto supone una reducción muy significativa de la fracción no-reciclable, lo cual afecta directamente a la efectividad del tratamiento posterior. Cabe destacar la posibilidad de separar en tratamiento la fracción RESTO, aspecto analizado en el Capítulo 4.

Asimismo, el sistema PaP permite recoger la fracción con un 98% de calidad, mientras que no se dispone de datos locales o relativos a la calidad de la fracción orgánica recogida mediante el sistema 5C. Sin embargo, en la literatura se pueden encontrar experiencias en las que se muestra la buena calidad de la fracción recogida mediante el sistema 5C, si bien el grado de separación es bajo (Gallardo *et al.*, 2012a). Esto se explica porque es poca gente la que participa de estas experiencias, pero que la que participa lo hace correctamente.

Por tanto, se puede concluir que entre los sistemas disponibles para la recopilación de esta fracción, son los sistemas en los que menor distancia debe recorrer la ciudadanía y que disponen de mayor control sobre la generación, aquellos que presentan mejores resultados en recuperación de la fracción y calidad del material recogido.

En lo relativo a las fracciones recogidas tradicionalmente separadamente, Vi, EL y PyC, aumentan con la incorporación de sistemas más rigurosos.

En lo que concierne a la caracterización de la composición, en la Figura 3.20 se muestran las últimas caracterizaciones para los tres escenarios analizados, Bizkaia en 2003, Gipuzkoa en 2012 y España en 2012.

El gráfico muestra cómo la MO se ha visto aumentada con el transcurso del tiempo. Se observa a su vez, una disminución de la fracción PyC desde el 2003, debido posiblemente a los cambios en los sistemas productivos y la interrupción de nuevos soportes para la información. Asimismo, la fracción Ot ha aumentado significativamente desde el año 2003. Esto posiblemente se deba a la irrupción de nuevas fracciones no contempladas en la matriz de caracterización inicial. Esto permite deducir la importancia de contar con un sistema de caracterización homogéneo que permita la comparabilidad de distintos escenarios.

Los resultados mostrados en la Figura 3.21 resumen la evolución de la caracterización de la fracción RESTO en Bizkaia y Gipuzkoa para el mismo sistema de recogida (4C). La recogida separada de la mayoría de las fracciones se ha incrementado, observándose una reducción de su presencia en la fracción RESTO. Debido a la naturaleza y tal vez a la complejidad de separar en origen todavía algunas fracciones como las pilas, madera y/o pequeños electrodomésticos, su porcentaje se ve incrementado. Este análisis demuestra la necesidad de realizar caracterizaciones periódicas para poder realizar un seguimiento efectivo de los sistemas de recogida así como de las políticas de prevención.

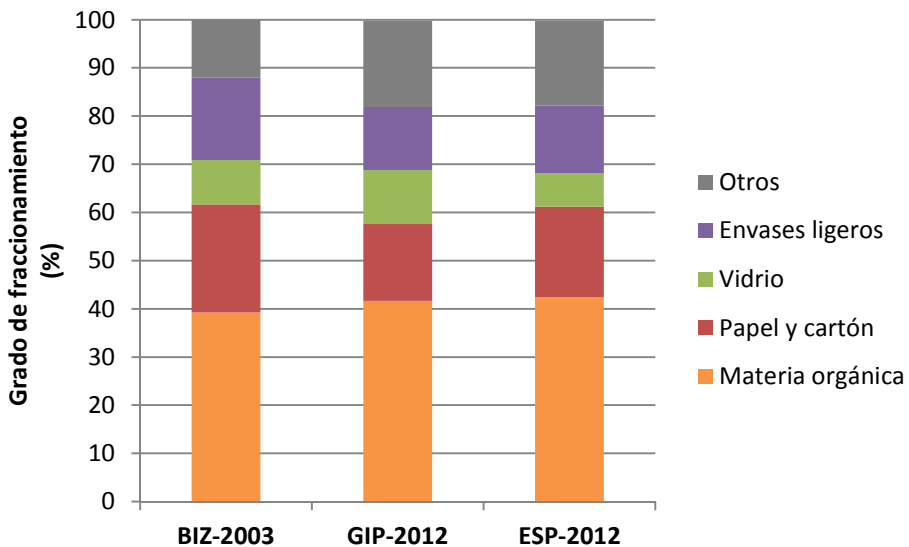
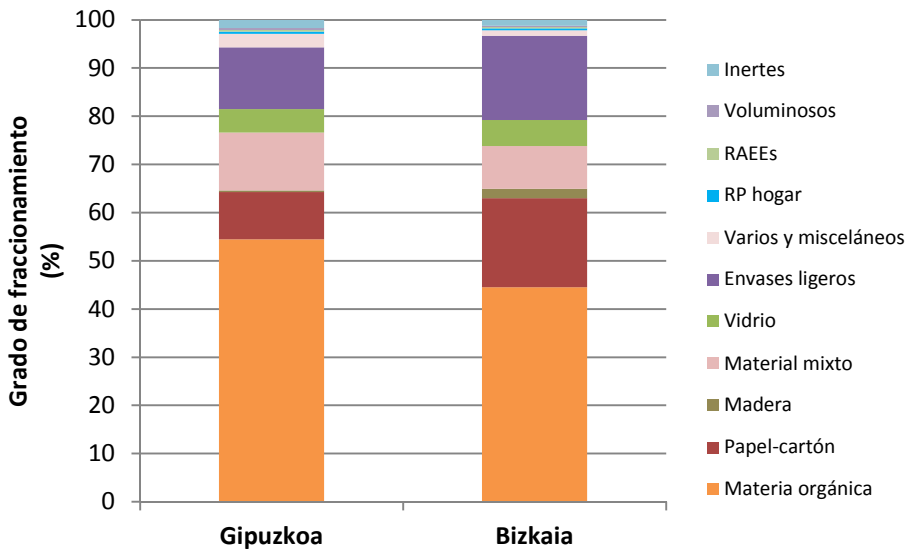


Figura 3.20. Comparación de las últimas caracterizaciones de los tres escenarios analizados



**Figura 3.21.** Comparación de las caracterizaciones de la fracción RESTO para Bizkaia en 2003, y Gipuzkoa en 2012 para el sistema de recogida 4C.

El análisis realizado relativo a los sistemas de recogida de residuos y a las composiciones de la bolsa de basura, permite extraer la información necesaria para caracterizar los escenarios en relación a la generación de residuos.

Por un lado, se ha analizado la información relativa a la cuantificación de la generación de residuos, información directamente relacionada con el sistema de recogida implantado. Son los sistemas de recogida los que definen qué tipo de información se podrá obtener para el posterior análisis. Principalmente dos han sido los aspectos reseñables: el número de fracciones y el sistema de control.

En lo relativo al sistema de control, tres son los aspectos que favorecen un control riguroso sobre la generación: la identificación del usuario, la cuantificación de la generación y calidad del depósito. Ninguno de los tres sistemas cuenta actualmente con un sistema completo de control. El sistema 5C presenta un sistema de control de grado bajo. Este sistema identifica a los usuarios del contenedor de la materia orgánica pero no cuantifica su generación en la mayoría de los casos. El sistema PaP, al ser un sistema individual permite la identificación de los usuarios y realizar a su vez un control sobre la calidad del depósito.

Actualmente, la información reportada por los órganos competentes en relación a la efectividad del sistema, se limita a presentar únicamente información relativa al GF.

Escasa es la información específica relativa al NI. Asimismo, ninguna fuente de información aporta información relativa al GS o GR. Se intuye por tanto, que los órganos competentes no tienen el conocimiento pleno de la efectividad de sus campañas de sensibilización en materia de prevención y reciclaje, no pudiéndose realizar ningún seguimiento sobre ellas.

Por otro lado, se analizado la información relativa a la caracterización de la composición de la generación, es decir, se ha analizado la composición de la bolsa de basura.

Es la composición de la bolsa de basura, y principalmente de la fracción RESTO, aquella información que permitiría realizar un seguimiento real sobre la eficiencia del sistema de gestión implantado. Conocer qué se está generando permite identificar aquellos productos difícilmente reciclables que necesitan de un rediseño para una mejor gestión.

Asimismo, permite identificar las debilidades del sistema pudiendo ser de ayuda en el diseño de campañas específicas para un correcto uso del sistema. Para todo esto, es necesario contar con información periódica y actualizada, pues la composición de la bolsa de basura presenta fluctuación en el tiempo como en el espacio. Por otro lado, y dada la falta de datos, es necesario identificar un matriz de caracterización homogénea que permita la comparabilidad de los datos.





## **GESTIÓN FINAL DE RESIDUOS**

---

*Los residuos se recogen de una manera específica con el objetivo de mandarlos posteriormente a los tratamientos implantados. Se diferencian dos tipos de tratamientos: los pre-tratamientos y los tratamientos finales.*

*En los pre-tratamientos los residuos son preparados para su posterior gestión final. En los tratamientos finales, los residuos son reciclados, valorizados o depositados, dependiendo la naturaleza de cada tratamiento.*

*El objetivo de este Capítulo es describir y analizar los distintos tratamientos involucrados en la gestión de residuos en el territorio de Bizkaia.*



## 4.1 Introducción

La gestión final de los residuos es la última etapa en el ciclo de vida de los residuos. Los residuos una vez recogidos son preparados para ser enviados a los distintos tratamientos implantados de acuerdo a la estrategia establecida. Los *sistemas de gestión final* son el conjunto de operaciones que tienen por objetivo modificar las características físicas, químicas o biológicas de un residuo para:

- Reducir o neutralizar las sustancias peligrosas que contiene
- Recuperar materias o sustancias valorizables
- Facilitar su uso como fuente de energía

En la actualidad los sistemas de gestión de residuos son deficientes en lo que a la separación de residuos se refiere, principalmente en referencia a la separación de la materia orgánica. Es por ello que abundan las instalaciones de gestión de la fracción RESTO, siendo los tratamientos más implantados para la gestión de esta fracción la incineración con recuperación energética y el depósito controlado.

Sin embargo, la legislación es clara en lo referente a la disposición de biorresiduos en los vertederos (MMA, 2001). Además, Europa aboga por limitar la incineración, con o sin recuperación de energía, estrictamente a los residuos no reciclables y no biodegradables para el año 2020 (Parlamento Europeo, 2015).

Es por ello, que en consonancia con los objetivos de reducción de entrada en depósito controlado de residuos biodegradables, la implantación de tratamientos que aumenten la recuperación de fracciones reciclables y que favorezcan la gestión de los residuos orgánicos, como el tratamiento mecánico biológico (TMB), han proliferado.

En el conjunto de Europa durante el periodo 1990-2010 se instalaron alrededor de 180 plantas de TMB, siendo España uno de los países con mayor aumento (Montejo *et al.*, 2013).

En un escenario que presenta cada vez mayor escasez de recursos naturales, abogar por la recuperación material (reciclaje o compostaje) frente a otro tipo de alternativas es esencial. Sin embargo, los resultados de estudios ambientales no son concluyentes en lo que a la priorización de esta vía de gestión se refiere (Merrild *et al.*, 2012; WRAP, 2010).

El principal beneficio del reciclaje es evitar la extracción de materiales vírgenes. Sin embargo, en un mercado como el actual de producción masiva, es importante determinar si realmente se han dejado de extraer dichos materiales, y en caso de que se sigan extrayendo, conocer la nueva utilidad que se les da (Schmidt *et al.*, 2007). Este análisis es necesario principalmente para no incurrir en un fraude para con la ciudadanía, a la cual se la exige participar activamente en los programas de reciclaje.

Asimismo, en un marco actual de transición hacia energías procedentes de fuentes renovables, la valorización energética de residuos es otra alternativa de gestión (nivel 4 en la jerarquía de prioridades de la Directiva Marco de Residuos). En lo relativo a la calidad de la energía producida, cabe resaltar lo expuesto por la Directiva 2009/28/CE, en relación a lo que se considera energía proveniente de fuentes renovables. Esta define la biomasa como *la fracción biodegradable de los productos, desechos y residuos de origen biológico procedentes de actividades agrarias ... así como la fracción biodegradable de los residuos industriales y municipales* (Comisión Europea, 2009).

En la Tabla 4.1 se muestran distintas alternativas para la valorización energética de residuos, la fuente de energía y el porcentaje de energía renovable medio obtenido.

**Tabla 4.1.** Alternativas para la valorización energética de residuos y su porcentaje de energía renovable (modificado de (Fenercom, 2012))

Tratamiento	Fuente de residuos	Forma de energía	% Energía renovable
Valorización térmica de residuos	Fracción resto	Vapor → electricidad y calor	48-80
Gas de vertedero	Fracción biodegradable (recogida no selectiva)	Biogás → electricidad y calor	100
Valorización de combustible sólido recuperado	Fracción de RSU	Sustitución combustible en cementeras o térmicas	30-55
Digestión anaerobia	Fracción orgánica RU	Biogás → electricidad y calor	100

Cada tratamiento tiene sus ventajas e inconvenientes, que deben ser sopesados previamente a la toma de decisión. Una mala decisión puede conllevar inversiones faraónicas e instalaciones inflexibles con los consiguientes perjuicios ambientales, sociales y económicos irreversibles. No es sencillo encontrar una alternativa que

presente resultados favorables en todas las categorías de impacto incluidas en los estudio de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) (Fruergaard y Astrup, 2011).

Las instalaciones de gestión final tienen consecuencias directas con la ciudadanía al igual que lo tienen muchas industrias potencialmente contaminantes. Episodios dramáticos del pasado como la explosión en una planta química en Seveso (Italia, 1976) con la consiguiente liberación al medio ambiente de la dioxina TCDD y sus posteriores consecuencias en la sociedad, o la fuga en una empresa de pesticidas en Bhopal (India, 1984) marcaron un hito en la sociedad. La sociedad tiene mucho que decir en las decisiones que se toman.

A esta etapa del proceso, se le achaca el *síndrome NIMBY* (acrónimo de *Not In My Back Yard*). Ante los riesgos que conllevan ciertas instalaciones de residuos, la ciudadanía se moviliza en aras de evitar su implantación y promover nuevas alternativas. Si bien los promotores de los proyectos atribuyen a la ciudadanía estar en contra del desarrollo económico; desde el punto de vista de los grupos sociales se atribuyen esfuerzos por conservar la salud y el medio ambiente (Diez Ros, 2006).

Existen otros movimientos como el *LULU* (acrónimo de *Locally Unacceptable Land Use*) que abre los límites de los movimientos NIMBY de un área local a otros más globales, estando en contra de la implantación de la instalación sea cual sea su localización. Pues, el área de impacto es una de las críticas que se realiza al efecto NIMBY, achancándosele a sus promotores estar únicamente en contra de la implantación de la instalación en un área de impacto inmediato (Diez Ros, 2006).

Es por tanto necesario un proceso comunicativo transparente que dote a todos los agentes involucrados de la información necesaria.

A continuación se describen distintos procesos que se incluyen en la gestión final de residuos como son los procesos de separación, los tratamientos biológicos, la valorización térmica mediante incineración y el depósito controlado.

## 4.2 Separación de residuos

La separación es ubicua en el ciclo de vida de los residuos, es decir, o se separa en origen o se debe separar antes de los tratamientos finales en las instalaciones de pre-tratamiento.

Debido a la diversa naturaleza de las fracciones residuales, los sistemas de recogida se diseñan con el objeto de facilitar a la ciudadanía lo máximo posible la separación en origen, es decir, fracciones de distintos materiales y calidades (*fracciones secundarias*) se agrupan con el objetivo de generar grupos más homogéneos (*fracciones primarias*). Por tanto, las fracciones primarias recogidas deben ser sometidas a una inspección con el objeto de extraer los impropios que pueda haber, y clasificarlos en diferentes calidades para su posterior transporte a las industrias recicladoras. Las plantas de separación y clasificación (PSC) son de naturaleza muy diversa según el sistema de recogida implantado.

Los municipios vascos separan en origen principalmente tres fracciones reciclables: papel y cartón (PyC), vidrio (Vi) y envases ligeros (EL). La gestión que de ellas se hace es distinta. Los EL son separados y clasificados en PSC específicas, mientras que el PyC y Vi se gestionan directamente en las plantas de tratamiento final. El principal problema de esta diferencia en la gestión radica en el desconocimiento existente relativo a la fracción realmente reciclable (*grado de recuperación*).

Para el caso de los EL, en el año 2012 en el conjunto de la Comunidad Autónoma Vasca (CAV) se trataron un total de 32.028 toneladas en las 4 plantas de clasificación de envases existentes, una en Bizkaia, dos en Gipuzkoa y otra más en Araba (MAAMA, 2012b). La Tabla 4.2 muestra las diferentes fracciones obtenidas en la gestión de EL para el año 2011 en las distintas PSC de los territorios históricos de la CAV. Es significativo que del total de los residuos de envases gestionados, alrededor de un 28% sea rechazo. La procedencia de los rechazos se debe principalmente a residuos mal depositados así como a la propia eficiencia de las plantas.

**Tabla 4.2.** Eficiencia de las distintas PSC de envases ligeros en la CAV (MAAMA, 2012b)

	Bizkaia		Gipuzkoa		Araba		CAV	
	t/año	%	t/año	%	t/año	%	t/año	%
<b>ENTRADAS</b>								
<b>Envases mezclados</b>	15.516		12.227		4.286		32.028	
<b>SALIDAS</b>								
<b>Metales</b>	2.164	14	1.482	12	457	11	4.103	12
<b>Plásticos</b>	7.512	48	6.255	51	1.776	41	15.543	48
<b>Compuestos</b>	1.574	10	1.164	10	561	13	3.299	10
<b>Otros</b>	0		0	0	0	0	0	0
<b>RECHAZOS</b>								
<b>Vertedero</b>	0		3.325	27	1.492	35	4.810	15
<b>Incineración</b>	4.267	28	0	0	0	0	4.267	13

Sin embargo, conocer el porcentaje de rechazo de las fracciones PyC y Vi es más complicado debido a que el pre-tratamiento se da directamente en la planta de gestión final.

Otro caso muy distinto es el de algunos municipios noruegos, donde los hogares separan en origen mediante un sistema basado en bolsas de colores que son sometidas a una separación óptica para separar las fracciones primarias (Törnblom, 2010). En la ciudad de San Francisco (EE.UU.) las fracciones reciclables recogidas conjuntamente son enviadas a una única planta de clasificación de materiales reciclables, donde el 90% de los que entra es recuperado.

Sin embargo, en el modelo de recogida tradicional o multicontenedor, aún se sigue depositando una gran cantidad de residuos de manera mezclada. Así, y ante los objetivos de reciclaje y de desvío de depósito en vertedero cada vez más estrictos, ha proliferado la implantación de plantas de separación de la fracción RESTO, comúnmente conocidas como plantas TMB de residuos.

Actualmente, la CAV cuenta con dos instalaciones de este tipo, una en pleno funcionamiento en Araba y otra en fase de prueba en Bizkaia, además de una en fase de construcción para Gipuzkoa. La Tabla 4.3 muestra en balance de las dos instalaciones.

**Tabla 4.3.** Balance de las planta Araba (MAAMA, 2012b) y datos de diseño de la planta Bizkaia

	Araba		Bizkaia	
	Ton/año	%	Ton/año	%
<b>ENTRADA</b>				
<b>Residuo mezclado</b>	53.894		180.000	
<b>SALIDA</b>				
<b>Materiales recuperados</b>	3.535	6,7	12.944	7,19
<b>Metales</b>	1.023	1,9		
<b>Plásticos</b>	527	1		
<b>Vidrio</b>	335	0,6		
<b>Papel-cartón</b>	1.537	3		
<b>Compuestos</b>	104	0,2		
<b>Otros</b>	0			
<b>Material bioestabilizado</b>	121	0,2	42.934	23,85
<b>CSR</b>			57.776	32,1
<b>Rechazo</b>				
<b>Vertedero</b>	34.230	63,5	15.405	8,56
<b>Electricidad generada (kwh/año)</b>	4.198.845			
<b>Pérdidas</b>		30		28,30

En estas plantas se separan las fracciones reciclables y la materia orgánica, de la fracción no reciclable. Las fracciones reciclables son enviadas a instalaciones de reciclaje, mientras que la estabilización del biorresiduo se hace en planta.

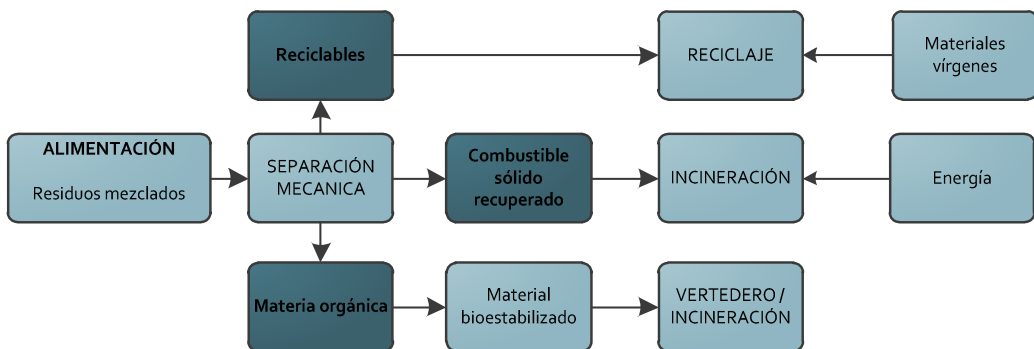
El material orgánico obtenido en esta instalación, dado que no procede de la recogida selectiva no es de alta calidad, y tal y como dice el Real Decreto 506/2013, no tiene denominación *compost*, si no de *material bioestabilizado*. Es por ello que habitualmente es enviado a depósitos controlados, incineración, recuperación de suelos u otro destino.

Existen plantas que incorporan la digestión anaerobia como vía de estabilización de la materia orgánica, obteniéndose así biogás para la obtención de energía eléctrica y térmica.

La fracción no recuperada es eliminada, bien como combustible sólido recuperado en plantas incineradoras o enviada a vertedero. La Figura 4.1 describe los flujos de una TMB con producción de CSR para envío a incineración (caso de la planta TMB de Bizkaia).

En la medida que las TMB son un pre-tratamiento de la fracción RESTO y que tienen por objetivo aumentar la tasa final de reciclaje, la eficiencia de separación de las fracciones reciclables y de la materia orgánica es un aspecto clave. Cuanto mayor sea la eficiencia de separación de estas fracciones, el resultado de la estrategia global será mejor.

Cuando la estrategia global del sistema radica en la valorización material, el objetivo pasa por capturar la máxima cantidad posible con el menor grado de impurezas. Las fracciones cuando se mezclan se contaminan. Las TMB favorecen la separación de las



**Figura 4.1.** Flujos principales de una planta de Tratamiento Mecánico Biológico (TMB)

fracciones mezcladas, sin embargo, muchas de ellas al entrar en contacto con otras fracciones pierden su potencial de *reciclabilidad*. Por ejemplo, la fracción PyC es muy sensible a la humedad, es por ello, que al entrar en contacto con la materia orgánica, la eficiencia de recuperación de esta fracción es habitualmente mínima (Montejo *et al.*, 2013).

Por el contrario, si la estrategia reside en la valorización energética, una planta de TMB permite mejorar las condiciones de operación de las plantas incineradoras, reduciendo el contenido de humedad y aumentando el poder calorífico de la fracción a incinerar eliminando parcialmente la materia orgánica, y eliminando parte de fracciones inertes (MMAMRM, 2011).

En las plantas de TMB, al igual que en las PSC, los impactos debidos a la operación en se deben principalmente al consumo energético en la separación los reciclables.

### 4.3 Reciclaje

El reciclaje es el reprocesamiento de los materiales recuperados para obtener nuevos productos con un mismo fin.

Los recursos materiales forman parte esencial de la sociedad actual, y posiblemente, la vida tal y como la conocemos no sería posible sin ellos. Asimismo, el uso que se hace de ellos tiene un papel clave en la transición hacia una sociedad sostenible. La Figura 4.2 muestra la producción de materiales básicos a nivel mundial, describiendo una tendencia al alza. En la medida que estos materiales provienen de recursos naturales y que estos son finitos, es necesario maximizar su uso, favoreciendo la reutilización de los materiales o en su defecto su valorización (material o energética).

El reprocesamiento de materiales lleva asociado un cambio en las cargas ambientales debido principalmente al cambio en las necesidades energéticas y materiales. Los procesos de reciclaje, al igual que cualquier otra actividad, generan impactos sobre el medio ambiente, unos debido al consumo de recursos y otros a emisiones contaminantes. No obstante, al mismo tiempo, mediante la sustitución de productos primarios por productos reciclados, se generan impactos positivos o *beneficios ambientales*.

La sustitución de materiales en los estudios de ACV consecuenciales se cuantifica mediante la expansión del sistema incluyendo aquellos procesos que se han evitado.

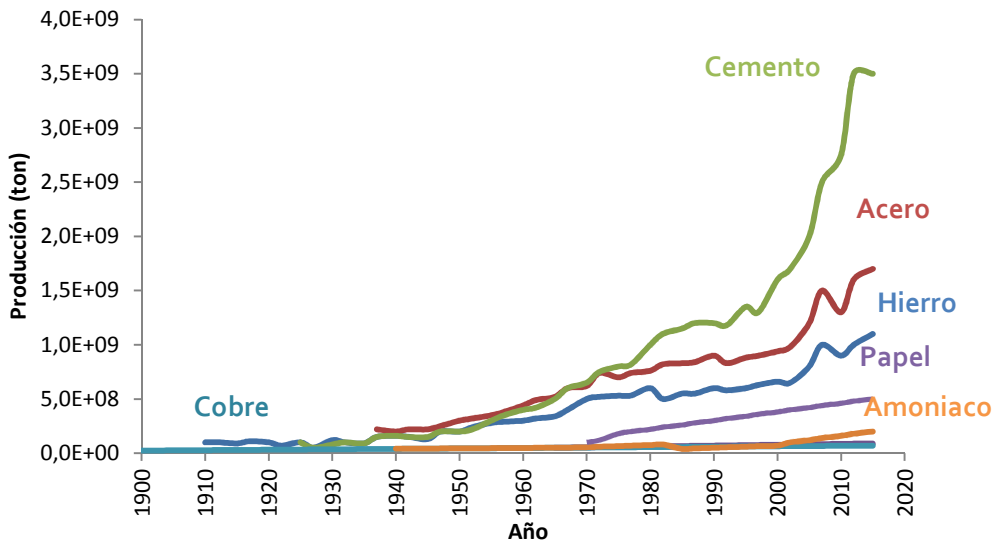


Figura 4.2. Producción de materiales a nivel mundial (Worrell y Reuter, 2014)

Por otro lado, los procesos de reciclaje tienen asociado un límite técnico que hace que existan casos donde el reciclaje no sea una alternativa frente a otros tratamientos como la valorización energética (Elias, 2009). Así, la distancia entre el punto de generación y las plantas de reprocesamiento es un factor significativo, dado que bajo un enfoque de ciclo de vida, el consumo energético final de la producción del material reciclado cuando la distancia a recorrer es muy alta, no se ve favorecido (Merrild *et al.*, 2012).

El *ratio de reciclaje* es el indicador que se usa habitualmente para describir las bonanzas de un sistema de gestión de residuos. Sin embargo, este puede tener infinidad de significados dependiendo la etapa utilizada para cuantificarlo (Figura 2.9).

Por un lado, puede hacer referencia a la entrada de materiales a los procesos de reciclaje. Asimismo, el ratio de reciclaje puede referirse también al grado de recuperación final que se hace en el reprocesamiento de los materiales. Pero por otro lado, puede reflejar el ratio de sustitución de materiales que se da.

La primera definición, reflejaría la eficiencia de los sistemas de recogida y de separación. La segunda, tiene mayor relación con el proceso productivo y el nivel de aprovechamiento. La última definición hace referencia al efecto en el mercado debido a la sustitución de productos primarios por productos secundarios.

A la hora de hablar sobre reciclaje se diferencian dos términos, *productos primarios* y *productos reciclados*.

Los *productos primarios*, son aquellos productos producidos exclusivamente con recursos extraídos de fuentes vírgenes, mientras que los *productos reciclados* son aquellos producidos por materiales reciclados. El *ratio de sustitución* es por tanto la relación entre los productos reciclados y los productos primarios en la producción de nuevos productos. Esta última definición entra dentro de los estudios de ACV consecuenciales, es decir, aquellos que analizan el impacto en el mercado.

Habitualmente son dos los enfoques principales que se utilizan para cuantificar los ratios de sustitución. Por un lado, enfoques cerrados donde se asume que los materiales secundarios o reciclados desplazan totalmente la utilización de los provenientes desde fuentes vírgenes, es decir, ratios de sustitución 1:1. Y por otro lado, aquellos enfoques más rigurosos que asumen una degradación en las propiedades de los materiales, y por tanto ratios de sustitución menores de 1 (Rigamonti *et al.*, 2009).

En el primer enfoque, se asume que la calidad del producto reciclado es el mismo que el de un producto nuevo. Esto es cierto para aquellos materiales cuyas propiedades inherentes no se ven afectadas en los procesos de reciclaje como son los materiales metálicos o de vidrio. Sin embargo, otros muchos materiales como el papel, pierden sus propiedades con el uso, y por tanto, para el caso del papel, no se puede asumir que la pulpa reciclada (producto secundario) desplaza completamente la pulpa virgen (producto primario) (Comisión Europea, 2011).

#### **4.3.1 Reciclaje del papel y cartón**

La fracción papel y cartón forma entre el 15% y 20% del total de la bolsa de basura (Figura 3.20), y está principalmente compuesta por material impreso y envases. La fibra de papel recuperada es una materia prima importante para la industria fabricante de pasta de papel, debido principalmente al precio favorable en comparación con el precio de la pulpa virgen. No obstante, la calidad de las fibras disminuye con cada reprocesamiento siendo necesario mezclarlas con fibras vírgenes cuando se pretende producir papel de alta calidad a fin de garantizar sus propiedades.

Las técnicas de reprocesamiento principales de la pulpa de papel son dos: fabricación mecánica o fabricación químico-mecánica (Merrild *et al.*, 2009). En el proceso de reciclaje del papel se da tanto una *pérdida de material* como una *pérdida de calidad*.

La pérdida de material es debida a que durante el proceso las fibras de papel disminuyen su tamaño y esto hace necesario mezclar el producto proveniente de residuo con fibras vírgenes disminuyéndose así el ratio de sustitución. Este ratio depende no sólo del proceso sino también del producto deseado. Así la pérdida de calidad en periódicos es insignificante, pero no lo es para el caso de papel y cartón de embalaje o papel fino donde la pérdida puede suponer un 10% (Merrild *et al.*, 2009).

Desde el punto de vista del ACV, los impactos evitados debido a la producción de papel reciclado incluyen:

- la producción de papel mediante pulpa virgen,
- el secuestro de carbón en los árboles no talados,
- la producción de energía mediante la valorización de la biomasa.

Los procesos aquí incluidos condicionan severamente los resultados del ACV (Merrild *et al.*, 2009).

Los resultados de estudios de ACV estarán directamente condicionados a la tecnología de reprocesamiento escogida, a la tecnología de producción de pulpa virgen, a los límites del sistema expandido y las fuentes marginales sustituidas (Merrild *et al.*, 2008; Schmidt *et al.*, 2007; Villanueva y Wenzel, 2007).

#### **4.3.2 Reciclaje de plásticos**

Los plásticos son una parte importante de la bolsa de basura compuestos mayoritariamente por residuos de envases. Estos plásticos están formados por polímeros valiosos como son el polietileno de alta y baja densidad (LDPE y HDPE), polipropileno (PP), así como tereftalato de polietileno (PET) y poliestireno (PS).

Los productos plásticos en los residuos van desde productos mono-plásticos, como por ejemplo las botellas o bolsas de basura, productos mixtos, como algunos envases, y productos combinados con otros materiales, como sucede por ejemplo en los juguetes. Aunque la valorización de los plásticos ha sido más pausada en comparación con la de otras fracciones residuales, actualmente su reciclaje en

nuevos productos y su uso como fuente energética son las alternativas de gestión más utilizadas en Europa (Delgado *et al.*, 2007; Shen y Worrell, 2014).

El reciclaje de plásticos para la sustitución de plásticos primarios o vírgenes, requiere que los distintos materiales estén limpios y puros, es decir, formados únicamente por un único tipo de plástico, y libres de contaminantes y aditivos que pueden reducir su potencial de reciclabilidad. En caso de obtener plásticos puros y de calidad, el plástico reciclado sustituye a plásticos vírgenes. Si los plásticos reciclados están contaminados o son una mezcla de diferentes plásticos, la calidad del producto será menor (menor fuerza, transparencia y color mixto), y no será posible su utilización para producción de productos de alta calidad, utilizándose habitualmente para otros usos como vallas o muebles de jardinería. En este caso el material sustituido puede ser de diversa índole desde madera hasta hormigón.

Al igual que los procesos de reciclaje de papel, los procesos de reciclaje de plásticos implican pérdidas, ya sean materiales o de calidad. Las pérdidas materiales se deben a las impurezas en la corriente residual y su magnitud ronda el 10% (Astrup *et al.*, 2009).

La pérdida de calidad exige la adición de hasta un 20% de plástico virgen para obtener un buen producto final. No obstante, este valor depende del campo de aplicación del plástico reciclado. Esto significa que el ratio de sustitución de los plásticos es inferior a 1.

### **4.3.3 Reciclaje de vidrio**

El vidrio es un material con un potencial de reciclabilidad sobresaliente, así como lo es su proceso de reciclaje, dado que requiere únicamente de trituración, de donde se obtiene el calcín, y refundición para su posterior reformado en productos de vidrio reciclado, manteniendo las mismas características que el material original, es decir, cerrando el ciclo con un ratio de sustitución de 1:1 (Catalunya, 2013).

No obstante, es importante clasificar el vidrio para evitar la intrusión de distintos tipos de vidrio en el producto final, es decir, las distintas aplicaciones del vidrio requieren de composiciones distintas.

Existen a su vez otros muchos procesos de reciclaje del vidrio como la producción de cerámicas, de productos abrasivos, de agregados u hormigones entre otros (Dyer, 2014).

#### **4.3.4 Reciclaje de metales**

Los minerales de los que provienen los metales, son cada vez más escasos y más costosos de extraer, así como muy laborioso su proceso de extracción. Además, el proceso desde la extracción hasta su puesta en mercado, es muy intensivo energéticamente hablando. A modo de ejemplo destaca el proceso de reciclaje del aluminio, que únicamente consume un 5% de la energía que sería necesaria para la producción de aluminio virgen. La recuperación y reciclaje de los metales es un aspecto clave en el sistema productivo actual (Björkman y Samuelsson, 2014; Elias, 2009).

No obstante, en el reciclaje de metales se da una pérdida de material y de calidad. La magnitud de la pérdida de material depende de la técnica de reprocesamiento utilizada, variando entre el 2% y el 6%. Por otro lado, y debido a que los metales reprocesados pueden estar parcialmente oxidados, es necesario agregar materiales vírgenes para garantizar la calidad del producto final. Esto significa que el ratio de sustitución de los metales es inferior a 1, siendo esto muy dependiente tanto del origen del residuo como de la técnica de reprocesamiento (Damgaard *et al.*, 2009).

### **4.4 Tratamientos biológicos**

La DMR establece que todas las fracciones residuales deben tratarse de manera que protejan el medioambiente y la salud humana evitando y reduciendo los impactos adversos de la generación y la gestión. En el caso de los *biorresiduos* (Capítulo III, artículo 22), alienta la recogida selectiva de los mismos en vistas al compostaje o digestión, logrando un alto grado de protección del medioambiente y un uso de materiales ambientales seguros producidos a partir de los mismos (Comisión Europea, 2008b). Complementariamente la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos, limita significativamente el depósito en vertedero de los residuos biodegradables (Comisión Europea, 1999).

Entre las ventajas de aplicar tratamientos biológicos a la fracción orgánica de los residuos procedente de la recogida selectiva se encuentran (Huerta *et al.*, 2008):

- Recuperación de materia orgánica y nutrientes
- Reducción de los problemas generados por la materia orgánica en los vertederos
- Ahorro de instalaciones finalistas para el tratamiento de residuos (depósitos controlados, incineradoras)
- Obtención de energía en caso de aplicar digestión anaerobia

Los tratamientos biológicos de residuos son operaciones de tratamiento por la biodegradabilidad de los residuos. Los principales tratamientos biológicos son el compostaje y la digestión anaerobia.

#### 4.4.1 Compostaje

El compostaje es un proceso de descomposición biológica de la materia orgánica en condiciones aeróbicas. El fin último de este proceso es devolver al suelo materiales fertilizantes, el *compost*, que favorezcan una mejora en los mismos. En Europa en 2009 había más de 2.000 plantas de compostaje para residuos domésticos, el 40% de las cuales únicamente gestionaba residuos de poda y jardinería (Boldrin *et al.*, 2009b).

Cualquier material biodegradable puede ser teóricamente compostado, pero actualmente únicamente son compostados en cantidades significativas restos orgánicos de animales y vegetales, restos de podas y jardinería y lodos de depuradora. La aplicación del compost obtenido en suelo puede evitar la producción de fertilizantes químicos y la producción de turba (Boldrin *et al.*, 2009b).

Este tratamiento es una oportunidad tanto en los países en vías de desarrollo donde la materia orgánica es el residuo principal generado, como en los países desarrollados donde existe una necesidad de cambio en la gestión de residuos. En este último caso, obtener un residuo de origen de calidad es el principal problema al que se enfrenta este tipo de tratamiento, dado que la presencia de impropios en la fracción orgánica recuperada puede acarrear problemas en la instalación así como en el uso final del compost producido debido a la presencia de metales pesados entre otros (Martínez-Blanco *et al.*, 2009; Montejo *et al.*, 2010).

El compostaje se desarrolla en dos fases diferenciadas, descomposición (exotérmica) y maduración (endotérmica). La fase de descomposición depende totalmente del tipo de material a tratar y de las características del sistema a aplicar. Esta fase es la más exigente del proceso y si no se realiza en las condiciones adecuadas condiciona el resto del proceso, provocando la aparición de problemas de lixiviados y malos olores, e influyendo en la calidad del producto final.

A la hora de clasificar las tecnologías de compostaje, lo más común es analizar dónde tiene lugar la fase descomposición. Así se diferencian dos grandes grupos (MAGRAMA, 2013):

- *Sistemas abiertos*: la degradación tiene lugar al aire libre (pilas o trincheras) y las emisiones gaseosas habitualmente no son recogidas para su tratamiento. El sistema más conocido es el de pilas volteadas donde los residuos se colocan en montones y se voltean regularmente para mejorar la aireación. Una variante de este sistema son las pilas estáticas, donde la aireación se realiza a través de tuberías perforadas en la base de las pilas
- *Sistemas cerrados*: la degradación tiene lugar en espacios cerrados como reactores, contenedores, recipientes o túneles. Tiene aireación forzada y de volteo para acelerar el proceso de compostaje, y los gases habitualmente son recogidos para su posterior depuración. Algunos ejemplos de este sistema son: lechos agitados, túneles aireados o reactores en torre

Asimismo, es importante resaltar la expansión de procesos no industriales de compostaje mediante el *auto-compostaje* doméstico. Esta vía de gestión, reduce los impactos relativos a la recogida del residuo, las inversiones en instalaciones y permite un control directo del residuo gestionado mediante la eliminación de impurezas. No obstante, la calidad del compost puede ser menor, y asimismo, las emisiones producidas por la degradación de la materia orgánica no son recogidas ni tratadas (Martínez-Blanco *et al.*, 2009).

La principal diferencia entre las tecnologías de compostaje radica en el consumo energético necesario para llevar a cabo el proceso. Generalmente las tecnologías abiertas son menos intensivas energéticamente que las tecnologías cerradas (Boldrin *et al.*, 2009b).

Durante el proceso de compostaje, debido a la degradación de la materia orgánica se generan emisiones gaseosas, principalmente CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O. Si bien las emisiones de CO<sub>2</sub>, de acuerdo con las directrices del IPCC, no se contabilizan en los inventarios de

emisiones de gases de efecto invernadero, las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O sí contabilizan (IPCC, 2006b). En la Tabla 4.4 se presentan las emisiones principales de las distintas tecnologías de compostaje.

**Tabla 4.4.** Emisiones gaseosas durante el procesos de compostaje debido a la degradación de la materia orgánica (Boldrin *et al.*, 2009b)

Gas	Tecnología	Emisión
		(kg/ton base húmeda)
CO <sub>2</sub>	Abierta	43-173
	Cerrada	250-390
	Auto-compostaje	139-215
CH <sub>4</sub>	Abierta	0,03-1,5
	Cerrada	0,02-1,8
	Auto-compostaje	0,8-2,2
N <sub>2</sub> O	Abierta	7,5-252
	Cerrada	10-120
	Auto-compostaje	192-454

El compost contiene nutrientes que desplazan el uso fertilizantes químicos, habitualmente fertilizante de nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K). La Tabla 4.5 muestra los rangos de N, P y K de los compost procedentes de residuos orgánicos recogidos selectivamente. El ratio de sustitución, dependerá del tipo de suelo receptor entre otros aspectos.

Cabe matizar que la calidad del producto obtenido en los procesos de compostaje nada tiene que ver con el procedente de las TMB. La principal diferencia radica en el origen del residuo. Mientras el residuo de origen en los procesos de compostaje es la materia orgánica recogida selectivamente, en las TMB el residuo de origen es la fracción RESTO. Técnicos de la planta de compostaje de Lapatx (Gipuzkoa), afirman que la calidad del compost está directamente relacionada con el sistema de recogida y control establecido (Peruarena, 2012).

**Tabla 4.5.** Rango de contenido de N,P y K en el compost y ratio de sustitución (Boldrin *et al.*, 2009b)

Componente	Contenido		Ratio de sustitución (%)
	Base húmeda (kg/ton)	Base seca (kg/ton)	
Nitrógeno total	6-21,5	9-28	20-60
Fósforo	1,8-4,7	1,8-9,3	90-100
Potasio	6-13,4	3,4-23	100

### 4.4.2 Digestión anaerobia

La digestión anaerobia es otra alternativa para estabilizar biológicamente la materia orgánica. Es un procedimiento biológico que permite una degradación importante de la materia orgánica por medio de una fermentación bacteriana productora de metano en un recinto cerrado y en ausencia de aire.

La digestión anaerobia está caracterizada por la existencia de cuatro fases diferenciadas en el proceso de degradación del sustrato. La Figura 4.3 presenta las distintas fases de la digestión anaerobia.

En este proceso se produce el *biogás*. El biogás es un gas combustible de elevada capacidad calorífica ( $5,750 \text{ kcal/m}^3$ ), lo que le confiere características combustibles singulares para su aprovechamiento energético. El biogás es una mezcla gaseosa compuesta por metano y dióxido de carbono principalmente. La producción de biogás varía dependiendo del origen del residuo y las condiciones de tratamiento, estando en el rango de  $80\text{-}130 \text{ Nm}^3$  por tonelada tratada. La Tabla 4.6 presenta la composición del biogás dependiendo el residuo de origen.

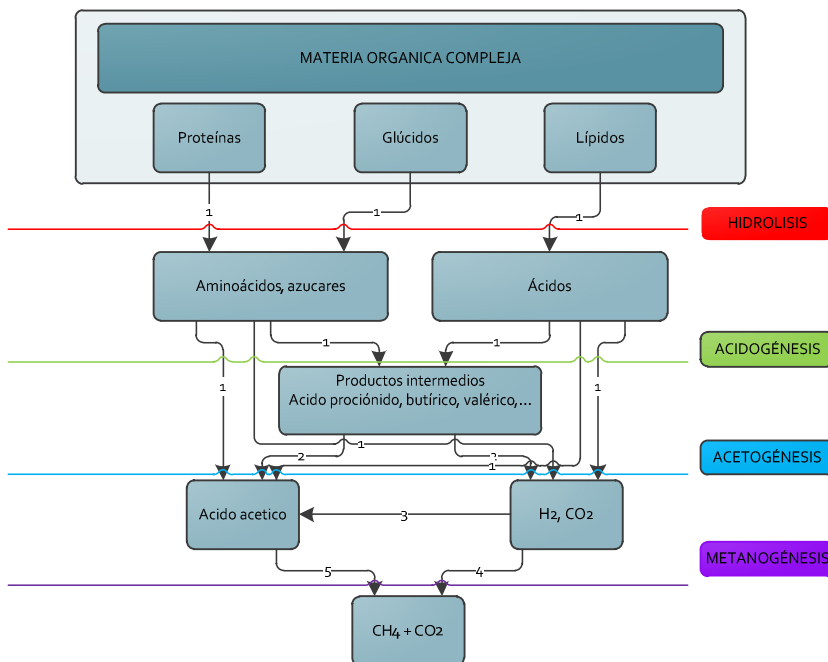


Figura 4.3. Esquema de reacciones de la digestión anaerobia

**Tabla 4.6.** Composición del biogás según el residuo de origen (Rasi, 2009)

	<b>Residuos orgánicos</b>	<b>Lodos de puradora</b>	<b>Gas de vertedero</b>
CH <sub>4</sub> (%)	55-70	60-67	47-62
CO <sub>2</sub> (%)	37-40	33-38	32-43
N <sub>2</sub> (%)	<1	<1	<1
O <sub>2</sub> (%)	<1	<2	<1
H <sub>2</sub> S (ppm)	3-1000	<1-4	27-500

Las emisiones fugitivas de CH<sub>4</sub> y las derivadas de la combustión son proporcionales al metano producido por tonelada de residuo (Møller *et al.*, 2009). Con el tiempo las aplicaciones del biogás se han abierto a otros mercados como por ejemplo combustible para vehículos.

El residuo obtenido en este proceso, el *digestato*, habitualmente es compostado para luego utilizarse como enmienda orgánica o depositado en vertedero (Ortner *et al.*, 2013). El contenido en el compost final de N y P presenta entre un 50% y un 86,4% del contenido inicial respectivamente (Pognani *et al.*, 2012).

El principal beneficio del proceso de digestión es la producción de biogás, que evita la producción de energía de origen fósil (Møller *et al.*, 2009).

## 4.5 Valorización térmica de residuos.

La valorización térmica de residuos es la transformación de los residuos mediante la aplicación de energía calorífica. Se diferencian dos tipos de tratamientos térmicos:

- Tratamientos a baja temperatura o *en frío*
- Tratamientos a alta temperatura o *en caliente*

Los procesos a baja temperatura utilizan sistemas mecánicos y procesos biológicos, y únicamente seleccionan los residuos o los modifican pero sin llegar a destruirlos. El objetivo es la recuperación material. Entre ellos destaca la digestión anaerobia.

Los procesos en caliente operan a temperaturas elevadas (superiores a los 850°C). Estos procesos destruyen el residuo en el proceso de recuperación de la energía contenida en el residuo (sea la energía del origen que sea) (Fenercom, 2012).

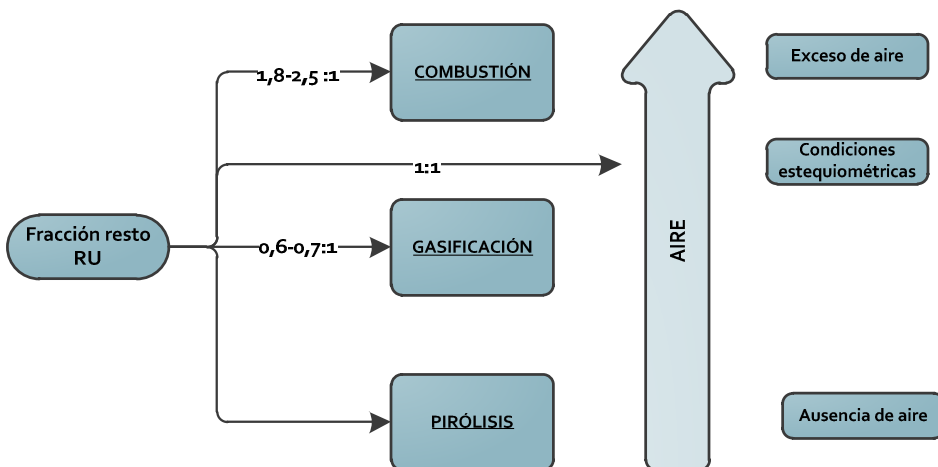
La razón de ser de las plantas de valorización energética térmicas reside en la utilización de la energía contenida en los residuos. Este contenido energético puede valorizarse bien en electricidad, en calor o combustible. Las instalaciones de tratamiento térmico se engloban dentro de lo denominado tecnologías *Waste-to-Energy*.

Los procesos de conversión térmica en caliente se clasifican en tres categorías dependiendo la concentración de oxígeno que necesiten para llevar a cabo el proceso (Figura 4.4):

- Combustión: oxidación térmica total en exceso de oxígeno
- Gasificación: oxidación parcial de la material con menos oxígeno que los requerimientos estequiométricos
- Pírolisis: degradación térmica de los residuos en ausencia de oxígeno

En esta tesis únicamente se ha analizado los procesos de combustión o incineración.

La *incineración* de residuos es la oxidación de las materias combustibles contenidas en el residuo para la transformación en calor de su energía química (poder calorífico). La composición química y física junto con las características térmicas de los residuos son los aspectos clave para un buen rendimiento en las incineradoras.



**Figura 4.4.** Distintos tratamientos termales y sus necesidades de aireación

Durante el proceso de incineración, se generan gases de combustión que contienen la mayoría de la energía de combustión disponible en forma de calor. Las sustancias orgánicas contenidas en los residuos al alcanzar la temperatura de ignición necesaria y entrar en contacto con oxígeno se queman. Así, cuando el poder calorífico del residuo y el suministro de oxígeno es suficiente, se produce una reacción térmica en cadena (combustión autoalimentada), por lo que los residuos pueden quemarse sin la adición de ningún otro combustible (MMAMRM, 2011).

Inicialmente las plantas incineradoras fueron consideradas como operaciones de eliminación de residuos (D1). La aprobación de la DMR introdujo requisitos de naturaleza energética mediante la fórmula conocida como R1, que proporciona una forma de medir la eficiencia energética de las instalaciones (4.1).

$$R1 = \frac{E_p - (E_f + E_i)}{0,97 \times (E_w + E_f)} \quad (4.1)$$

Donde,

- $E_p$  (GJ/año) es la energía anual producida como calor o electricidad, que se calcula multiplicando la energía en forma de electricidad por 2,6 y el calor producido para usos comerciales por 1,1.
- $E_f$  (GJ/año) es la aportación anual de energía al sistema a partir de los combustibles que contribuyen a la producción de vapor.
- $E_w$  (GJ/año) es la energía anual contenida en los residuos tratados, calculada utilizando el poder calorífico neto de los residuos.
- $E_i$  (GJ/año) es la energía anual importada excluyendo  $E_w$  y  $E_f$ .
- 0,97 es un factor que representa las pérdidas de energía debidas a las cenizas de fondo y la radiación.

Las instalaciones de incineración de residuos solo tendrán consideración de instalaciones de valorización cuando su R1 resulte igual o superior a 0,60 o 0,65 cuando se trate de instalaciones autorizadas en funcionamiento antes del 1 de enero de 2008 o después del 31 de diciembre del 2008 respectivamente (Comisión Europea, 2008b).

En términos de eficiencia energética, el aprovechamiento únicamente mediante producción de electricidad no presenta buenos resultados, dado que en la generación termoeléctrica siempre se genera un calor residual que no se puede aprovechar para generar más electricidad. Cabe resaltar que la aplicación de esta

fórmula no está ausente de polémicas, debido al significado de algunos de sus términos (Bueno, 2011).

Que las incineradoras producen energía es una realidad. Sin embargo, lo que no está tan claro es la calidad de la misma. Es por ello indispensable conocer el contenido de *carbono biogénico* para conocer el ratio de energía renovable producida. El carbono biogénico permite conocer la cantidad de energía que puede generarse en la instalación cuyas emisiones de CO<sub>2</sub>, de acuerdo con lo expuesto por el IPCC, se consideran neutras.

En el curso del funcionamiento de la instalación se generan emisiones y consumos cuya existencia se ve influenciada por el diseño y el funcionamiento de la instalación, así como por la calidad del residuo alimentado (Jungbluth y Frischknecht, 2009).

Los principales impactos de las instalaciones de incineración son emisiones a la atmósfera y a los medios hídricos, olores, disposición de residuos, ruido y consumos de materiales auxiliares de diversa índole (MMAMRM, 2011).

Las emisiones a la atmósfera y la disposición de los residuos generadores son los principales focos de debate en torno a las incineradoras. Si bien los avances tecnológicos en materia de depuración de gases han favorecido una reducción y mayor control sobre las emisiones, las emisiones de dioxinas y furanos son un aspecto crítico por su potencial tóxico con consecuencias directas en la salud humana. Existen evidencias estadísticas de aumento de la mortalidad por cáncer en municipios cercanos a este tipo de plantas (García-Pérez *et al.*, 2013).

La naturaleza y cantidad de los residuos generados en las incineradoras, es un aspecto clave para conocer lo completo que es el proceso de incineración. Normalmente las corrientes residuales que se producen son cenizas de horno, escorias, polvos de filtros y otros residuos de la limpieza de los gases de depuración. El problema principal es, que si bien su volumen se reduce significativamente, su naturaleza es considerada peligrosa, con los consiguientes impactos.

La única instalación de incineración de Bizkaia, Zabalgardi, se trata de una planta de ciclo combinado de gas natural con una potencia nominal de 99,5 MW (43 MW de la turbina de gas y 56,5 MW de la turbina de vapor) (Wood *et al.*, 2013).

Esta configuración es considerada como *Mejor Técnica Disponible* en la categoría configuración especial del ciclo de vapor/agua con centrales de energía externas debido a su configuración (MMAMRM, 2011). Los gases de combustión son por

naturaleza corrosivos, y debido a ello la eficiencia de la producción de electricidad está limitada por la temperatura máxima aceptable de los materiales de los tubos de la caldera y por la correspondiente temperatura máxima de vapor. Como alternativa a las configuraciones convencionales, en Zabalgarbi se combina la instalación con una central de energía externa (gas natural), para utilizar los gases de combustión limpios en el sobrecalentamiento del vapor, de forma que se evita la corrosión sin necesidad de elevar el vapor a altas temperaturas (Figura 4.5).

El dato que más resalta del funcionamiento de Zabalgarbi es el porcentaje de energía renovable aportado por el sistema, es decir, la energía procedente de la valorización de residuos. Ésta únicamente alcanzaría el 19% del total de la energía producida por la planta, de acuerdo por un lado a la fracción biodegradable de los residuos valorizados expuesto por la propia planta (63%), y por otro al porcentaje de energía procedente de la valorización de residuos (30%) (Zabalgarbi, 2011).

Por otro lado, la planta genera residuos secundarios como las escorias de horno (45.000 ton/año) que presentan una dudosa definición como residuos inertes, siendo enviadas a vertedero.

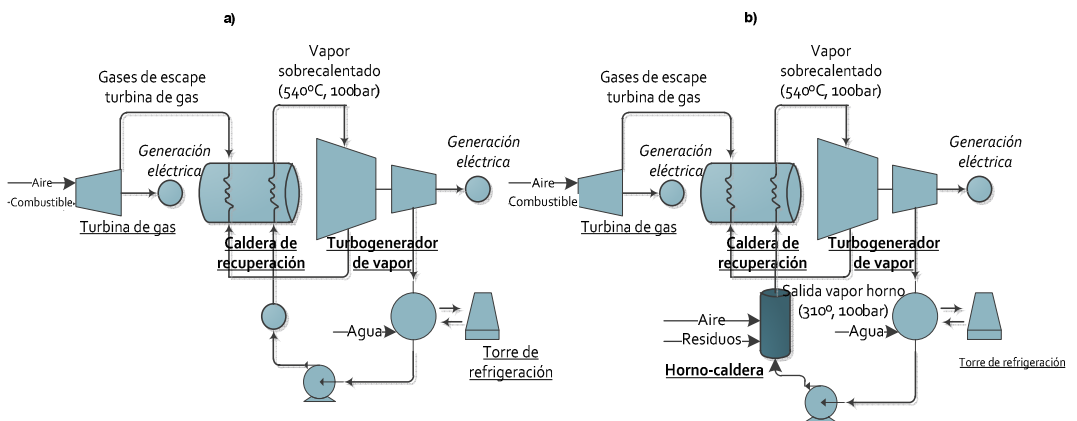


Figura 4.5. a) Esquema ciclo combinado genérico. b) Esquema ciclo combinado de Zabalgarbi (Zabalgarbi, 2011)

## 4.6 Depósito controlado o vertedero

El depósito controlado o vertedero, es una instalación permanente para el confinamiento de residuos estabilizados. El vertido de residuos es la última posibilidad contemplada en la jerarquía de acción establecida por la DMR.

Actualmente está prohibido el depósito no controlado de residuos. En lo relativo a los residuos municipales, para 2016 debe reducirse su depósito a un 35% respecto a los generados en 1995 (MMA, 2001). Es por ello necesario incrementar la gestión separada de los residuos biodegradables y mejorar la de los residuos reciclables.

Los medios más perjudicados por los vertederos son el agua y la atmósfera. Para minimizar los efectos negativos sobre las corrientes hídricas y el suelo todos los vertederos controlados disponen de sistemas de recogida y depuración de los lixiviados producidos. En lo que al aire se refiere, algunos vertederos pueden actuar como reactores anaerobios, transformando la materia orgánica en biogás, que se puede recoger o no para su aprovechamiento energético.

## **4.7 Conclusiones**

La estrategia de gestión de residuos tiene que ser algo integral en la medida que los esfuerzos exigidos a la ciudadanía en la pre-recogida para separación de los residuos, se vean posteriormente complementados con las instalaciones implantadas, cerrando así el ciclo de una estrategia de gestión integral de residuos. Analizar la estrategia de gestión de residuos de cualquier escenario requiere de una caracterización del escenario en todas sus vertientes.

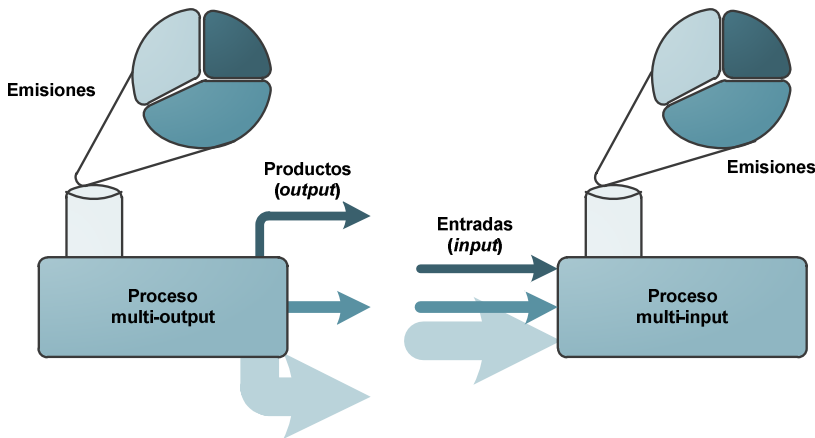
Conocer tanto la tipología de las instalaciones implantadas como los residuos gestionados, permite cuantificar los impactos y beneficios ambientales generados en el territorio, así como predecir el comportamiento ante algún cambio en la estrategia de gestión integral de residuos, como por ejemplo el aumento de la recogida selectiva de las fracciones reciclables y la consiguiente reducción de la fracción RESTO. Asimismo, es esencial conocer los balances reales de las instalaciones y el destino de los residuos secundarios, para proceder a una cuantificación real de la gestión de los residuos en el territorio y ser transparentes con la ciudadanía.

Para poder evaluar el sistema implantado es necesario caracterizar los tratamientos existentes y conocer su eficiencia técnica como los impactos ambientales o beneficios ambientales generados durante el proceso, siendo esta la única manera de conocer el desempeño real de la estrategia.

Las instalaciones se pueden caracterizar de manera global para todos los residuos gestionados, o de manera específica para cada tipo de fracción gestionada. La

caracterización global es una caracterización *multi-output* donde los consumos, impactos y beneficios ambientales son independientes del tipo de residuo gestionado (Figura 4.6). Es decir, la información y los balances no muestran la dependencia hacia el residuo gestionado, siendo el resultado consecuencia de la cantidad alimentada.

Por el contrario, los resultados de una caracterización por tipo de fracción gestionada son más rigurosos. En la medida que en las instalaciones un conjunto de residuos son alimentados al mismo tiempo a una misma instalación (proceso *multi-input*), resulta interesante conocer qué fracción es la responsable de los consumos e impactos generados, así como qué fracción genera mayores beneficios ambientales (Figura 4.6). Es más, la composición elemental de cada fracción condiciona la salida del proceso, así como los componentes químicos de cierta fracción no se comportan de la misma manera en otra fracción (Jungbluth y Frischknecht, 2009). En las caracterizaciones *multi-input* no solo la cantidad de residuo alimentado condiciona la salida del proceso, sino que la salida también se ve condicionada por la composición de los residuos de alimentación.



**Figura 4.6.** Esquema simplificado de una caracterización *multi-output* y una caracterización *multi-input* (Jungbluth y Frischknecht, 2009)

La evaluación de la estrategia de gestión tiene distintos alcances, desde realizar balances *input-output* para conocer el rendimiento de las instalaciones, hasta cuantificar el impacto ambiental total. Para ello, cada tipo de instalación tiene aspectos clave que deben ser conocidos y cuantificados periódicamente.

La Tabla 4.7 resume las características básicas para la caracterización del escenario en relación a las instalaciones de tratamiento. Esta información debe

complementarse con caracterizaciones de los procesos *multi-input* o *multi-output* con el objetivo de determinar los impactos ambientales generados por cada proceso.

**Tabla 4.7.** Resumen de las características mínimas necesarias para proceder a un análisis básico de la estrategia de gestión

<b>Instalación</b>	<b>Aspecto</b>	<b>Objetivo</b>
Pre-tratamientos	Eficiencia de la instalación y nivel de impurezas	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Cuantificar el grado de separación y recuperación de las fracciones</li> <li>• Identificar origen de las impurezas</li> </ul>
Instalaciones de reciclaje	Pérdida de material y calidad en la instalación	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Cuantificar el ratio de sustitución</li> </ul>
Compostaje	Balance global	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Cuantificar el compost producido, así como la cantidad de fertilizantes químicos evitados</li> </ul>
Digestión anaerobia	Balance global	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Cuantificar el biogás generado y así cuantificar la energía de origen fósil evitada</li> </ul>
Incineración	Balance global	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Cuantificar residuos secundarios generados</li> </ul>
	Carbono biogénico en residuos origen	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Cuantificar la energía verde generada</li> </ul>



## **MODELADO DE LA GENERACIÓN DE RESIDUOS**

---

*Los órganos responsables de la gestión de residuos deberían conocer la generación futura, así como los factores impulsores de la generación para poder proceder a una planificación más sostenible de los recursos a corto y a largo plazo.*

*Una de las potencialidades de caracterizar la generación de residuos es poder predecir la generación de residuos. En este Capítulo se presenta una metodología para la identificación de los factores impulsores de la generación de residuos domésticos y la evaluación de su capacidad predictiva en base a las características socio-económicas de los municipios (caracterización del escenario) y a los datos de generación de residuos domésticos (caracterización de la generación).*



## 5.1 Introducción

El diseño preciso de las estrategias de gestión de residuos requiere de un análisis minucioso de la generación de residuos. El éxito de las estrategias de gestión bien a corto plazo (gestión municipal) como a largo plazo (planificación estratégica, ...) radica en el conocimiento del problema (Navarro-Esbrí *et al.*, 2002), así como en la precisión de los datos utilizados (Chang y Lin, 1997; Chen y Chang, 2000; Daskalopoulos *et al.*, 1998; Lebersorger y Beigl, 2011; Zaman y Lehmann, 2013a).

La planificación de los recursos a corto y largo plazo realizadas sin información precisa, conlleva consecuencias ambientales, sociales y económicas negativas. La predicción de la generación a corto plazo facilita la planificación respecto a los recursos necesarios en la etapa de recogida. La predicción a largo plazo es de gran utilidad a la hora de seleccionar las tecnologías necesarias para la gestión final de los residuos.

En el caso de Bizkaia, en los años 2003 y 2009, durante la redacción y revisión del segundo Plan de Integral de Gestión de Residuos Urbanos de Bizkaia (II PIGRUB), se realizaron distintas pronosis de la generación de residuos (BFA, 2012a). Las pronosis realizadas para el año 2011 fueron superiores al 123% y 106% respectivamente (Figura 5.1).

En el caso de Gipuzkoa, en la Estrategia de Desarrollo del Documento de Progreso 2008-2016 del Plan Integral de Residuos, se realizó una pronosis superior al 115% (Figura 5.2) (GFA, 2012a).

En las Figura 5.1 y Figura 5.2, se pueden observar las diferencias entre la pronosis a diferentes años y la generación de residuos domésticos (RD) *per cápita* real de los territorios históricos de Bizkaia y Gipuzkoa.

Esta diferencia entre la pronosis y la realidad, supone una reducción de la eficiencia de las instalaciones con graves consecuencias económicas debido al sobredimensionamiento de las mismas, así como un aumento de las cargas medioambientales y en la salud humana (den Boer *et al.*, 2005; Horttanainen *et al.*, 2013).

A la vista de los resultados, y sabiendo las consecuencias que de ellos derivan, es necesario mejorar los modelos. En esta tesis se ha desarrollado un modelo de predicción de la generación de los residuos domésticos (RD) a dos años vista.

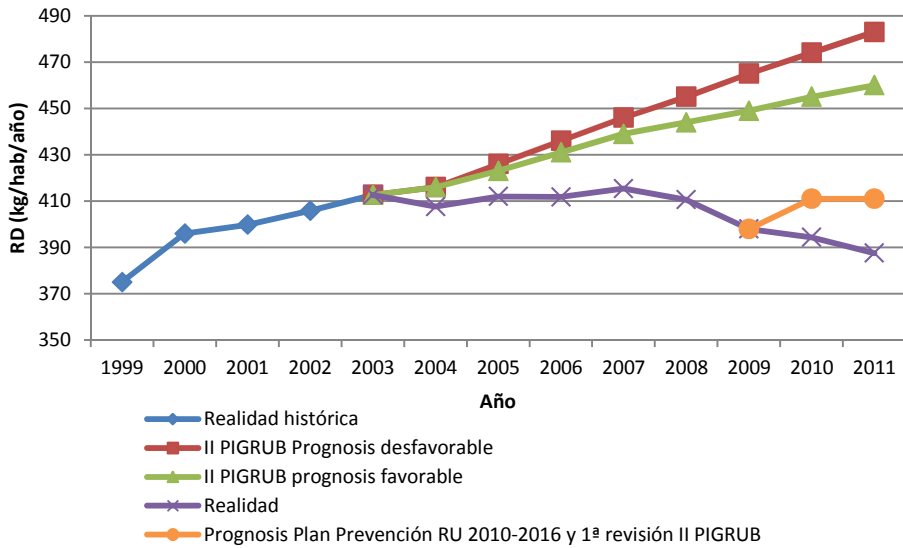


Figura 5.1. Evolución de los RD per cápita real y predicho para el territorio histórico de Bizkaia

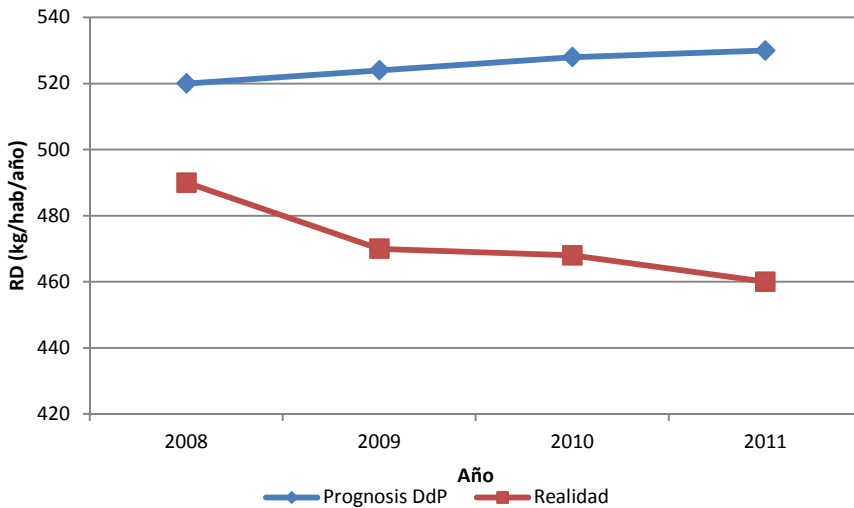


Figura 5.2. Evolución de la generación de RD per cápita en Gipuzkoa y comparativa con la previsión del Plan de residuos

## 5.2 Clasificación de los modelos de generación de residuos

Desde 1974 se vienen presentando modelos de predicción de residuos urbanos (RU), principalmente estadísticos. Existe una gran heterogeneidad en la elección de la metodología para la predicción (Beigl *et al.*, 2008). Los modelos se clasifican en modelos cualitativos y cuantitativos (Armstrong, 2001).

Los *modelos cualitativos* se basan en el conocimiento experto y no necesariamente utilizan datos cuantitativos. Por el contrario, los *modelos cuantitativos* son más complejos y pueden ofrecer resultados más robustos, siempre y cuando se disponga de datos relativos a los factores que influyen en la generación (Armstrong, 2001).

Esta tesis se centra en los modelos cuantitativos. Estos se clasifican principalmente en tres grupos: *modelos de factores*, *modelos de series temporales* y *modelos de técnicas inteligentes*.

### 5.2.1 Modelos de factores

Los modelos de factores han sido los modelos más utilizados en este sector debido a la madurez de su metodología y sencillez de sus algoritmos (Xu *et al.*, 2013). Los modelos de factores o de regresión son modelos estadísticos que permiten conocer la influencia de distintos factores sobre algo, es decir, permiten describir cómo y porqué se da una determinada situación. La forma general es:

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 x_{1,i} + \beta_2 x_{2,i} + \dots + \beta_k x_{k,i} + e_i \quad (5.1)$$

Donde,

- $y_i$  es la variable objetivo o dependiente
- $x_{1,i}, \dots, x_{k,i}$  son las variables explicativas, predictores o independientes
- $\beta_1, \dots, \beta_k$  son los coeficientes que miden el efecto de cada variable explicativa.
- $e_i$  es el error

La bondad del ajuste habitualmente se define mediante el coeficiente de determinación ( $R^2$ ). Estos modelos además de explicar la relación entre una variable dependiente y otras independientes, pueden ser utilizados también como modelos predictivos (Hyndman y Athanasopoulos, 2013).

En el caso de la generación de residuos, los modelos permiten conocer cómo y qué factores sociales, económicos, demográficos, culturales o medioambientales (población, PIB, turismo, nivel educativo,...) influyen en la generación de residuos.

Estos modelos se están utilizando para predecir la generación diaria o anual (Lebersorger y Beigl, 2011; Ojeda-Benítez *et al.*, 2008), a nivel de hogar, municipal o de un territorio completo de todas o de fracciones específicas (Afon y Okewole, 2007; Bach *et al.*, 2004; Beigl *et al.*, 2004; Keser *et al.*, 2012).

Las principales deficiencias de estos modelos están en la inadecuada identificación de los mejores atributos explicativos en referencia al objetivo establecido (Ojeda-Benítez *et al.*, 2008) debido, por un lado, a que el comportamiento de la ciudadanía en torno a la generación es subjetivo, dado que existen factores, como por ejemplo, la concienciación ambiental y el éxito de las políticas de concienciación, que son matemáticamente imposibles de medir (Navarro-Esbrí *et al.*, 2002; Shan, 2010), y por otro, debido al rápido cambio que sufren los parámetros que afectan la generación como el producto interior bruto en los países en vías desarrollo o el turismo, en sí mismos también difíciles de predecir (Beigl *et al.*, 2008; Mateu-Sbert *et al.*, 2013; Rimaityte *et al.*, 2012).

Además, debido a la gran dependencia que presenta la generación de residuos con las condiciones locales, el  $R^2$  de los modelos raramente supera el 0,5 salvo para casos de pequeña población de datos o muchas variables independientes analizadas (Lebersorger y Beigl, 2011). Es por ello que se recurre a técnicas de agrupamiento, con el objeto de deducir modelos más robustos y precisos (Bandara *et al.*, 2007; Beigl *et al.*, 2004; Keser *et al.*, 2012; López Ratón y Santiago Pérez, 2005).

Por ejemplo, Beigl *et al.* (2004) y Bandara *et al.* (2007) estratifican los municipios en base a estándares sociales y económicos similares (nivel de prosperidad) creando modelos específicos para cada agrupamiento de municipios. Purcell y Magette (2009) desarrollaron una metodología basada en sistemas de información geográfica para cuantificar la generación de residuos, permitiendo así conocer la distribución de la generación de manera visual. Con el objetivo de ahondar en los factores impulsores de la generación Keser *et al.* (2012), aplicaron a su vez técnicas de estadísticas espacial como la autorregresión simultanea espacial o la regresión geográfica ponderada.

### 5.2.2 Modelos de series temporales

Una serie temporal es una secuencia ordenada de observaciones, cada una de las cuales está asociada a un momento de tiempo, sobre una o varias características de un hecho observable.

Las series temporales se descomponen de la siguiente manera (5.2):

$$y_t = S_t + T_t + E_t \quad (5.2)$$

Donde,

- $y_t$  es el valor en el periodo  $t$
- $S_t$  es el componente estacional en el periodo  $t$
- $T_t$  es componente tendencial en el periodo  $t$
- $E_t$  el error

Estos modelos utilizan datos pasados y su distribución para determinar las tendencias futuras, siendo el tiempo la variable predictora.

Los modelos de series temporales permiten deducir patrones en el tiempo y determinar así la repetitividad de los datos.

Los modelos más sencillos utilizan funciones clásicas como ARIMA (del inglés *AutoRegressive Integrated Moving Average*) para la detección de la autocorrelación existente en las series de datos (Chao, 2008; Rimaityte *et al.*, 2012; Vidal *et al.*, 2001). Estos modelos sólo necesitan datos históricos sobre la variable dependiente.

Asimismo, y en la medida que la generación de RU cambia de mes a mes o semana a semana, es importante también conocer dichos patrones. Así, los modelos de series temporales han sido exitosamente utilizados para analizar patrones estacionales bien en la generación total (Navarro-Esbrí *et al.*, 2002; Rimaityte *et al.*, 2012) bien en la composición de los residuos a gestionar (Denafas *et al.*, 2014).

Sin embargo, los modelos de series temporales carecen de un razonamiento empírico, y el patrón encontrado no tiene por qué perdurar en el tiempo. En el caso de los residuos el tiempo no es el único factor relevante en la generación, pudiendo existir variables de otra naturaleza con un impacto significativo en los patrones de generación (Noori *et al.*, 2009).

### 5.2.3 Modelado basados en técnicas inteligentes

La utilización de modelos basados en técnicas inteligentes, como las redes neuronales o las *support vector machines* también han demostrado su valía en la predicción de la generación de residuos debido a su gran flexibilidad (Xu *et al.*, 2013).

Las *redes neuronales* han sido utilizadas para la predicción de la generación (Kumar *et al.*, 2011; Noori *et al.*, 2010, 2009), así como para modelar el contenido energético de los residuos (Dong *et al.*, 2003; Ogwueleka y Ogwueleka, 2010).

Por otro lado, con el objetivo de modelar las propiedades dinámicas que afectan a la generación de residuos, otros autores han deducido modelos mediante la aplicación de la lógica difusa (Chen y Chang, 2000; Lozano-Olvera *et al.*, 2008).

Asimismo, son muchos los modelos híbridos que se han construido combinando modelos de series temporales con técnicas inteligentes (Pai *et al.*, 2010; Rimaityte *et al.*, 2012; Xu *et al.*, 2013).

Si bien estos modelos tienen en cuenta los aspectos influyentes en la generación, no permiten un razonamiento empírico de ello, y en consecuencia, dificulta la puesta en práctica de medidas para reducir o controlar la generación. Asimismo, cuando las variables de entrada a los modelos son elevadas, los modelos no son capaces de eliminar las entradas superfluas, llevando a modelos con mucho ruido, es decir, con información redundante o irrelevante (Noori *et al.*, 2010).

En la Tabla 5.1 se resumen las principales características de los modelos.

## 5.3 Metodología

En esta tesis se modela la generación de RD para los municipios de Bizkaia. Los RD son consecuencia directa de las actividades humanas, bien derivados de los sistemas productivos, bien por los hábitos de consumo. Los hábitos de consumo, a su vez, dependen de factores socio económicos, culturales, medioambientales y demográficos (Keser *et al.*, 2012), variando estos significativamente de un lugar a otro (Bandara *et al.*, 2007; Purcell y Magette, 2009).

Tabla 5.1. Resumen de las principales características de los modelos analizados

	Modelos de factores	Modelos de series temporales	Modelos de técnicas inteligentes
<b>Enfoque</b>	Relaciones causales	Uso de datos históricos y su distribución en el tiempo para determinar tendencias futuras	Modelos basados en técnicas de inteligencia artificial
<b>Variables explicativas</b>	Variables de todo tipo: socio-económicas, demográficas, culturales, medio ambientales, urbanísticas,...	Tiempo	Variables de todo tipo: socio-económicas, demográficas, culturales, medio ambientales,...
<b>Ventajas</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Contextualización del problema</li> <li>• Madurez técnica</li> <li>• Algoritmos simples</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Flexibilidad (admite datos en cualquier tipo de intervalo temporal)</li> <li>• Recopilación de datos únicamente relativos a la generación</li> <li>• Capacidad de análisis de propiedades dinámicas</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tiene en cuenta el efecto de variables explicativas</li> <li>• Flexibilidad</li> <li>• Alto potencial predictivo</li> </ul>
<b>Desventajas</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Dificultad en la recopilación de los datos sobre variables explicativas</li> <li>• No hay garantía de identificación de las variables explicativas correctas</li> <li>• Dificultad de predecir a futuro las variables explicativas</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Falta de justificación empírica de la tendencia</li> <li>• Aunque se encuentre una tendencia que explique el comportamiento en el pasado, no hay razón para que en el futuro el comportamiento siga esa misma tendencia</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Falta de justificación empírica de la tendencia</li> <li>• Dificultad en la recopilación de los datos sobre variables explicativas</li> <li>• Metodología con éxito en otros ámbitos, pero poco madura en el sector de RSU</li> <li>• Complejidad computacional</li> </ul>

Tras el análisis de los modelos existentes, en esta tesis se desarrolla un modelo basado en factores socio económicos con el doble objetivo de describir qué características municipales son las que afectan a la generación de residuos en el territorio histórico de Bizkaia, y apoyar la toma de decisión a corto plazo con información válida. Por todo ello, se ha desarrollado un modelo de factores basado en la regresión multivariable.

La metodología seguida para identificar las características municipales relevantes relativas a la generación de residuos se describe en la Figura 5.3.

La *variable dependiente* en el contexto de esta tesis se define como la generación *per cápita* anual de RD a nivel municipal, de acuerdo con la aseveración relativa a la influencia dominante de la población (Lebersorger y Beigl, 2011; Shan Chung, 2010).

Las *variables explicativas* se refieren a los datos que describen las características municipales, como por ejemplo, la tasa de desempleo medio, la tasa de actividad industrial, la relevancia del turismo en el municipio, etc.

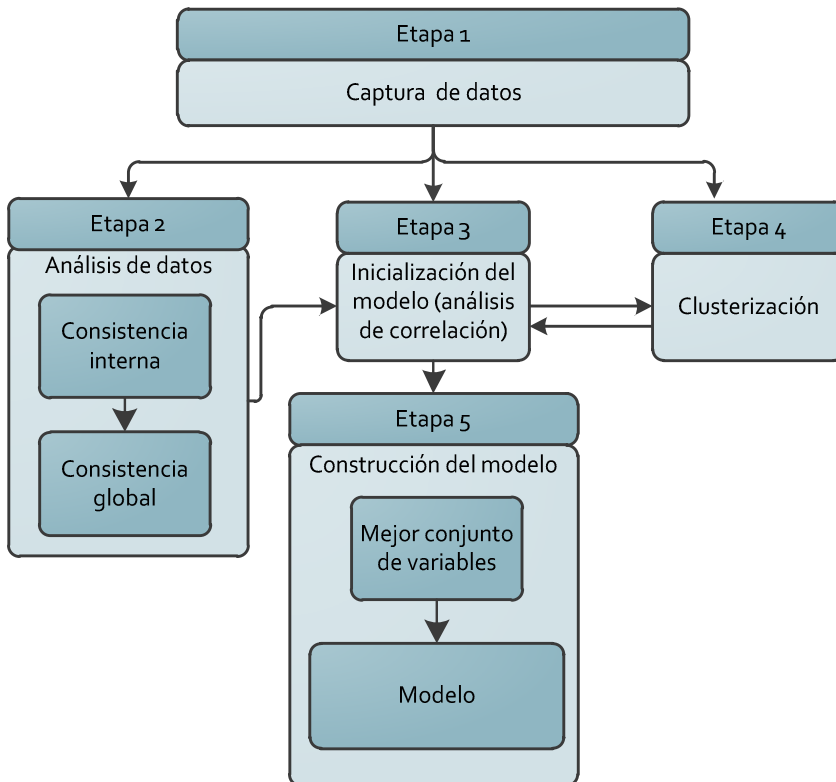


Figura 5.3. Metodología para la construcción de los modelos

La metodología seguida para el desarrollo del modelo consistente en:

- Recoger datos sobre las variables dependientes y explicativas (*Etapa 1*).
- Analizar los datos con el fin de encontrar datos anómalos, que serán corregidos, e identificar los municipios con un comportamiento diferente (*Etapa 2*).
- Realizar un análisis de correlación de las variables explicativas frente a la variable dependiente para la inicialización del modelo (*Etapa 3*).
- Agrupar los municipios con características socio-económicas similares (*Etapa 4*).
- Construir el modelo y evaluar su capacidad predictiva (*Etapa 5*).

### 5.3.1 Captura y análisis de datos

La captura de los datos se realiza en la *Etapa 1*, y es tal vez la etapa más crítica del proceso, dado que ésta condicionará significativamente la aplicación futura de la metodología establecida, así como de los modelos deducidos. En un marco actual donde la liberación de la información (*open-data*) es un elemento estratégico en la gestión de la información, principalmente en el sector público (Höchtel y Reichstädter, 2011), los datos se han obtenido de fuentes públicas con el doble objetivo de facilitar la replicabilidad de los modelos deducidos y favorecer su aplicación futura.

El conjunto de datos relativo a la variable dependiente es analizado en la *Etapa 2*, con el objetivo de identificar municipios con datos anómalos y corregirlos en la medida de lo posible, así como identificar municipios con un comportamiento atípico durante el rango temporal analizado, 2000-2013.

Para ello, se realiza un análisis de consistencia de datos en dos etapas basado en diagramas de cajas y bigotes (*Box and Whisker plot*). Los valores atípicos o *outliers* se definen en base al *rango inter cuartílico* (RIC). Así, los valores que se encuentren 1,5 o 3 veces más alejados del RIC desde el primer o tercer cuartil se consideran valores atípicos y extremos respectivamente.

El primer paso consiste en un análisis de *consistencia interna* de los datos de cada municipio con el objetivo de corregir datos erróneos o desviaciones internas. Estos valores ocasionales se corrigen, en la medida de lo posible, mediante otras fuentes de información, o en su defecto, mediante interpolación lineal.

El segundo paso es el análisis de *consistencia global*, donde los municipios que presenten un comportamiento anómalo frente al comportamiento normal del grupo durante el rango temporal, son excluidos del estudio.

El conjunto de datos relativos a las variables explicativas es igualmente objeto de un proceso de análisis crítico experto con el objeto de reducir el conjunto inicial a un conjunto más manejable.

Finalmente, las variables explicativas son clasificadas en relación a su significado con el objeto de construir grupos característicos de variables que describan una característica socio económica similar.

### 5.3.2 Construcción del modelo

En la *Etapa 3*, se inicializa el modelo mediante el uso de una única variable explicativa de cada grupo significativo. La identificación de esta variable se realiza mediante un análisis bivariado de correlación. La variable inicial será aquella con el coeficiente de correlación más alto.

Tras la inicialización del modelo, en la *Etapa 5* se construye el modelo para el año  $n$  con el objeto de apoyar el proceso de toma de decisión relativas a la generación de RD, con un año de horizonte ( $n + 1$ ), en el supuesto de que los responsables de la gestión de residuos están tomando decisiones durante el año  $n$  con datos del año anterior ( $n-1$ ) (5.3).

$$RD_{n+1} = k + b_1VAR_{1,n-1} + b_2VAR_{2,n-1} + \dots + b_mVAR_{m,n-1} \quad (5.3)$$

Donde,

- $k, b_1, b_2 \dots b_m$  son los factores a deducir para cada escenario
- $VAR_1, VAR_2 \dots VAR_m$  las variables explicativas significativas.

Mientras el análisis de consistencia se realiza para todo el rango temporal, 2000-2013, los modelos se construyen únicamente con datos de los últimos dos años. Así, las variables explicativas del año 2010 se utilizan para describir y predecir la generación del año 2012, y las variables explicativas del 2011 para la validación de los modelos construidos.

El modelo se construye siguiendo el procedimiento de *mejores subconjuntos* (Frost, 2012). Este procedimiento consiste en la evaluación de distintos conjuntos de variables en relación al  $R^2$  y el estadísticos  $C_p$  de Mallows. El uso aislado de  $R^2$  en procesos de comparación de conjuntos de variables resulta engañoso, dado que éste aumenta su valor siempre que una nueva variable es incluida en el modelo. El  $C_p$  de Mallows tiene en cuenta el número de factores incluidos en el modelo, y se define de acuerdo a la ecuación (5.4) (Mallows, 1973).

$$C_p = \frac{SSE_p}{\hat{\sigma}^2} - (n - 2p) \quad (5.4)$$

Donde,

- $SSE_p$ , suma de residuos al cuadrado del modelo con  $p$  parámetros
- $\hat{\sigma}^2$ , el estimador de la varianza del término de error del modelo completo (el modelo con todos los posibles regresores)
- $n$ , número de observaciones
- $p$ , número de términos del modelo incluyendo la constante

Un buen modelo vendrá determinado por un  $C_p \cong p$  (Siniksaran, 2008). Un valor de  $C_p$  pequeño indica que el modelo es relativamente preciso (tiene una varianza pequeña) para estimar los coeficientes de regresión verdaderos y pronosticar futuras respuestas. Modelos con falta de ajuste y sesgo considerables poseen valores de  $C_p$  más grandes que  $p$ .

Adicionalmente, se analiza la posible correlación entre las variables explicativas incluidas en el modelo, es decir, la multicolinealidad. Los problemas de multicolinealidad aparecen cuando dos o más variables explicativas están altamente correlacionadas, aumentándose el error estándar del modelo y la incertidumbre de los coeficientes estimados.

Para el análisis de este efecto habitualmente se utiliza el *factor de inflación de la varianza* (FIV). Este indicador mide el aumento de la varianza de un factor debido a la presencia de la multicolinealidad. Variables con  $FIV \leq 1$  indican la no presencia de multicolinealidad, mientras que variables con  $FIV > 1$  pueden estar correlacionadas con otras variables. No existe un umbral definido para este estadístico, la aceptación general es que FIV no debe exceder de  $1/(1-R_2)$  (Kleinbaum *et al.*, 1998).

La decisión sobre la existencia de multicolinealidad se complementa con el análisis del *índice de condición* (IC) y la *proporción de varianza* de cada factor (Belsley *et al.*,

1980). La multicolinealidad es significativa cuando FIV y IC superan los umbrales de 5 y 30 respectivamente. Asimismo, debe considerarse la multicolinealidad cuando la proporción de varianza en dos o más factores supera el 0,5 (Lebersorger y Beigl, 2011).

### 5.3.3 Estratificación

Con el objeto de mejorar la precisión de los modelos y su capacidad explicativa, se ha aplicado el agrupamiento jerárquico como metodología de agrupamiento o *clustering*. Mediante esta técnica se agrupan municipios con características socio-económicas similares.

Los métodos jerárquicos comienzan con un número de clústeres igual al número de observaciones, y van reduciendo este número haciendo comparaciones de pares agrupando aquellas observaciones más similares.

La distancia utilizada en este trabajo es la distancia euclídea cuadrada (5.5), la cual mide la distancia entre dos individuos siendo  $x_{ic}$  y  $x_{jc}$  el centro geométrico de las observaciones o de los clústeres.

$$d(x_i, x_j) = \sum_{c=1}^p (x_{ic} - x_{jc})^2 \quad (5.5)$$

El algoritmo de agrupamiento utilizado es el método de Ward, cuyo objetivo es identificar en cada iteración el par de clústeres que menor aumento de la varianza conlleven mediante la unión de ellos (Hervada-Sala y Jarauta-Bragulat, 2004).

El número final de grupos o *clústeres* se define con el criterio del gráfico de codo, que determina un punto de corte entre clústeres muy distanciados con clústeres similares (Mooi y Sarstedt, 2011).

### 5.3.4 Capacidad predictiva

Finalmente, se analiza la capacidad predictiva de los modelos deducidos mediante el error absoluto porcentual medio (MAPE, (5.6)), donde,

$$\text{MAPE} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left| \frac{y_i - f_i}{y_i} \right| \quad (5.6)$$

Donde,

- $y$  es el valor observado,
- $f$  es el valor predicho
- $n$  es el número de observaciones.

## 5.4 Resultados

### 5.4.1 Captura de datos

La variable dependiente se ha obtenido de los datos publicados en el Observatorio Permanente de Residuos urbanos para los municipios de Bizkaia (BFA, 2012b). Los datos disponibles son relativos a la recogida en masa (RESTO) y recogida selectiva de las fracciones reciclables (envases ligeros (EL), vidrio (Vi), papel-cartón (PyC), voluminosos, pilas) para el periodo de 1999 a 2013.

Como fuentes complementarias de información se han utilizado los datos proporcionados por las empresas responsables de la gestión de las fracciones EL y Vi, Garbiker y Ecovidrio respectivamente (Ecovidrio, 2013a; Garbiker, 2013). En la Tabla A.9 se resumen las fuentes de información utilizadas.

Por último, en el último trimestre del año 2013 se realizó una encuesta a través de un cuestionario (Tabla A.10) a los municipios y mancomunidades con el objetivo de poder describir la realidad local de cada municipio, obteniendo respuesta de 32 de los 112 municipios. No se obtuvo ninguna respuesta relativa a la caracterización de residuos.

La información relativa a las variables explicativas se ha obtenido principalmente del Sistema de información municipal de la Comunidad Autónoma Vasca *Udalmap*. El panel consta de más de 180 indicadores municipales de sostenibilidad (Tabla A.12). Asimismo, también se ha obtenido información del *Eustat* (Tabla A.13).

En el ANEXO A se presentan las fuentes de información de las que parte este trabajo.

### 5.4.2 Análisis de datos

Globalmente, la información relativa a la variable dependiente está formada por datos relativos a la generación de las fracciones Vi, PyC, EL y RESTO para los 112 municipios de Bizkaia (inicialmente 111 hasta la desanexión de Ziortza Bolibar en 2004) durante el periodo 1999-2013. Debido a la incipiente implantación del sistema de recogida de EL en 1999, el conjunto de datos para dicho año no está completo, por lo que se excluye del estudio. Teniendo en cuenta estas consideraciones, el estudio parte de 6252 datos. Tras el análisis de *consistencia interna*, se corrigen el 1,58% de los datos de partida.

Los datos, una vez corregidos, pasan por el análisis de *consistencia global* con el objetivo de identificar aquellos con un comportamiento anómalo a lo largo de todo el rango temporal. En la Figura 5.4 se presentan los municipios con un comportamiento atípico o extremo en comparación con el conjunto. Estos comprenden un total de 12 municipios, los cuales albergan un 2,4% de la población.

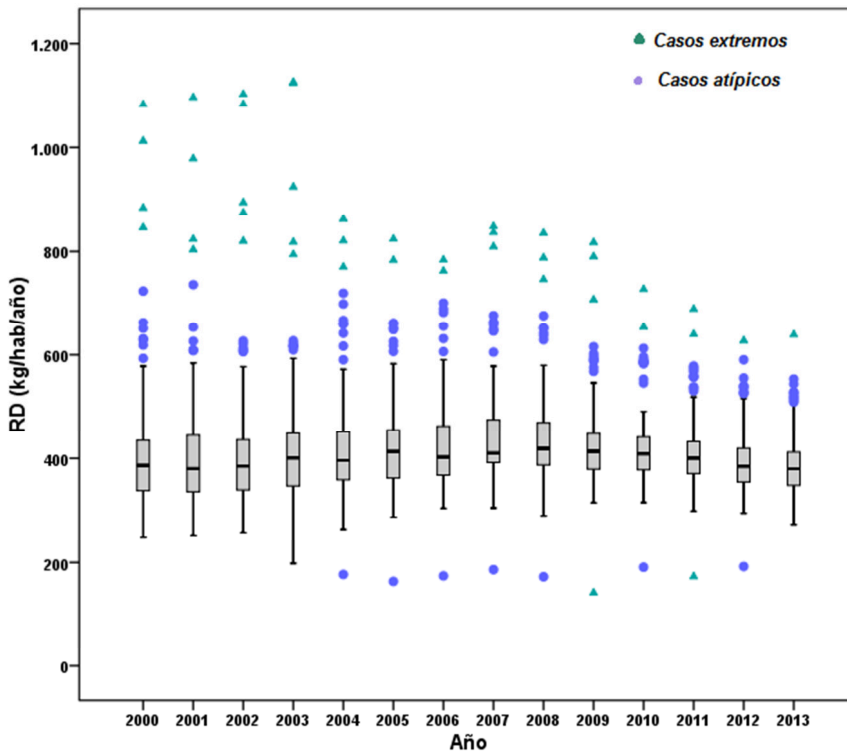


Figura 5.4. Análisis de consistencia global de la generación de residuos domésticos *per cápita*

Algunos de ellos, se caracterizan por tener una alta actividad turística, que implica una alta variabilidad estacional de la población a lo largo del año. Por otra parte, 6 de ellos pertenecen a una misma mancomunidad, la cual podría estar utilizando un sistema de cuantificación distinto. Los municipios con un comportamiento atípico no se incluyen en los estudios posteriores.

### 5.4.3 Inicialización del modelo

Inicialmente y debido al gran número de variables explicativas disponibles, se ha analizado el estado de la cuestión con el objetivo de establecer criterios que permitan reducir el conjunto de variables explicativas a un número apto para trabajar.

El conjunto inicial de variables asciende a 185 variables (Tabla A.12 y Tabla A.13). Inicialmente se eliminan aquellas variables que *a priori* no tiene relación alguna con la generación de residuos como porcentaje de licencias de taxi o accesibilidad del municipio. Por otro lado, se eliminan aquellas variables que no presentan un rango temporal adecuado para su uso en los modelos, es decir, que se calculan con un rango amplio.

Asimismo, se han eliminado aquellas variables discriminatorias de género. No obstante, se es consciente de que al igual que los distintos estratos de la ciudadanía (adolescentes, tercera edad, etc.) presentan distintos comportamientos ante la generación de residuos, el género también presenta efectos distintos, como es el caso de residuos específicos de un estrato u otro, como por ejemplo los residuos de compresas. Sin embargo, se han dejado fuera del alcance del estudio este efecto por no tener una caracterización de la generación tan específica.

Por último, existen variables, con matices, pero que describen un mismo efecto como por ejemplo, población de 16 y más años ocupada en el sector construcción, o el valor añadido bruto del sector servicios. En este caso se ha utilizado la variable que mejor rango temporal presentaba. El conjunto final de variables explicativas se reduce a 37.

La Tabla 5.2 presenta los criterios establecidos así como las variables eliminadas con cada criterio.

**Tabla 5.2.** Criterios establecidos para reducir el conjunto de variables explicativas, y las variables eliminadas

<b>Criterio</b>	<b>VARIABLES ELIMINADAS</b>
1) Variables con el mismo significado (se escoge una)	17
2) Variables de discriminación por género	26
3) Variables con insuficiente rango temporal	35
4) Variables sin relación con el objetivo	70

Posteriormente, las variables explicativas se han agrupado en grupos que describan las principales características socio-económicas de un municipio (Tabla B.1):

- Estructura económica
- Dinamismo económico y recursos de la ciudadanía
- Vitalidad turística
- Vitalidad comercial
- Demografía
- Formación
- Morfología urbana
- Energía

Para proceder a la inicialización del modelo, se realiza un análisis de correlación bivariado utilizando el *coeficiente de correlación de Spearman* ( $r_s$ ) con el objetivo de analizar la correspondencia entre la variable dependiente y las variables explicativas (Tabla B.2). Se ha utilizado este índice debido a que la mayoría de las variables no presentan una distribución normal de acuerdo al test de Anderson-Darling (Tabla B.1). Asimismo, el coeficiente  $r_s$  tiene el potencial de evaluar relaciones monotónicas entre las variables, es decir, relaciones en las que las variables tienden a cambiar conjuntamente pero no de manera constante.

Este proceso se realiza para todos los modelos construidos. A modo de ejemplo se presentan los resultados para el modelo construido para el conjunto total de municipios (Tabla 5.3).

Tabla 5.3. Variables significativas pre-seleccionadas para la inicialización del modelo PM

Grupos característicos	Variables explicativas		Coeff. correl. $r_s^i$
	Definición de los indicadores	Acrónimo	
Estructura económica	Población de 16 y más años ocupada en el sector agropesquero (%)	popAGRO	0,362 <sup>a</sup>
Dinamismo económico y recursos de la ciudadanía	Población parada registrada en el INEM (% población de 16 a 64 años)	tasPARO	-0,470 <sup>a</sup>
	Renta personal total (Base CAE=100)	RENTA	0,290 <sup>a</sup>
	Renta personal disponible (Base CAE=100)	RENTAd	0,294 <sup>a</sup>
Vitalidad turística	Plazas de alojamiento turístico (‰ habitantes)	ALOJ	0,225 <sup>a</sup>
	Establecimientos de hostelería y restauración (‰ habitantes)	REST	0,361 <sup>a</sup>
Vitalidad comercial	Densidad comercial minorista (‰ habitantes)	COME1	0,447 <sup>a</sup>
	Densidad comercial de bienes ocasionales (‰ habitantes)	COME2	-0,429 <sup>a</sup>
Demografía	Índice de sobrevejecimiento: Población de 75 y más años (%)	indSOBRE	0,204 <sup>b</sup>
Formación	Población de más de 10 años que ha completado al menos Estudios Secundarios (%)	SECUN	0,239 <sup>b</sup>
	Población de más de 10 años que ha completado estudios Universitarios (%)	UNI	0,263 <sup>a</sup>
Morfología urbana	Superficie media de las viviendas familiares (m <sup>2</sup> )	supVIV	0,438 <sup>a</sup>
	Densidad de viviendas en suelo residencial (Viviendas/Ha.)	denVIV	-0,372 <sup>a</sup>
	Suelo urbano (%)	URB	-0,327 <sup>a</sup>
	Densidad poblacional (Hab./km <sup>2</sup> )	denPOP	-0,448 <sup>a</sup>

<sup>i</sup> Coeficiente de Spearman y significancia (a: 99%, b: 95%)

#### 5.4.4 Construcción del modelo

Inicialmente se ha construido un modelo único para el conjunto de municipios de Bizkaia, excluyendo aquellos municipios identificados con un comportamiento anómalo (Figura 5.4). Este modelo se denomina modelo parcial (PM).

La Tabla 5.3 presenta las variables con una correlación significativa frente a la variable dependiente para la inicialización del modelo PM. Así, el modelo se inicializa con las siguientes variables: popAGRO (estructura económica), tasPARO (dinamismo económico y de los recursos de la población), ALOJ (actividad turística), denMI (actividad comercial), UNI (nivel de educación), SOBRE (Demografía) y denPOP (morfología urbana). Esto no quiere decir que finalmente sea la variable inicial

aquella que presente mejores resultados. Este es un proceso iterativo hasta obtener aquel conjunto de variables que mejores resultados presente.

De los diversos modelos testeados, el modelo con las variables explicativas REST, UNI, tasPARO y URB se ha seleccionado como aquel que mejores resultados presenta (5.7). El modelo explica el 42,3% de la variación de la generación de residuos domésticos *per cápita* entre los municipios.

$$\text{Modelo PM: } RD = 344,57 + 2,56 \text{ REST} + 144 \text{ UNI} - 1,42 \text{ tasPARO} - 1,01 \text{ URB} \quad (5.7)$$

La Figura 5.5 muestra la correlación entre los valores observados y predichos para el modelo deducido.

El test de significancia (valores T y p) muestran que todas las variables son significativas (Tabla 5.4). Los coeficientes beta tipificados muestran que el porcentaje de suelo urbano municipal (URB) tiene el impacto relativo más alto en el modelo. Este hecho parecer tener un impacto positivo en la generación, es decir, la generación se reduce a la vez que URB aumenta. Asimismo, el nivel de desempleo (tasPARO) parece tener un efecto directo en el consumo disminuyendo así la generación de residuos.

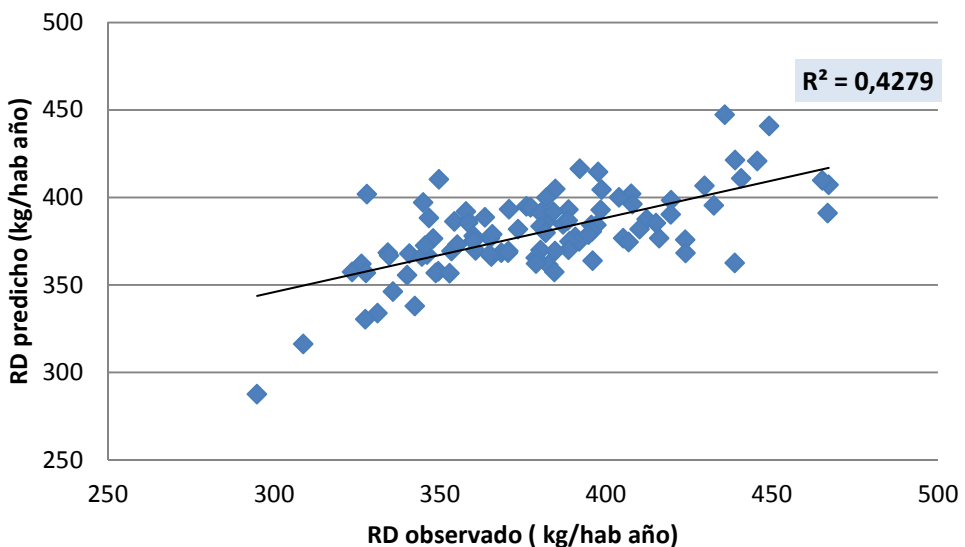


Figura 5.5. Ajuste modelo parcial

Tabla 5.4. Tabla resumen para el modelo parcial (PM)

Modelo	Resumen del modelo		Variables explicativas			Test de significancia		Análisis de multicolinealidad	
			Variable	Coefficientes no estandarizados	Coefficiente beta	T	p valor	FIV	IC
RD <sub>PM</sub>	R <sup>2</sup>	0,424	Constante	344,57		18,771	0,000		15,999
	S	27,512	URB	-1,01	-0,355	-3,964	0,000	1,325	
			REST	2,56	0,308	3,649	0,000	1,178	
			UNI	1,44	0,271	3,325	0,001	1,098	
			tasPARO	-1,42	-0,191	-1,805	0,018	1,592	

Por otro lado, el nivel de establecimientos de restauración y hostelería (REST) en los municipios parece tener un efecto directo en la generación, viéndose esta aumentada. Es importante matizar que teóricamente esta variable no debía tener efecto en la generación, porque el modelo únicamente analiza la generación de origen doméstico. No obstante, y debido a que actualmente no se da una distribución por tipo de generación en los datos es difícil discernir entre generación doméstica y comercial. Si bien un gran porcentaje de este tipo de establecimientos tiene servicios especiales para la recogida de residuos, otros muchos depositan los residuos en los mismos contenedores que la ciudadanía en general.

Sorprendentemente, el nivel educativo medio del municipio (UNI) tiene un efecto contrario al esperado. Es decir, se asumía que a mayor nivel educativo mayor concienciación ambiental, hecho que se entendía iba a tener un efecto positivo en la generación. Sin embargo, los resultados demuestran un efecto inverso.

En lo relativo al efecto de la multicolinealidad los FIV son cercanos al 1, inferiores de los criterios establecidos. Asimismo el IC es también inferior al umbral establecido. Por lo que se concluye, la no existencia de multicolinealidad en el modelo.

La capacidad descriptiva del modelo está dentro de los rangos obtenidos en otros trabajos publicados en la literatura científica. Ojeda *et al.* (2008) desarrollaron un modelo con tres variables explicativas que explicaron el 51% de la generación diaria de RU per cápita en Mexicali (EE.UU.). Según Lebersorger *et al.* (2011), el coeficiente de determinación R<sup>2</sup> rara vez supera el 50%, a excepción de los casos con pequeño tamaño de la muestra o modelos con gran cantidad de variables independientes. Sin embargo, los mismos autores lograron explicar el 74,3% de la variabilidad con un modelo de cuatro variables aplicado a varios municipios en Estiria (Austria) y Afon y Okewole (2007) explican el 88% de la variabilidad con un modelo de cinco variables aplicado en Nigeria.

### 5.4.5 Estratificación de los municipios de Bizkaia

Aun obteniendo un resultado relevante para el conjunto de los municipios de Bizkaia y para el estado de arte, se propone una estratificación de los municipios en aras de obtener modelos con mayor grado de ajuste. En esta tesis, se ha aplicado el agrupamiento jerárquico como metodología de agrupamiento con el objetivo de aglutinar municipios con características socio-económicas similares, y así mejorar la capacidad explicativa de los modelos.

Dentro de todas las variables explicativas potenciales disponibles, se utilizan aquellas altamente correlacionadas con la variable dependiente. La estratificación se realiza con respecto a la tasa de desempleo (tasPARO) y la densidad comercial minorista (COME1) debido a su alto grado de evidencia mostrada en relación con la generación de residuos, como indicadores del poder adquisitivo de la ciudadanía y el potencial de consumo dentro del municipio. Están parcialmente correlacionadas con la variable dependiente y entre de ellas ( $r_s = 0,543$ , significativo al nivel 0,001). Además, debido a las diferencias significativas entre los municipios en relación con la morfología urbana (Figura 1.6) esta característica se incluye mediante la densidad de poblacional (denPOP).

Cada grupo o clúster se identifica mediante dos subíndices, el primero hace referencia al nivel de desempleo y el segundo a la actividad comercial. A su vez, se establecen tres niveles para estos indicadores: tasa alta (A), media (M) y baja (B).

El "codo" más significativo corresponde a 3 grupos (Figura 5.6). Asimismo, la Figura 5.7 resume las principales características de los grupos identificados para el año 2010.

El clúster  $C_{AA}$  está formado por 6 municipios, que comprenden el 52% de la población. Los municipios de este grupo se caracterizan por tener tasa de desempleo y actividad comercial alta (por encima de la media de Bizkaia). Al mismo tiempo destacan por tener una densidad poblacional alta.

Los municipios de clúster  $C_{BB}$  tienen una tasa de desempleo y actividad comercial baja, y agrupan el 23% de la población total. Estos municipios son mayoritariamente pequeños y dispersos.

Finalmente, los municipios del clúster  $C_{MA}$  (10 municipios, el 22% de la población) se caracterizan por una tasa desempleo media y actividad comercial alta.

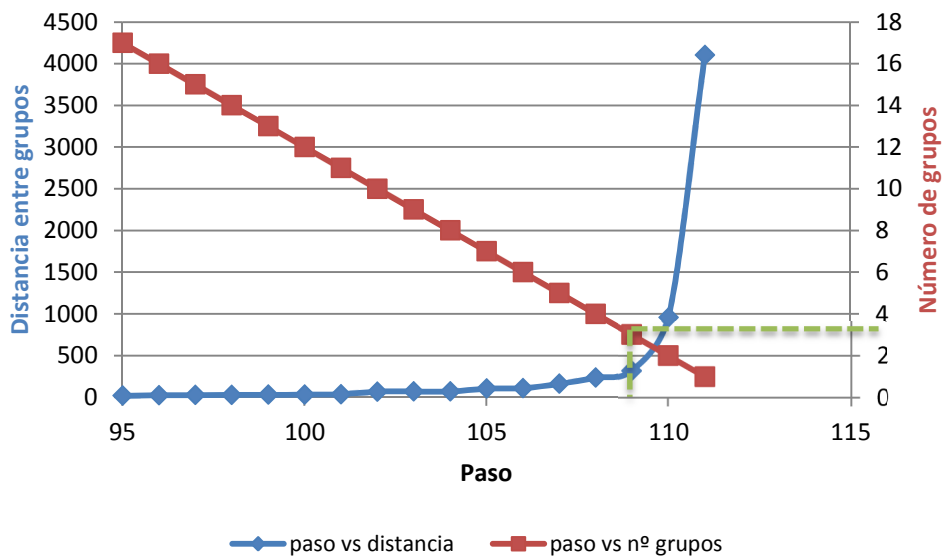


Figura 5.6. Criterio del gráfico de codo para decidir número de grupos significativos

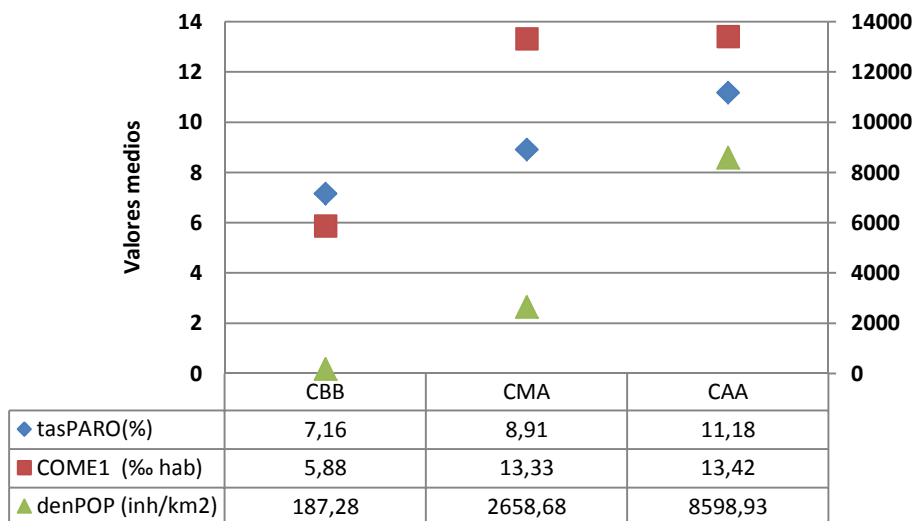


Figura 5.7. Principales características (valores medios) de los grupos identificados en base una tasa alta (A), media (M) o baja (B) de la tasa de desempleo o densidad comercial minorista. (tasPARO y COME1 en el eje izquierdo, y denPOP en el eje derecho)

De acuerdo a las etapas de inicialización (*Etapa 3*) y construcción del modelo (*Etapa 5*), se ha construido un modelo para cada grupo identificado. El modelo para el grupo  $C_{BB}$  (5.8) presenta una capacidad descriptiva baja, únicamente es capaz de explicar el 27,86% de la variabilidad. La escasa capacidad descriptiva del clúster  $C_{BB}$  puede deberse principalmente a no haber incluido variables explicativas acordes con sus características.

$$\text{Modelo } C_{BB}: RD = 330 + 2,37 \text{ REST} + 2,01 \text{ UNI} - 0,03 \text{ denPOP} \quad (5.8)$$

Al contrario, los modelos deducidos para los grupos  $C_{AA}$  y  $C_{MA}$ , (5.9) y (5.10) respectivamente, presentan resultados excepcionales, alcanzando una capacidad descriptiva de 98,05% y 94,82% respectivamente.

$$\text{Modelo } C_{AA}: RD = 382 + 9,24 \text{ REST} - 10,19 \text{ tasPARO} \quad (5.9)$$

$$\text{Modelo } C_{MA}: RD = 211 + 26,85 \text{ REST} - 0,01 \text{ denPOP} \quad (5.10)$$

La Figura 5.8 muestra el ajuste para cada grupo relevante identificado.

Todos los parámetros incluidos en los modelos son significativos en el nivel de error 5% (Tabla 5.5). Los resultados descartan la existencia de la multicolinealidad. Asimismo, y de acuerdo con los coeficientes beta, las variables explicativas más relevantes (el valor máximo absoluto de la beta) son tasPARO, REST y UNI.

**Tabla 5.5.** Principales características de los modelos construidos para los tres grupos de municipios identificados

Modelo	Resumen del modelo		Variables explicativas			Test de significancia		Análisis de multicolinealidad	
			Coeficientes no estandarizados	Coeficiente beta	T	p valor	FIV	IC	
RD <sub>CAA</sub>	R <sup>2</sup>	0,980	Constante	382		31,014	0,000		17,121
	S	4,016	REST	9,24	0,420	4,789	0,017	1,184	
			tasPARO	-10,19	-1,077	-12,27	0,001	1,184	
RD <sub>CMA</sub>	R <sup>2</sup>	0,948	Constante	211		12,975	0,000		12,533
	S	9,346	REST	26,85	0,995	11,294	0,000	1,049	
			denPOP	-0,01	-0,278	-3,159	0,016	1,049	
RD <sub>CBB</sub>	R <sup>2</sup>	0,279	Constante	330		21,922	0,000		9,493
	S	32,99	REST	2,37	0,282	2,857	0,005	1,083	
			UNI	2,01	0,336	3,520	0,001	1,009	
			denPOP	-0,03	-0,191	-1,945	0,040	1,074	

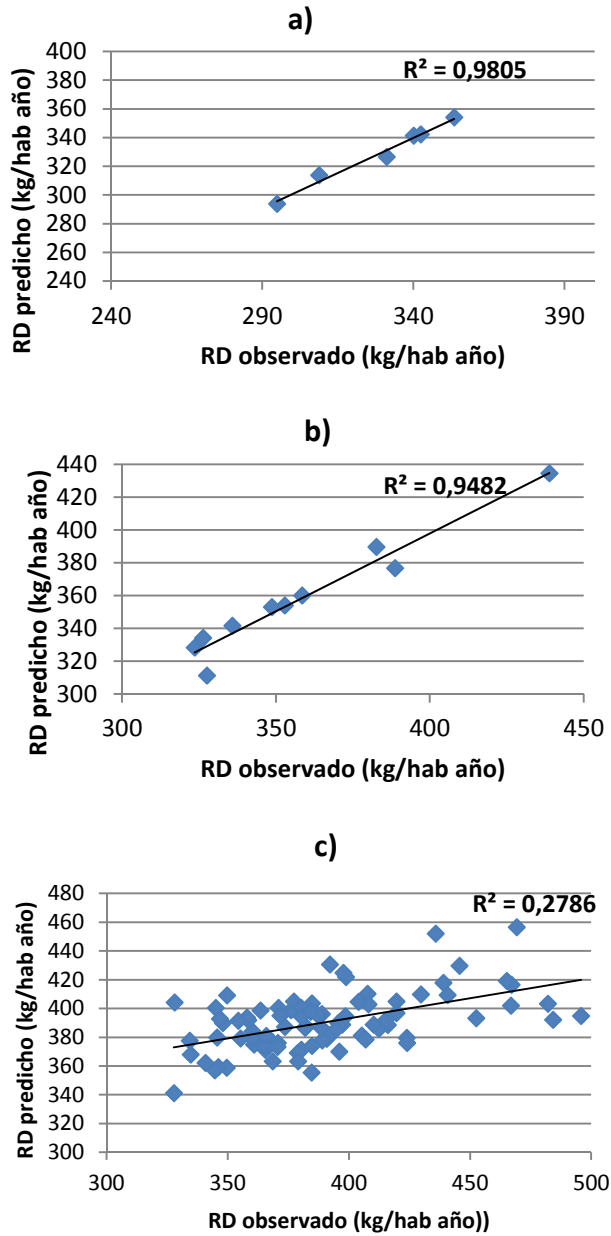


Figura 5.8. Ajustes para los modelos de los grupos identificados: a) modelo  $C_{AA}$ , b) modelo  $C_{MA}$ , y c) modelo  $C_{BB}$

Los resultados resaltan la importancia de realizar modelos específicos para cada grupo relevante de municipios. El modelo PM es un modelo más complejo en lo que a variables explicativas se refiere. En ese caso es necesario utilizar cuatro variables explicativas para describir la generación de RD en los municipios de Bizkaia, mientras que en los modelos para los distintos grupos, la cantidad de variables explicativas se reduce a tres o dos únicamente.

#### 5.4.6 Capacidad predictiva de los modelos

Por último, los factores impulsores de la generación de residuos han sido utilizados para conocer la tendencia de la generación en los años futuros. Así, manteniendo la estructura de los modelos construidos, se ha evaluado mediante el MAPE su potencial de extrapolación para predecir la generación en el año 2013.

Inicialmente se ha analizado la capacidad predictiva para el año 2012. A pesar de tener menor capacidad descriptiva en uno de los modelos deducidos para los clústeres, el  $MAPE_T$  de 6,28 logrado con el modelo PM se ve mejorado hasta un  $MAPE_T$  de 5,05 mediante la agregación de cada municipio a su modelo específico (Tabla 5.6).

**Tabla 5.6.** Valores MAPE obtenidos para cada modelo construido, y agregado para el caso de los clústeres.

<b>Modelo</b>	<b>Entrenamiento (<math>MAPE_T</math>)</b>	<b>Validación (<math>MAPE_V</math>)</b>
<b>Modelo parcial</b>		
<i>PM</i>	6,28	8,93
<b>Modelo clústeres</b>		
$C_{AA}$	3,01	3,65
$C_{MA}$	6,27	6,31
$C_{BB}$	31,43	29,45
<b>Clústeres agregados</b>	5,05	6,15

Posteriormente, se ha analizado si los modelos desarrollados podrían extrapolarse en el tiempo mediante la validación de cada modelo con datos socioeconómicos de 2011 con el fin de prever la generación en 2013 ( $MAPE_V$ ). En este caso también, los modelos deducidos después del análisis de estratificación presentan mejores resultados que el modelo PM, mejorando el  $MAPE_V$  de 8,93 hasta 6,15 (Tabla 5.6). No obstante, cabe destacar que la capacidad de predicativa de los modelos empeora un

poco, debido principalmente al rápido cambio que sufren las variables explicativas en comparación con la generación RD.

## 5.5 Conclusiones

En este capítulo se ha hecho uso de información relativa a la *caracterización de la generación y caracterización del escenario* para identificar los factores impulsores de la generación de RD y evaluar su capacidad predictiva, siguiendo la metodología presentada en la Figura 5.3.

El estudio relativo a la naturaleza de la variable dependiente (generación per cápita anual a nivel municipal), ha demostrado la existencia de 12 municipios con un comportamiento anormal respecto al conjunto global de municipios. Mientras que algunos de ellos tienen una gran actividad turística, otros pueden estar utilizando una contabilidad diferente. Este hecho resalta la necesidad de homogenizar la recopilación de datos y estandarizar la contabilidad en aras de poder realizar un seguimiento eficaz bien a nivel municipal bien a nivel territorial.

Asimismo, los municipios de Bizkaia tienen características socio-económicas muy heterogéneas. Es por ello, que los municipios han sido agrupados con el objeto de deducir modelos más acordes a sus características. Así, tres han sido los clústeres identificados en base a una tasa alta (A), media (M) o baja (B) de desempleo y densidad comercial (Figura 5.7).

En total, se han deducido cuatro modelos, uno para el grupo global sin los municipios anómalos, modelo PM (Figura 5.5), y un modelo por cada clúster (Figura 5.8). El modelo PM tiene una capacidad descriptiva del 42,8%. Los modelos de clústeres tienen capacidades dispares desde un 27% hasta un 98%. Los modelos  $C_{AA}$  y  $C_{MA}$  presentan una capacidad descriptiva excepcional alcanzando 98% y 94% respectivamente. No obstante, el modelo desarrollado para los municipios pequeños y dispersos, clúster  $C_{BB}$ , tienen poca capacidad explicativa, sólo un 27%. A pesar de ello, asociar cada municipio a un modelo específico relativo a las sus características socioeconómicas, mejora el resultado global. En esta tesis esto se ha demostrado mediante la mejora del  $MAPE_T$  y  $MAPE_V$  conseguido por los modelos de clústeres.

La metodología utilizada ha resaltado que las variables relevantes difieren de un modelo a otro. No obstante, los grupos característicos se mantienen.

El aumento de la generación de residuos se considera uno de los principales impactos nocivos de la actividad turística, tal y como se puede ver en los trabajos de Mateu Sbert-*et al.*, (2013) y Ranieri *et al.*, (2014). Es más, Lorena *et al.*, (2013) estiman que un turista puede representar entre 0,3 a 0,6 kg de RD recogida por día. En este trabajo la vitalidad turística de un municipio se ha descrito mediante las plazas de alojamiento turístico (‰ habitantes) y el ratio de establecimiento de hostelería y restauración (‰ habitantes), variables parcialmente correlacionadas entre sí ( $r_s = 0,433^a$ ). Este efecto ha sido estudiado por otros autores mediante la pernoctación media en establecimientos turísticos con el mismo efecto negativo sobre la generación (Bach *et al.*, 2004; Ibáñez *et al.*, 2011).

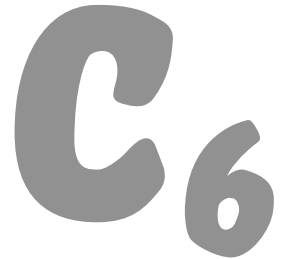
La morfología urbana parece relevante en casi todos los modelos deducidos. Incluye variables que describen los municipios, tales como la densidad poblacional, densidad de vivienda, suelo urbano municipal y la superficie media de las viviendas familiares, todas ellas fuertemente correlacionadas. Estos parámetros presentan un efecto de positivo frente a la generación de RD. Otros estudios también han resaltado de su efecto sobre la disminución de la generación de RD (Bandara *et al.*, 2007; Lebersorger y Beigl, 2011).

No es sorprendente además que el nivel educativo presente una importancia significativa en la generación de RD. UNI se refiere a la población mayor de diez años que han completado estudios universitarios. Lo que sí es sorprendente es su efecto negativo sobre la generación. Mientras que un nivel educativo alto en la ciudadanía espera correlacionarse con nivel de conciencia alto sobre los problemas ambientales (favoreciendo así la compra de productos de reutilizables y reduciendo la generación), el modelo refleja lo contrario. Esto puede ser debido al hecho de que la variable no exprese dicho significado. Además la naturaleza de la variable es acumulativa, es decir, todos los años se ve incrementada con los nuevos graduados, mientras que la conciencia ambiental no parece aumentar al mismo ritmo o el mercado de consumo no favorece este efecto.

Por último, la situación económica de la ciudadanía tiene un efecto directo en la generación de RD. La tasa de desempleo (tasPARO) es un indicador indirecto de la situación económica de los municipios. Se refiere al número de personas desempleadas en el municipio. Cuando la tasa de paro aumenta, la renta disponible de las familias disminuye ( $r_s = -0,498$ ), y por lo tanto también la generación de RD, debido a la disminución de consumo. Este resultado es consistente con otros estudios (Beigl *et al.*, 2004; Keser *et al.*, 2012).

En los modelos deducidos, la estructura de edad de la ciudadanía y estructura económica (sector primario, servicios, etc.) no han mostrado un efecto significativo en la generación de RD. Sin embargo, otros estudios han demostrado que estos aspectos son críticos (Afon y Okewole, 2007; Beigl *et al.*, 2004).





## **EVALUACIÓN DE LA GESTIÓN DE RESIDUOS**

---

*Evaluar la estrategia de gestión establecida implica tanto conocer la eficacia del sistema de recogida, como los impactos y beneficios ambientales generados por el sistema.*

*La evaluación es un aspecto clave para proceder a realizar mejoras en el sistema, establecer campañas de sensibilización específicas, implantar nuevas alternativas de gestión, y conocer el estado del sistema en referencia a la legislación vigente.*

*En este Capítulo se evalúa el sistema de gestión integral de residuos mediante indicadores de rendimiento relativos al sistema de recogida, e indicadores de impacto deducidos mediante el Análisis de Ciclo de Vida.*



## 6.1 Introducción

Conocer el estado del sistema de gestión de residuos implantado en un territorio en relación con el medio ambiente, así como para con los objetivos estratégicos establecidos es esencial para avanzar hacia modelos más sostenibles.

Los órganos locales tienen un importante papel en la lucha contra el cambio climático, dado que muchas de las emisiones de gases de efecto invernadero son atribuibles a las actividades de producción y consumo de las ciudades (D' Avignon *et al.*, 2010; Lehmann, 2011). Es importante contar con mecanismos que faciliten la cuantificación de los impactos locales y así mejorar en la comprensión del problema. Esta es la única manera de poder desarrollar políticas que permitan avanzar hacia una situación menos dañina para el medioambiente y la salud humana (Kennedy *et al.*, 2012; Mohareb y Kennedy, 2012; Xi *et al.*, 2011).

Prevenir el agotamiento de los recursos naturales exige fomentar políticas de consumo sostenible, así como estrategias de gestión basadas en la prevención, eficiencia material y recuperación de recursos. Sin nuevas iniciativas que propicien una mejora en la gestión de residuos, se seguirán perdiendo infinidad de recursos. Es más, se seguirán necesitando inversiones faraónicas en tratamientos inflexibles y de gran escala para la fracción no recuperable, que impedirá el avance hacia escenarios de reducción de la generación y recuperación de recursos, esto es, avanzar hacia la sostenibilidad.

Por un lado, el sistema de gestión se diseña con el objetivo de cumplir con unos objetivos claros en materia medioambiental en lo que a recuperación de recursos se refiere. Y por otro lado, con el objeto de minimizar las diversas afecciones sobre el medioambiente y la salud humana.

La gestión de residuos genera *impactos* a lo largo de su ciclo de vida. Los impactos pueden tener un origen directo debido a los procesos de tratamiento (emisiones directas de las plantas de tratamiento) o indirecto asociado al consumo energético o de otro tipo de recursos (agua, reactivos,...).

A su vez, se producen impactos positivos o *beneficios ambientales* debido a la recuperación de materiales o a la producción de energía, aspecto este último relacionado directamente con la *eficiencia* del sistema de recogida. La Tabla 6.1 muestra los principales impactos y beneficios ambientales generados por el servicio de gestión de residuos.

**Tabla 6.1.** Impactos (☹️) y beneficios (😊) ambientales derivados de las distintas etapas involucradas en la gestión de residuos

Descripción	Etapa			Impacto asociado	
	Pre-recogida	Recogida	Tratamiento		
Consumo de combustibles fósiles	●	●	●	Agotamiento de recursos, calentamiento global,...	☹️
Electricidad consumida en operaciones de compactación, separación y/o procesamiento	●	●	●	Agotamiento de recursos, calentamiento global,...	☹️
Consumo de agua para mantenimiento de infraestructuras, y procesamiento	●	●	●	Agotamiento de recursos hídricos, contaminación de las aguas, calentamiento de las aguas,...	☹️
Generación de residuos secundarios			●	Toxicidad humana, terrestre y marina.	☹️
Recuperación de materia orgánica			●	Restauración espacios degradados, devolución de nutrientes al suelo	😊
Recuperación de recursos			●	Sustitución de materiales vírgenes	😊
Movilidad de residuos		●		Ruido	☹️
Afección en el paisaje de la obra civil	●		●	Contaminación visual, degradación del paisaje	☹️
Gases derivados de los procesos, principalmente CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> y N <sub>2</sub> O.		●	●	Calentamiento global, formación de agentes fotoquímicas, agotamiento del ozono	☹️
Sustancias emitidas susceptibles de provocar olores			●	Molestias a la población, olores, impacto en la salud	☹️

Un indicador muy utilizado para priorizar una alternativa de gestión sobre otra es la *huella de carbono*, es decir, la contribución al cambio climático. El sector de los residuos genera emisiones y a su vez ayuda en su mitigación. Es tan relevante el impacto de este sector en el cambio climático que el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) incluyó un capítulo específico entre las

Directrices para el cálculo de los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (IPCC, 2006c).

## 6.2 Metodología

El objetivo principal de este estudio es evaluar los potenciales impactos ambientales asociados a la gestión de residuos en Bizkaia mediante el uso de indicadores de rendimiento e impacto. Para ello, se analizan tres sistemas de recogida selectiva y la gestión correspondiente de sus fracciones.

Para el modelado ambiental de los procesos se utiliza la herramienta EASETECH 2.0. (Clavreul *et al.*, 2014). El modelo EASETECH calcula todos los intercambios ambientales de todas las tecnologías de residuos involucradas incluyendo los consumos de recursos y las emisiones que se producen tanto dentro como fuera del sistema de gestión de residuos, así como los beneficios ambientales generados. EASETECH incluye 48 fracciones residuales descritas mediante 40 parámetros físico-químicos (Kirkeby, 2006).

Los impactos de todo tratamiento dependen del nivel tecnológico de la instalación, así como de la calidad y tipo del residuo alimentado. Asimismo, los beneficios ambientales dependen del tipo de energía sustituida o del proceso de manufacturación evitado por el reprocesamiento de los materiales reciclables (Merrild *et al.*, 2008). Dada la flexibilidad de la herramienta EASETECH, en la medida de lo posible se han utilizado datos locales para completar el inventario de ciclo de vida.

### 6.2.1 Caso de estudio

El estudio se realiza para el municipio de Sopela (Bizkaia) con alrededor de 13.000 habitantes, tomando en cuenta el modelo de gestión de residuos del territorio de Bizkaia. Asimismo, el estudio parte de la caracterización de la composición para el territorio de Gipuzkoa en el año 2011, debido a que no se tienen datos actuales ni de Sopela como municipio, ni de Bizkaia como territorio (ver apartado 7.4.2).

En esta tesis se han aplicado los grados de fraccionamiento (GF) obtenidos para los tres sistemas de recogida selectiva analizados en el Capítulo 3, y analizando las

peculiaridades de la localidad bajo estudio para analizar el sistema de recogida, y del territorio de Bizkaia para los tratamientos, se ha obtenido el inventario de datos.

Por tanto se asume que el comportamiento de la ciudadanía en lo que a recogida selectiva se refiere, es el mismo que el de aquéllos municipios en los cuales se ha obtenido la eficiencia de los sistemas de recogida:

- Sistema de 4 contenedores (4C): media de Bizkaia
- Sistema de 5 contenedores (5C): media de los municipios de la mancomunidad de Urola Kosta
- Sistema de puerta a puerta (PaP): media de Usurbil, Hernani y Oiartzun

Tal y como se ha mencionado en los capítulos predecesores, los impactos generados por la gestión de residuos dependen directamente del sistema de recogida, de las vías de gestión implantadas y del estado tecnológico de todas las infraestructuras. Las características de cada escenario de recogida han sido previamente descritas en el Capítulo 3 y las alternativas de gestión en el Capítulo 4. La función del sistema es la gestión de los residuos de origen domiciliario generados en el área bajo estudio.

La unidad funcional (UF) en los estudios de ACV, habitualmente suele referirse al flujo de salida del proceso, es decir, el producto generado o la función ejercida por él. Sin embargo, cuando el objetivo es evaluar el impacto ambiental de un servicio prestado a la ciudadanía, la UF es el flujo de entrada al sistema, es decir, la necesidad que se desea cubrir, en este caso la prestación del servicio de recogida selectiva (Figura 2.8).

El estudio que aquí se realiza, se trata de un estudio de ACV de la *puerta a la tumba*, es decir, desde que se generan los residuos hasta su gestión final. La Figura 6.1 muestra las entradas y salidas de un sistema de gestión de residuos.

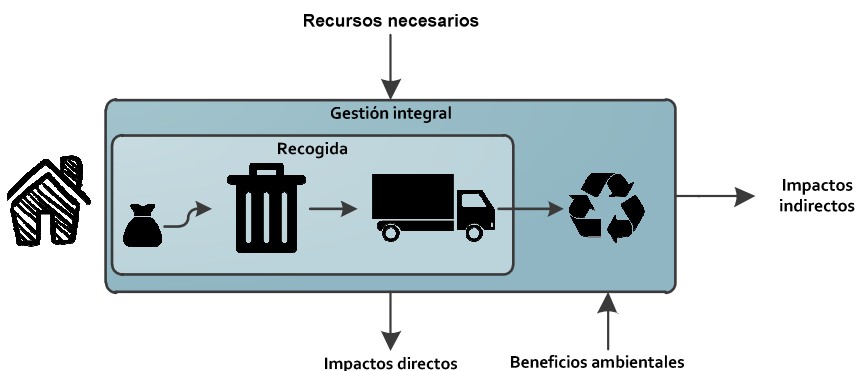


Figura 6.1. Entradas y salidas de un sistema de gestión de residuos

En esta tesis la UF se define como la gestión de la generación anual para el municipio de Sopela con una generación diaria de 1 kg por habitante y día, de composición igual a la del territorio de Gipuzkoa para el año 2011.

## 6.2.2 Descripción del sistema gestión de residuos

### 6.2.2.1 Almacenamiento temporal

El almacenamiento temporal se refiere al sistema constituido por los puntos de depósito (PD). En este apartado se analiza tanto la cantidad de PD necesarios como sus características para satisfacer el servicio de recogida de residuos en el municipio de Sopela.

Los estudios de ACV raramente incluyen los PD dentro de los límites del sistema. Sin embargo, esta sub-etapa tiene impactos directos debido a las necesidades para la producción de los mismos. La elección de un tipo de contenedor u otro, mayoritariamente se ha regido por decisiones económicas o estéticas, raramente por factores ambientales, aun existiendo diferencias significativas debido principalmente a la cantidad y volumen de los materiales utilizados para su manufactura (Rives *et al.*, 2010).

Los *sistemas multicontenedor 4C y 5C* utilizan contenedores en la vía pública como medio de depósito de los residuos. La ciudadanía hace uso de ellos para depositar los residuos sin limitación de horarios ni forma de depósito. Sin embargo, el *sistema PaP* simulado en esta tesis, elimina casi por completo los contenedores, manteniendo únicamente el contenedor para el depósito de la fracción vidrio, debido al buen uso de la ciudadanía de este recurso. Asimismo, provee a la ciudadanía de zonas de emergencia para el depósito de los residuos. No obstante, el uso de estos recursos queda fuera del alcance del estudio debido a la falta de información para modelarlo.

### 6.2.2.2 Recogida y transporte

La sub-etapas de recogida y transporte engloban todas aquellas actividades relacionadas con el desplazamiento de los residuos.

Los problemas ambientales relacionados con la recogida y transporte de residuos, se relacionan principalmente con el consumo de combustible en los vehículos durante el desplazamiento de los mismos (Larsen *et al.*, 2009; Maimoun *et al.*, 2013; Rada *et al.*, 2013), llegando a representar entre un 50 y un 70% del coste total de la gestión de residuos (Di Maria y Micale, 2013; Nguyen y Wilson, 2010a).

La recogida propiamente dicha se puede dividir en 4 sub-etapas (Figura 6.2):

- El recorrido desde que el camión sale del garaje hasta el comienzo de la ruta de recogida (1)
- La ruta de recogida desde la primera parada hasta la última (2)
- El transporte hasta destino final (3)
- El recorrido de vuelta hasta el garaje (4)

De acuerdo al tipo de conducción estas pueden agruparse en dos componentes principales: por un lado la recogida urbana (desde el primer punto de depósito hasta el último, componente 2, en adelante *recogida*), y por otro las actividades de transporte interurbano (componentes 1-3-4, en adelante *transporte*).

Las actividades de recogida de residuos varían significativamente de mes a mes, semana a semana e incluso día a día, y lo más importante, de fracción a fracción. La variable urbanística (zona urbana, casco antiguo, zona rural) es aquella que de manera más significativa afecta en el impacto generado por el desplazamiento de los residuos (Larsen *et al.*, 2009).

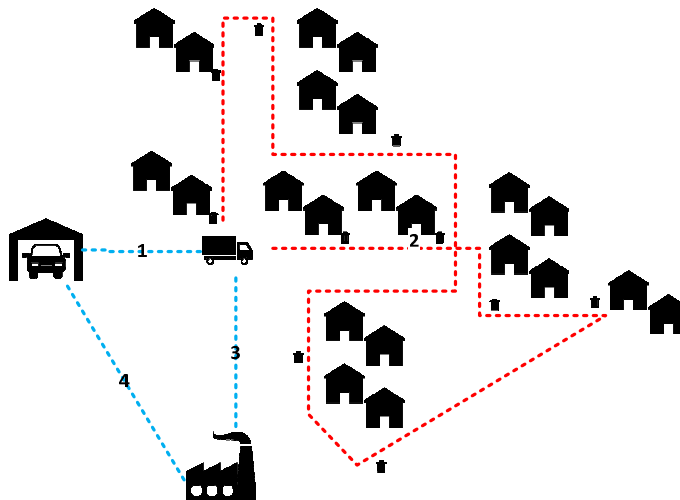


Figura 6.2. Diferencia entre recogida (línea roja) y transporte (línea azul)

En lo que al transporte se refiere, muchos autores no dudan en afirmar, que la ruta hasta el destino final, puede hacer que los resultados se inviertan, es decir, que el tratamiento más conveniente ambientalmente para cierta fracción no sea el que mejores resultados presente en un estudio integral debido a la distancia a recorrer hasta allí (Elias *et al.*, 2009; Iriarte *et al.*, 2009).

Es por ello que en sistemas donde se favorece la recogida selectiva de residuos para su posterior reciclaje, el impacto producido por la etapa de recogida puede verse aumentado en favor del impacto generado por los sistemas de tratamiento de la fracción RESTO, donde las necesidades de desplazamiento son menores. Esto es debido a que en muchas ocasiones las instalaciones de gestión de las fracciones recogidas selectivamente se encuentran significativamente más alejadas que las de la fracción mezclada, convirtiéndose la distancia hasta destino final en un factor clave en la cuantificación del impacto ambiental (Di Maria y Micale, 2013).

El modo de conducción es muy diferente entre las dos componentes, es por ello, que en la literatura se utilizan enfoques distintos para evaluarlos. En el primer componente (recogida), el consumo tiene mayor relación con el tipo del residuo debido sobre todo a las diferencias en su densidad aparente, y en el segundo con la distancia hasta destino (transporte).

En lo relativo al cálculo del primer componente en la literatura se encuentran distintas metodologías. Por un lado, modelos de simulación y por otro, modelos de medida directa. Los primeros predicen el consumo del combustible utilizado basado en datos técnicos relativos al número de paradas, gradiente de la carretera, puntos de recogida y distancia entre paradas entre otros. La principal desventaja es la dificultad de obtener dicha información de manera analítica (Di Maria y Micale, 2013; Iriarte *et al.*, 2009; Sonesson, 2000).

Los segundos, están basados en mediciones directas del consumo de combustible para cada una de las fracciones y tipos de urbe. El consumo se expresa en litros por tonelada recogida representando, por tanto, la recogida desde el primer contenedor hasta que el último contenedor es vaciado en el camión. Parámetros como la distancia, número de paradas, frecuencia de recogida y/o modo de conducción están implícitos en la definición de las fracciones y el escenario de recogida (Eisted *et al.*, 2009; Larsen *et al.*, 2009). No obstante, estos valores son muy locales siendo casi imposible su extrapolación a otras escalas geográficas que presenten características urbanísticas distintas y sistemas de recogida diferentes.

### 6.2.2.3 *Gestión final de los residuos*

A continuación se describe brevemente el sistema de gestión final de residuos modelado en esta tesis, que incluye la etapa de pre-tratamiento y el tratamiento.

En Bizkaia existen dos tipos de plantas de pre-tratamiento:

- Planta de selección y clasificación de envases ligeros (PSC) (Tabla 4.2)
- Planta de tratamiento mecánico biológico (TMB) para la fracción RESTO (Tabla 4.3)

La selección y clasificación del resto de fracciones reciclables se realiza en la propia planta de gestión final, es decir, en las plantas de reciclaje o de compostaje.

Los residuos reciclables son enviados a las plantas de reciclaje correspondientes. La Tabla 6.2 muestra las instalaciones de gestión de residuos existentes para las fracciones reciclables en la CAV, tanto de reciclaje material como de valorización energética.

**Tabla 6.2.** Gestores de las fracciones vidrio, plásticos, papel y cartón, y metales según el código LER en la CAV (Ingurumena, 2014b)

Código LER	Fracción	Número de instalaciones
15 01 01	Envases de papel y cartón	41
15 01 02	Envases de plástico	48
15 01 04	Envases metálicos	134
15 01 05	Envases compuestos	12
15 01 07	Envases de Vidrio	7
20 01 01	Fracción papel y cartón de la recogida selectiva	42
20 01 02	Fracción vidrio de la recogida selectiva	13
20 01 39	Fracción plásticos de la recogida selectiva	40
20 01 40	Fracción metales de la recogida selectiva	139

Para la gestión de la materia orgánica recogida selectivamente se incluyen plantas de tratamiento biológico aeróbicos donde se produce un compost de alta calidad.

La Figura 6.3 muestra, además de los límites del sistema, el tratamiento potencial que puede sufrir cada corriente residual. Asimismo, también muestra el tipo de corriente de la que se trata para posteriores cuantificaciones.

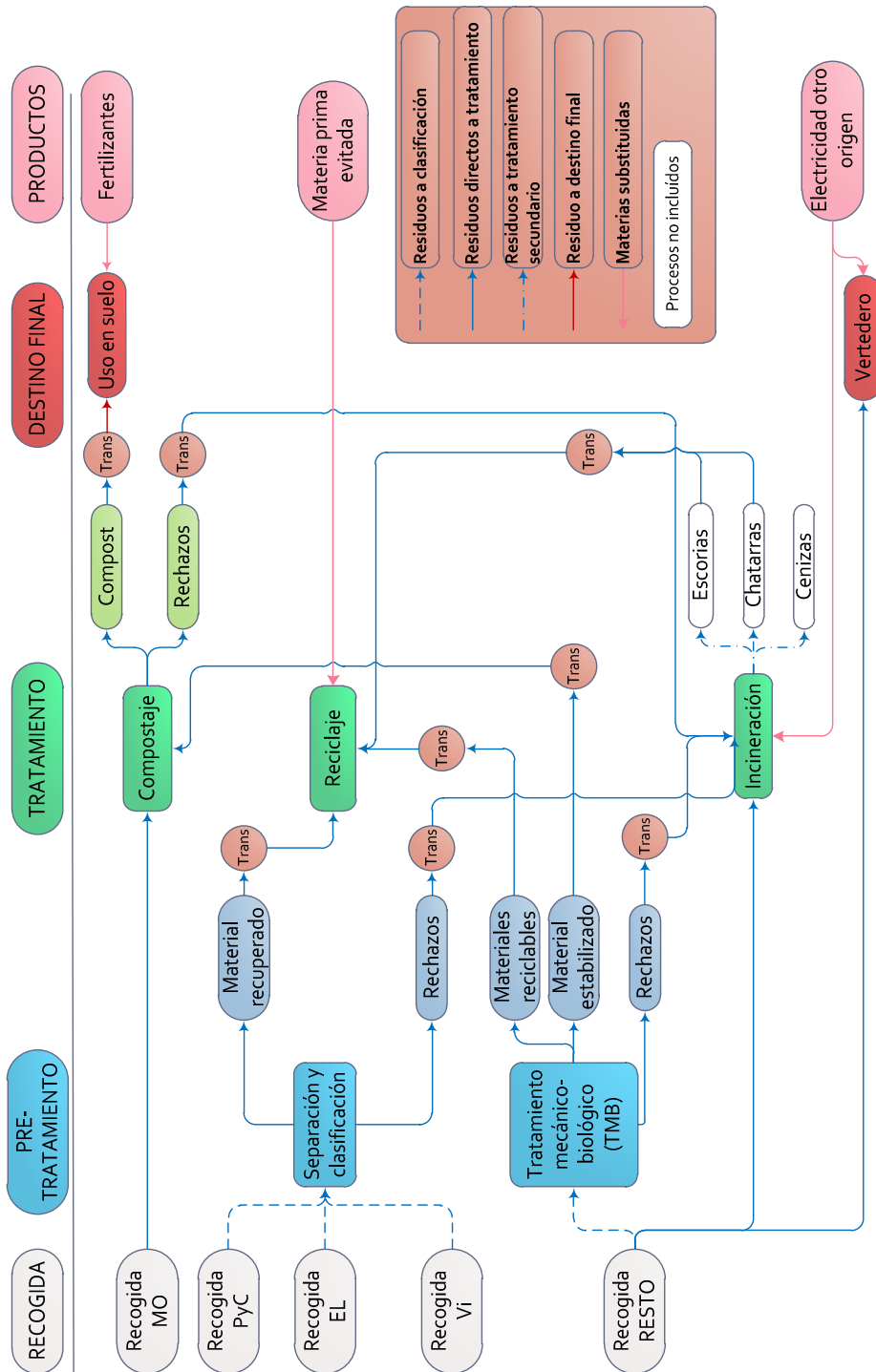


Figura 6.3. Límites del sistema de la gestión de residuos para el análisis ambiental y cuantificación de las corrientes residuales

Las fracciones recogidas selectivamente serán enviadas a procesos de reciclaje, mientras que la fracción RESTO, será enviada directamente a incineración o a vertedero (escenario A), o a tratamiento mecánico-biológico (TMB) como pre-tratamiento (escenario B).

### **6.2.3 Límites del sistema**

Dentro de los límites del sistema se incluyen los procesos necesarios para prestar el servicio íntegro de la recogida de residuos: el almacenamiento temporal, la recogida, el transporte y el tratamiento final de los residuos.

Las etapas asociadas con el ciclo de vida de los puntos de depósito (almacenamiento temporal) van desde la extracción y transformación de los materiales para su producción, el mantenimiento de los mismos y hasta el fin de vida. En este estudio queda fuera de los límites del estudio la distribución, el mantenimiento y el fin de vida de los puntos de depósito, debido a la falta de datos para su inclusión. La cuantificación de las cargas ambientales de los PD únicamente incluirá la producción de los mismos, es por tanto un estudio de ACV clásico de alcance Puerta a Puerta.

Durante el análisis de las etapas de recogida y transporte, únicamente se ha tenido en cuenta el impacto directo, es decir, el impacto producido por el consumo de combustible en ruta. Es importante matizar que no se ha incluido en el cálculo del consumo final, el combustible consumido en la parada ni tampoco el utilizado en el vaciado propio de los contenedores ni en su mantenimiento (limpieza).

Finalmente, para el caso de los tratamientos, aun siendo los mismos en todos los casos, no se han excluido. Esto se debe a que se han evaluado distintos grados de fraccionamiento (Tabla 3.8), y por tanto, las cantidades enviadas a los distintos tratamientos varían significativamente de un escenario a otro.

La Tabla 6.3 resume el destino de las fracciones en cada escenario evaluado.

Asimismo, queda fuera de los límites del estudio la evaluación de las infraestructuras necesarias como camiones y construcción de las instalaciones, salvo en la etapa de almacenamiento temporal.

Tabla 6.3. Destino de las fracciones recogidas en cada escenario evaluado

Escenario	Fracción	Pre-tratamiento		Tratamiento final			
		Planta de separación y clasificación	Tratamiento mecánico biológico	Reciclaje	Compostaje	Incineración	Vertedero
4 A	MO						
	EL	•		•			
	Vi	•		•			
	PyC	•		•			
	RESTO					•	
	Rechazos						•
4 B	MO				•		
	EL	•		•			
	Vi	•		•			
	PyC	•		•			
	RESTO		•				
	Rechazos						•
5 A	MO				•		
	EL	•		•			
	Vi	•		•			
	PyC	•		•			
	RESTO					•	
	Rechazos						•
5 B	MO				•		
	EL	•		•			
	Vi	•		•			
	PyC	•		•			
	RESTO		•				
	Rechazos						•
PaP	MO				•		
	EL	•		•			
	Vi	•		•			
	PyC	•		•			
	RESTO						•

La exclusión de dichos procesos no quiere decir que estos no generen ningún impacto ambiental sino que son insignificantes frente a los impactos directos generados (Gentil *et al.*, 2010).

## **6.2.4 Evaluación de los sistemas de gestión**

A continuación se describen los indicadores de rendimiento e indicadores de impacto ambiental utilizados para la evaluación de los distintos escenarios.

### **6.2.4.1 Indicadores de rendimiento**

Los indicadores de rendimiento hacen referencia a la efectividad técnica de los escenarios, es decir, al grado de cumplimiento de los objetivos establecidos por las normativas locales, regionales o nacionales en términos de separación de residuos valorizables. Por tanto, los indicadores de rendimiento describen el desempeño de las distintas etapas de la gestión de residuos.

En esta tesis no se han analizado indicadores relativos a la primera etapa de la gestión de residuos, es decir, la generación. Únicamente se ha trabajado en la segunda y tercera etapa del servicio, es decir, en la recogida y el tratamiento de los residuos.

Los dos indicadores principales utilizados son:

- Grado de fraccionamiento (GF)
- Grado de separación (GS)

El *grado de fraccionamiento* cuantifica la participación ciudadana en la recogida selectiva de los residuos, es decir, el peso de las fracciones recogidas selectivamente frente al total de la generación. La suma del grado de fraccionamiento de cada fracción resulta en el *porcentaje de recogida selectiva del sistema*.

Sin embargo, el porcentaje de recogida selectiva sin información complementaria relativa a qué residuos se están generando (*caracterización de la composición*), no aporta información para la mejora de los sistemas. Es preciso conocer si los sistemas de recogida favorecen la recogida de las distintas fracciones y en qué medida. Esto se conoce como el *grado de separación*, es decir, la fracción recogida selectivamente frente a la generación real de dicha fracción. Este indicador se mueve en el rango del

0 y 1. Valores cercanos a 0 indican que el sistema no favorece la separación de una fracción, mientras que cuanto mayor sea el valor del indicador mejor será la separación de esta fracción.

El principal problema a la hora de cuantificar este indicador radica en que es necesario conocer la distribución de la generación, es decir, conocer el peso de cada fracción sobre la generación total. Sin embargo, los estudios relativos a las caracterizaciones no son habituales ni a nivel local ni a nivel regional.

Así, mientras el grado de fraccionamiento es un indicador directo, el grado de separación es un indicador indirecto, esto supone una incertidumbre en el valor reportado. La incertidumbre del indicador depende directamente de variables temporales y espaciales, dado que la composición de la generación varía de un lugar a otro y de año a año.

Por otro lado, un sistema de recogida será exitoso cuando éste sea capaz de separar cuanta más *cantidad* posible con la mayor *calidad* posible, es decir, con el menor grado de impropios o fracciones mal depositadas. Mediante el grado de fraccionamiento y el grado de separación se determina cuánto de bueno es el sistema a la hora de separar las fracciones reciclables. Sin embargo, no analizan el efecto de las fracciones mal depositadas. El análisis del nivel de impropios (NI) se analiza en los pre-tratamientos de separación.

Asimismo cabe resaltar que la implantación de plantas de pre-tratamiento para mejorar la separación de la fracción RESTO hace que la cantidad final de residuos reciclables separada sea mayor. Es por ello que se incluye un tercer indicador para evaluar la eficiencia técnica de los escenarios:

- Grado de separación bruto ( $GS_b$ )

En la Tabla 6.4 se resumen los dos indicadores principales utilizados.

#### **6.2.4.2 Indicadores de impacto**

En esta tesis los indicadores de impacto ambiental se cuantifican mediante la metodología de Análisis de Ciclo de Vida.

**Tabla 6.4.** Indicadores de rendimiento utilizados en la evaluación de los escenarios

<b>Indicador de rendimiento</b>	<b>Descripción</b>
Grado de fraccionamiento (GF)	<p>Peso de cada fracción residual sobre la generación total</p> $GF = \frac{\text{Peso de la fracción reciclable bruta recogida}}{\text{Peso total de los RU}}$
Recogida selectiva total (RS <sub>t</sub> )	<p>Cantidad de residuos valorizables separados sobre la generación total</p> $RS_t = \frac{\sum GF_{valorizables}}{\text{Peso total de los RU}}$
Grado de separación (GS)	<p>Peso de cada fracción sobre la generación real de dicha fracción</p> $GS = \frac{\text{Peso de la fracción reciclable bruta recogida}}{\text{Peso de la fracción en los RU}}$
Grado de Separación bruta (GS <sub>b</sub> )	<p>Peso de cada fracción sobre la generación real de dicha fracción tras el pre-tratamiento de la fracción resto</p> $GS_b = \frac{\text{Peso de la fracción reciclable bruta recogida y seleccionada}}{\text{Peso de la fracción en los RU}}$

La Tabla 6.5 resume los indicadores utilizados para la evaluación de los sistemas de gestión, así como la metodología utilizada. Las metodologías de evaluación escogidas para el análisis son las recomendadas por el ILCD (ILCD, 2011).

**Tabla 6.5.** Indicadores de impacto utilizados en la evaluación de los escenarios de gestión y resumen de la metodología *midPoint* utilizada

<b>Categoría de impacto</b>	<b>Aspecto</b>	<b>Descripción</b>
Cambio climático	<i>Descripción</i>	Fenómeno observado en las medidas de la temperatura que muestra en promedio un aumento en la temperatura de la atmósfera terrestre y de los océanos en las últimas décadas
	<i>Modelo de caracterización midPoint</i>	Modelo de línea de base de 100 años del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático
	<i>Resultados del ICV</i>	Cantidad de gases de efecto invernadero (kg)
	<i>Indicador de categoría</i>	Radiación infrarroja $W \cdot m^{-2} \cdot ppb^{-1}$
	<i>Factor de caracterización</i>	Potencial de calentamiento global (PCA <sub>100</sub> ) para cada gas de efecto invernadero (kg CO <sub>2</sub> eq/kg gas)
	<i>Unidad del indicador</i>	kg CO <sub>2</sub> eq

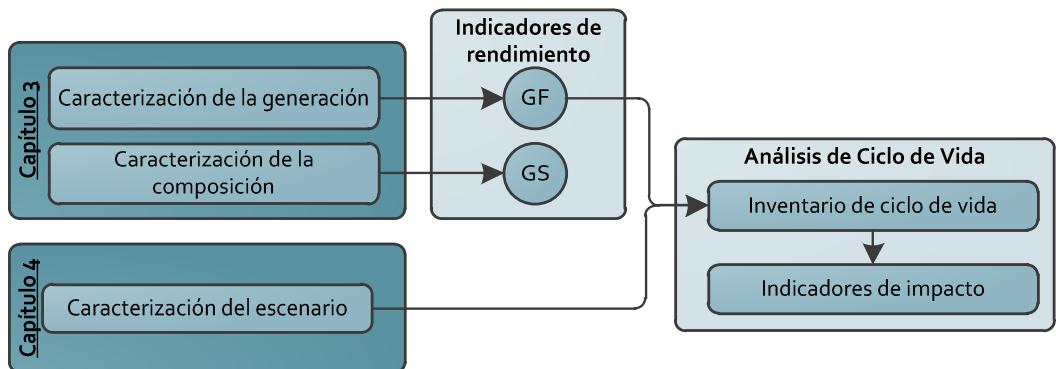
Cont. **Tabla 6.5.** Indicadores de impacto utilizados en la evaluación de los escenarios de gestión y resumen de la metodología *midPoint* utilizada

<b>Categoría de impacto</b>	<b>Aspecto</b>	<b>Descripción</b>
Agotamiento del ozono troposférico	<i>Descripción</i>	Efectos negativos sobre la capacidad de protección frente a las radiaciones ultravioletas solares de la capa de ozono atmosférica
	<i>Modelo de caracterización midPoint</i>	El modelo desarrollado por la Organización Meteorológica Mundial
	<i>Resultados del ICV</i>	Emisión de gases de agotamiento del ozono estratosférico al aire, kg
	<i>Indicador de categoría</i>	Degradación del ozono estratosférico
	<i>Factor de caracterización</i>	Potencial de agotamiento de la capa de ozono en el estado de equilibrio (estado estacionario ODP) para cada emisión al aire (kg CFC-11 eq / kg)
	<i>Unidad del indicador</i>	kg CFC-11 eq
Toxicidad humana	<i>Descripción</i>	Efectos sobre la salud humana de los compuestos tóxicos
	<i>Modelo de caracterización midPoint</i>	USES 2.0, modelo desarrollado por RIVM y adaptado para ACV
	<i>Resultados del ICV</i>	Emisiones de sustancias tóxicas al medio (kg)
	<i>Indicador de categoría</i>	Ingesta diaria aceptable
	<i>Factor de caracterización</i>	Potencial de toxicidad humana (HTP) (kg 1,4-diclorobenceno-eq /kg)
	<i>Unidad del indicador</i>	kg 1,4-diclorobenceno-eq
Acidificación	<i>Descripción</i>	Pérdida de la capacidad neutralizante del suelo y del agua, como consecuencia del retorno a la superficie de la tierra, en forma de ácidos, de los óxidos de azufre y nitrógeno descargados a la atmósfera
	<i>Resultados del ICV</i>	Emisión de sustancias acidificantes, kg
	<i>Modelo de caracterización midPoint</i>	Modelo RAINS10, desarrollado por IIASA
	<i>Indicador de categoría</i>	Carga crítica de acidificación
	<i>Factor de caracterización</i>	Potencial de acidificación (kg SO <sub>2</sub> -eq /kg )
	<i>Unidad del indicador</i>	kg SO <sub>2</sub> -eq
Eutrofización	<i>Descripción</i>	Crecimiento excesivo de la población de algas originado por el enriquecimiento artificial de las aguas de ríos y embalses como consecuencia del empleo masivo de fertilizantes y detergentes que provoca un alto consumo del oxígeno del agua
	<i>Modelo de caracterización midPoint</i>	Procedimiento estequiométrico, que identifica las equivalencias entre N y P para los sistemas acuáticos y terrestres
	<i>Resultados del ICV</i>	Emisión de nutrientes al aire, suelo, agua (kg)
	<i>Indicador de categoría</i>	Deposición/N/P equivalentes en biomasa
	<i>Factor de caracterización</i>	Potencial de eutrofización (kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -eq/kg)
	<i>Unidad del indicador</i>	kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -eq

Cont. **Tabla 6.5.** Indicadores de impacto utilizados en la evaluación de los escenarios de gestión y resumen de la metodología *midPoint* utilizada

Categoría de impacto	Aspecto	Descripción
Agotamiento de recursos naturales	<i>Descripción</i>	Consumo de materiales extraídos de la naturaleza
	<i>Modelo de caracterización midPoint</i>	Basado en el último volumen de reserva y ratio de la extracción)
	<i>Resultados del ICV</i>	Extracción de minerales y combustibles fósiles (kg, m <sup>3</sup> , MJ)
	<i>Indicador de categoría</i>	Reducción de la reserva natural en relación al uso anual
	<i>Factor de caracterización</i>	Potencial de agotamiento abiótico, ADF (kg eq. Sb kg <sup>-1</sup> ).
	<i>Unidad del indicador</i>	(kg eq. Sb )
Formación de agentes fotoquímicos	<i>Descripción</i>	Formación de los precursores que dan lugar a la contaminación fotoquímica. La luz solar incide sobre dichos precursores, provocando la formación de una serie de compuestos conocidos como oxidantes fotoquímicos (el ozono-O3 es el más importante por su abundancia y toxicidad)
	<i>Modelo de caracterización midPoint</i>	Modelo de trayectorias de UNECE
	<i>Resultados del ICV</i>	Emisión de sustancias (COV; CO) al aire (kg)
	<i>Indicador de categoría</i>	Formación de ozono troposférico
	<i>Factor de caracterización</i>	Potencial de creación de ozono fotoquímico (POCP) por cada emisión de VOC o CO al aire (kg etileno-eq/kg)
	<i>Unidad del indicador</i>	kg etileno-eq

La Figura 6.4 resume le metodología utilizada para la evaluación de los distintos escenarios propuestos.



**Figura 6.4.** Metodología para la evaluación de los escenarios propuestos

## 6.3 Análisis del inventario

A partir de los grados de fraccionamiento obtenidos en el Capítulo 3 para cada uno de los sistemas de recogida definidos, y los tratamientos descritos en el Capítulo 4, se ha realizado el inventario pertinente para cada uno de los escenarios propuestos en la Tabla 6.3.

A continuación se describe cómo se han modelado las distintas etapas de la gestión de residuos incluidas en el estudio.

### 6.3.1 Almacenamiento temporal

La cuantificación del impacto se realiza en base a los puntos de depósito (PD) necesarios para satisfacer la recogida de residuos. Para ello se analiza el material utilizado para su producción.

Los contenedores de las vías vizcaínas son principalmente de polipropileno de alta densidad (HDPE). Estos se consideran productos mono-materiales, debido a que el resto de materiales (ruedas, juntas, sistema apertura, etc.) representan menos del 5% del total del peso de los contenedores (Rives *et al.*, 2010).

Determinar los PD necesarios para satisfacer las necesidades de recogida se puede realizar de manera sencilla mediante la (6.1) (Alvarez *et al.*, 2010).

$$PD = \frac{G \times hab \times f}{\rho \times vol \times ll} \quad (6.1)$$

Donde,

- $G$  (kg/hab día) es la generación *per cápita* diaria del municipios
- $hab$  son los habitantes a los que se presta el servicio
- $\rho$  (kg/m<sup>3</sup>) la densidad de la fracción
- $vol$  (m<sup>3</sup>) el volumen del contenedor
- $f$  la frecuencia de recogida del contenedor
- $ll$  (%) el nivel de llenado estimado en el momento de su recogida

Sin embargo, los parámetros mencionados no pueden tomarse de manera igualitaria para todos los municipios. La población no tiene la misma naturaleza, las

características urbanísticas de los municipios (dispersión de viviendas, densidad poblacional) hacen que los resultados varíen significativamente. Es por ello, que en el marco de esta tesis se ha procedido a analizar, en la medida de lo posible, el impacto de dichas variables en el ratio de contenerización (RC) (6.2).

$$RC = \frac{\text{habitantes}}{\text{contenedor}} \quad (6.2)$$

El RC está directamente correlacionado con la población del municipio. Así los Sistemas Integrales de Gestión *Ecoembes* y *Ecovidrio*, categorizan los municipios en tres grupos, para los que establecen un RC de diseño:

- Tipología rural: <5.000 habitantes: RC = 200 hab/cont
- Tipología semi-urbano: 5.000-50.000 habitantes: RC = 300 hab/cont
- Tipología urbano: > 50.000 habitantes: RC = 400 hab/cont

No obstante, las propiedades urbanísticas del municipio también son tenidas en cuenta a la hora de determinar el RC (Gobierno Vasco, 2009). Por un lado se estima la población generadora como la suma de la población de derecho, más la parte de la población flotante derivada de otra actividad como por ejemplo el turismo. Asimismo se determina si el municipio es turístico estacional (la población se ve aumentada un cierta época del año), o turístico no estacional (población aumentada durante todo el año).

Por otro lado, se utilizan dos indicadores que analizan la estructura urbanística de los municipios. Por un lado, el índice de dispersión poblacional, que analiza la existencia de pequeños núcleos urbanos alejados del centro del municipio. Y por otro, el factor de horizontalidad que analiza la distribución de las alturas de los edificios.

Así, partiendo de los RC de para las fracciones EL, Vi, PyC y RESTO de los municipios para el año 2012 (BFA, 2012b), se han deducido distintos modelos de regresión incluyendo las siguientes variables:

- Población (Pop)
- Densidad poblacional (denPOP)
- Densidad de viviendas (denVIV)
- Porcentaje de suelo urbano (URB)
- Superficie total del municipio (Sup)
- Índice de verticalidad (IV)

Para determinar la tipología de municipio en base a la población (Pop), se proponen nuevas categorizaciones de la población con el objeto de identificar mejor dicha agrupación. La Tabla 6.6 muestra las categorizaciones propuestas.

**Tabla 6.6.** Categorización de los municipios (número de municipios)

	Cat 1_3	Cat 1_5	Cat 1_6
0-1.000	1 (79)	1 (40)	1 (40)
1.000-5.000		2 (39)	2 (39)
5.000-10.000	2 (30)	3 (27)	3 (13)
10.000-40.000			4 (14)
40.000-50.000		4 (3)	5 (3)
>50.000	3 (3)	5 (3)	6 (3)

Mediante el software SPSS 19 se inicia un proceso de paso por paso (*stepwise*) con el objetivo de conocer qué variables urbanísticas, en el contexto de Bizkaia para el año 2012, tienen influencia a la hora de establecer el RC. El procedimiento paso por paso consiste en ir introduciendo en cada paso la variable que de mejor manera se correlaciona con la variable dependiente, y así hasta no encontrar ninguna.

La Tabla 6.7 muestra los mejores modelos deducidos para cada categorización realizada. Se puede apreciar como los modelos mejoran (aumentan el  $R^2$  y reducen la S) cuanto la categorización es más rigurosa. Es por ello, que se concluye que los mejores modelos son aquellos deducidos con la categorización de población Cat1\_6. En la Figura 6.5 se muestran las rectas de regresión obtenidas para cada fracción.

La Figura 6.6, muestra el RC por fracción según su la categorización Cat1\_6. Se puede observar que para todas las fracciones, los RC disminuyen con la población, es decir, en los municipios con menor población se colocan más contenedores por habitante con el objeto de facilitar el acceso a los puntos de depósito. No obstante, es significativo que los municipios de más de 50.000 habitantes (grupo 6), no sean aquellos que menor RC tienen, sino que los municipios de entre 40.000 y 50.000 habitantes (grupo 5) los superan.

Por otro lado, se observa que los municipios pertenecientes a los grupos 1, 2 y 3 conservan la misma distribución, pero incrementada con la población. De la misma manera, los grupos 4 y 6 presentan la misma distribución, a diferencia que estos tienen más contenedores para el depósito de la fracción papel-cartón. Por último el grupo 5 no parece seguir el mismo patrón, con una presencia muy elevada para el caso de los contenedores de la fracción envases ligeros.

**Tabla 6.7.** Mejor modelo obtenido para cada categorización de la población (Pop)

	Modelo	Resumen del modelo		Variables explicativas			Test de significancia		Análisis de multicolinealidad	
					Coef. no estándar.	Coef. beta	T	p valor	FIV	IC
Cat 1_3	RC <sub>EL</sub>	R <sup>2</sup>	69,80	Constante	57,209		7,145	0,000		5,546
		S	52,21	denVIV	1,5660	0,569	6,436	0,000	2,824	
				IV	5,2540	0,306	3,457	0,001	2,824	
	RC <sub>PVC</sub>	R <sup>2</sup>	66,40	Constante	16,315		1,016	0,003		7,503
		S	58,69	denVIV	1,6670	0,569	7,690	0,000	1,775	
				Pop	61,858	0,319	4,310	0,000	1,775	
	RC <sub>VI</sub>	R <sup>2</sup>	56,80	Constante	87,087		8,365	0,000		5,546
		S	67,88	denVIV	1,3770	0,461	4,345	0,000	2,824	
				Pop	6,1870	0,331	3,131	0,002	2,824	
	RC <sub>RESTO</sub>	R <sup>2</sup>	71,20	Constante	4,9900		1,362	0,003		6,230
		S	23,67	denVIV	0,4650	0,365	4,009	0,000	3,122	
				IV	2,8950	0,364	4,038	0,000	3,057	
			URB	0,7410	0,199	2,758	0,007	1,956		
Cat 1_5	RC <sub>EL</sub>	R <sup>2</sup>	74,30	Constante	35,001		2,927	0,004		7,154
		S	48,37	denVIV	1,2960	0,471	5,664	0,000	2,910	
				Pop	30,021	0,312	4,560	0,000	1,963	
				denPOP	0,0080	0,172	2,130	0,035	2,754	
	RC <sub>PVC</sub>	R <sup>2</sup>	67,90	Constante	24,785		1,917	0,048		6,319
		S	57,35	denVIV	1,5690	0,535	7,312	0,000	1,822	
				Pop	37,303	0,363	4,960	0,000	1,822	
	RC <sub>VI</sub>	R <sup>2</sup>	60,50	Constante	14,630		3,402	0,001		6,319
		S	64,90	denVIV	0,2430	0,477	5,869	0,000	1,822	
				Pop	8,5110	0,372	4,578	0,000	1,822	
	RC <sub>RESTO</sub>	R <sup>2</sup>	71,40	Constante	5,3000		2,214	0,029		6,319
		S	23,51	denVIV	0,0880	0,522	7,549	0,000	1,822	
			Pop	3,0830	0,400	5,787	0,000	1,822		
Cat 1_6	RC <sub>EL</sub>	R <sup>2</sup>	74,20	Constante	32,200		3,433	0,001		5,839
		S	48,27	denVIV	1,4390	0,523	7,405	0,000	2,107	
				Pop	29,790	0,403	5,698	0,000	2,107	
	RC <sub>PVC</sub>	R <sup>2</sup>	70,10	Constante	30,377		2,821	0,006		5,839
		S	55,42	denVIV	1,3410	0,457	6,012	0,000	2,107	
				Pop	35,031	0,444	5,837	0,000	2,107	
	RC <sub>VI</sub>	R <sup>2</sup>	60,90	Constante	60,452		4,817	0,000		5,839
		S	64,58	denVIV	1,2840	0,430	4,941	0,000	2,107	
				Pop	32,981	0,410	4,715	0,000	2,107	
	RC <sub>RESTO</sub>	R <sup>2</sup>	71,00	Constante	4,6020		1,276	0,004		5,839
		S	23,68	denVIV	0,0950	0,487	6,494	0,000	2,107	
				Pop	2,5650	0,420	5,606	0,000	2,107	

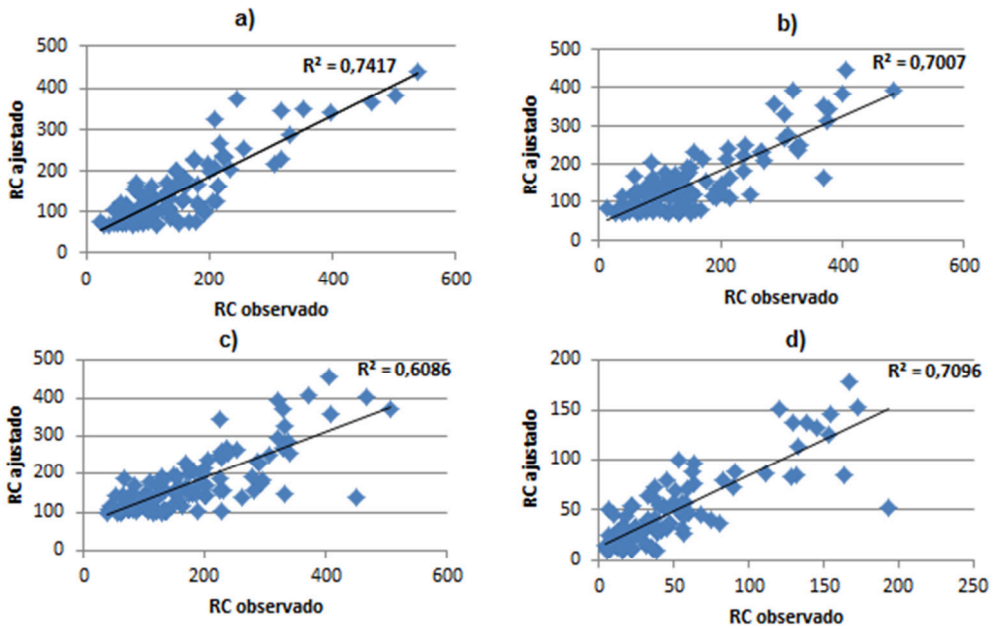


Figura 6.5. Modelos de regresión con la categorización Cat 1\_6: a) fracción envases ligeros, b) papel y cartón, c) fracción vidrio, y d) fracción resto.

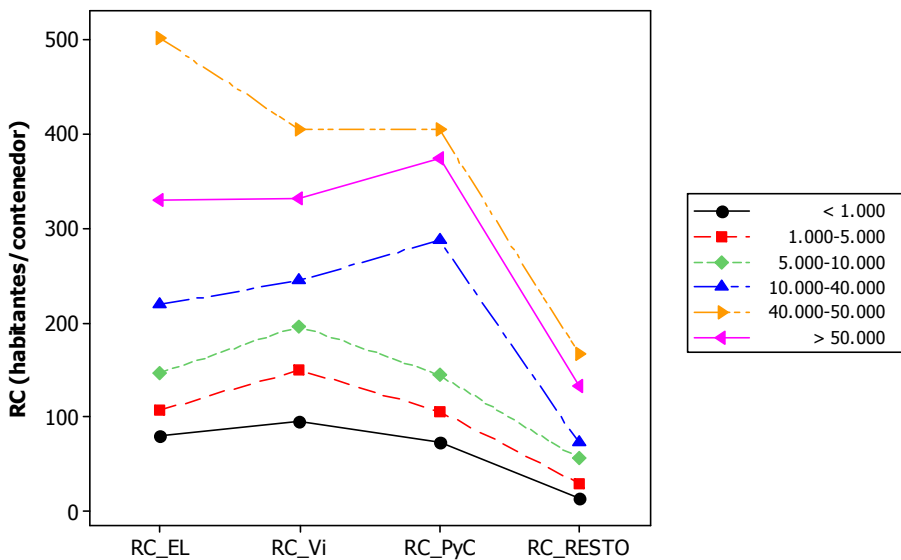


Figura 6.6. Ratio de contenerización (RC) de cada fracción según categorización de la población

De acuerdo a los modelos deducidos, se ha obtenido el RC para cada fracción en el caso del municipio de Sopela. En el caso del sistema ampliado de contenedores, dado que no se tiene datos para su modelado, se utilizará el mismo RC que en la fracción RESTO. Por otro lado, en el caso del sistema de recogida selectiva avanzado (PaP), únicamente se mantiene el RC para la fracción vidrio.

Para el contenedor individual, se utiliza el índice de tamaño medio de las familias reportado por Eustat (Tabla 6.8) para computar el número de contenedores individuales.

**Tabla 6.8.** Tamaño medio de las familias (EUSTAT, 2006)

<b>Tamaño medio familias</b>	
CAV	2,64
Bizkaia	2,66
Gipuzkoa	2,62
Araba	2,65

La Tabla 6.9 muestra el inventario del almacenamiento temporal para los tres sistemas evaluados. En la misma se pueden observar el RC, los puntos de depósito por fracción y el tipo de contenedor utilizado. Las características de los contenedores, el material y la cantidad de material, se han obtenido de Rives *et al.* (2010) partiendo de la capacidad de los contenedores reportados por el municipio (Tabla A.11).

**Tabla 6.9.** Inventario de la etapa de almacenamiento temporal para el municipio de Sopela

	Fracción	Ratio de contenerización (hab/cont)	Puntos de depósito (PD)	Tipo depósito		
				Material	Cantidad (kg <sub>material</sub> / PD)	Capacidad (litros/ PD)
4C / 5C	MO	55	237	HDPE	9	1.100
	PyC	177	73	HDPE	19	2.400
	EL	165	79	HDPE	25	3.200
	Vi	175	74	HDPE	25	3.200
	Resto	55	237	HDPE	9	1.700
PaP	MO	/	4.879	HDPE	0,8	10
	PyC	/	/	/	/	/
	EL	/	/	/	/	/
	Vi	175	74	HDPE	25	3.200
	Resto	/	/	/	/	/

## 6.3.2 Recogida y transporte

En el marco de esta tesis, aunque los camiones de recogida de residuos tengan una ruta establecida, se ha desarrollado un modelo para estimar la ruta óptima de recogida mediante el uso de agentes inteligentes y sistemas de información geográficos.

### 6.3.2.1 Estimación de la ruta de recogida

El problema de optimización de la ruta requiere resolver una instancia del problema del viajante, esto es, ordenar los puntos de recogida de forma que se requiera la menor ruta para visitarlos pasando por todos ellos.

Para el desarrollo del modelo se ha distinguido dos términos:

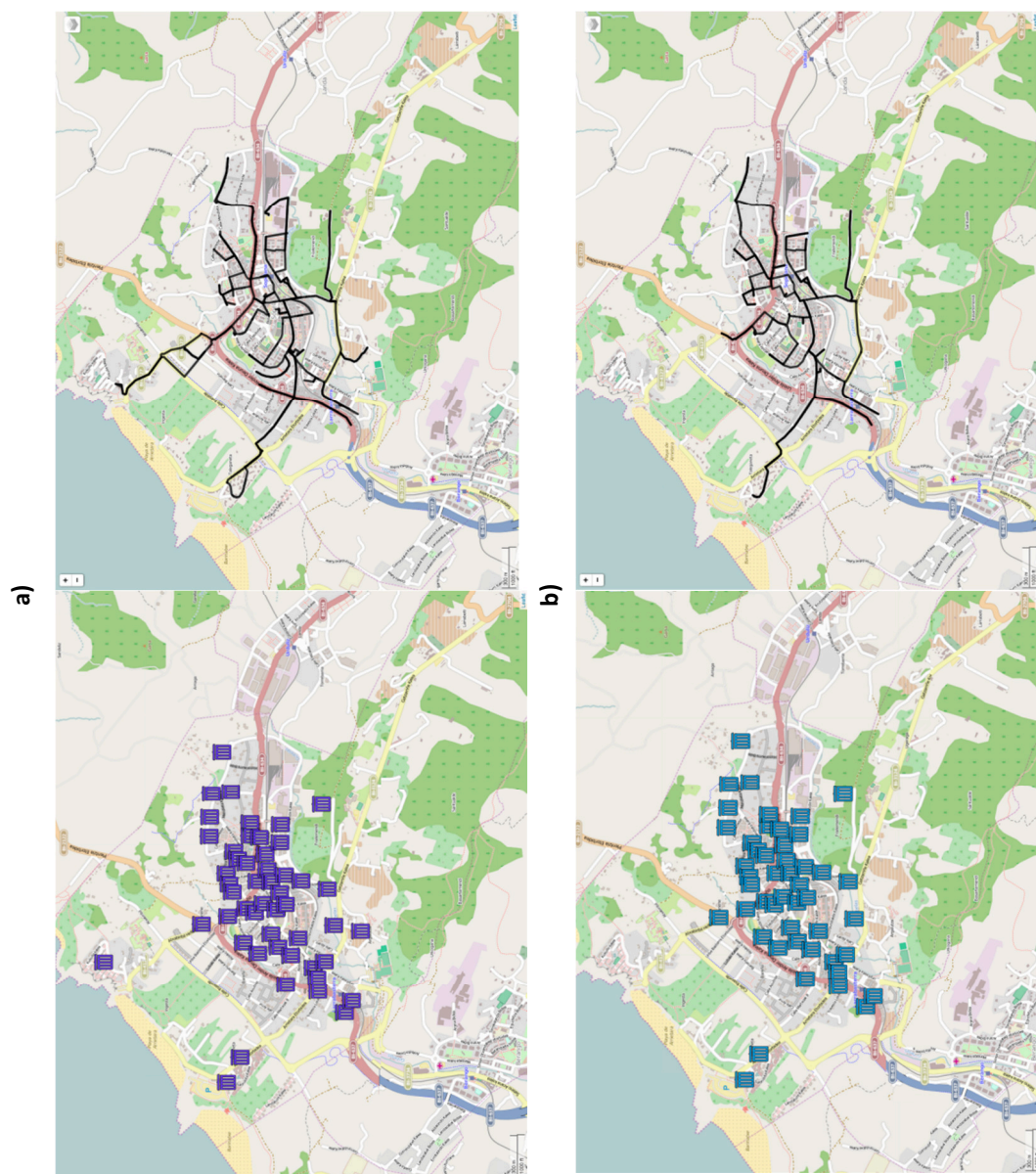
- *Punto de depósito* (PD): punto donde los generadores de residuos depositan los residuos.
- *Parada*: punto donde el camión se para con el objetivo de proceder a la recogida de los puntos de depósito

Debido a que en una misma parada pueden coexistir distintos PD, el número de PD y paradas es significativamente diferente.

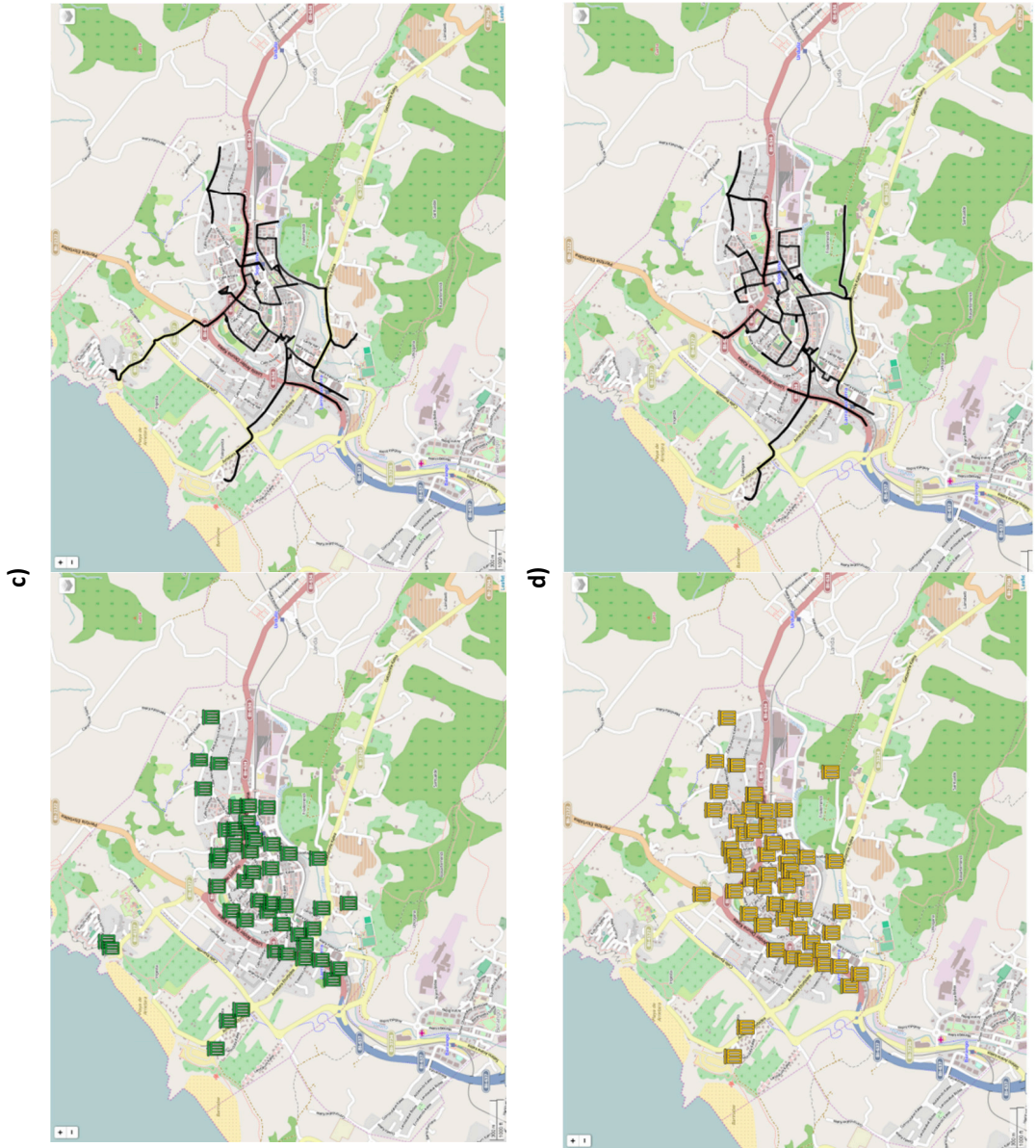
Tras calcular el orden en el que se visitarán los PD, y de acuerdo a los componentes del modelo de recogida (Figura 6.2) el camión emprende la primera fase de la recogida, es decir, el trayecto desde el punto de salida (el garaje) hasta el primer punto de depósito.

En el sistema multicontenedor (4C y 5C), las *paradas* se han localizado directamente del repertorio disponible en *Openstreetmap*. Sin embargo, el escenario PaP se ha simulado en el escenario base. Para ello, se han utilizado los criterios de ubicación de los PD partiendo de la situación real del municipio de Hernani (Gipuzkoa), por ser el municipio pionero en la implantación de este sistema en la CAV.

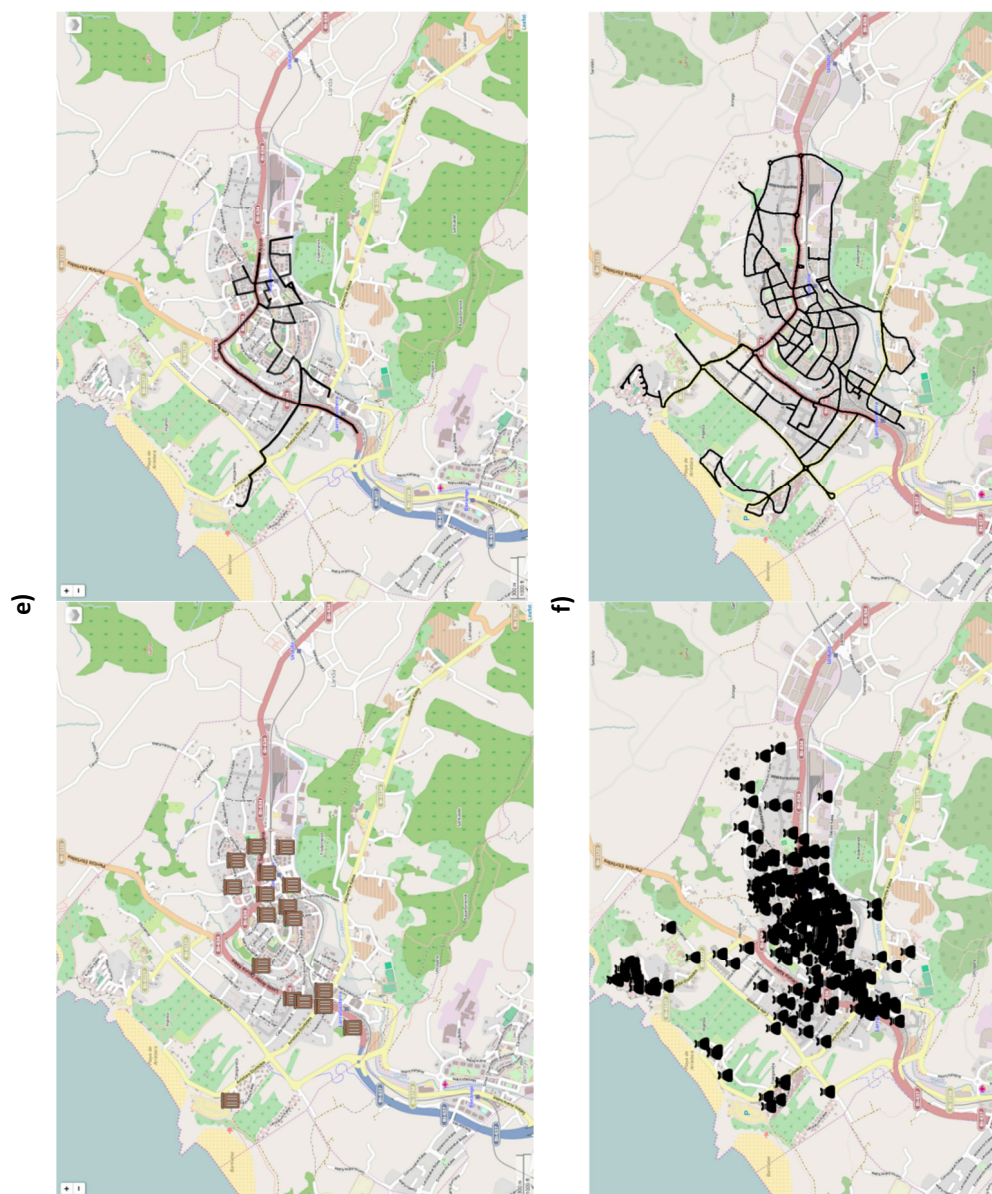
En la Figura 6.7 se muestra la ubicación de las paradas para las distintas fracciones modeladas, y para el sistema puerta a puerta, así como la ruta final estimada.



**Figura 6.7.** Ubicación de las paradas y de la ruta de recogida en Sopela: a) Fracción resto, b) Papel y cartón



Cont. Figura 6.7. Ubicación de las paradas y de la ruta de recogida en Sopela: c) vidrio, d) envases ligeros



Cont. Figura 6.7. Ubicación de las paradas y de la ruta de recogida en Sopela: e) materia orgánica, f) puerta a puerta

El sistema PaP de Hernani está basado en árboles o colgadores para la recogida selectiva de las fracciones. Los árboles ubicados en zonas urbanas dan servicio a una media de 16 familias. Se encuentran diferencias en lo que a su ubicación se refiere. En tramos donde las vías lo permiten (vías anchas) y los edificios tienen muchas viviendas, los árboles se ubican delante de los portales. Para aquellas vías más estrechas, los árboles se ubican en zonas abiertas de la vía. Se asume que su ubicación será donde anteriormente se encontraba el contenedor de RESTO. Para zonas de la periferia, como urbanizaciones y/o casas unifamiliares los criterios son distintos. Para urbanizaciones sin acceso a carretera la parada será aquella más cercana a la vía de acceso. Las casas unifamiliares y urbanizaciones accesibles tendrán su propio punto de depósito. En este caso cada parada cubrirá varios PD.

La Tabla 6.10 muestra el inventario de la etapa de recogida y transporte para el municipio de Sopela. El modelo se ha aplicado para deducir la distancia a recorrer en la componente de recogida urbana (Figura 6.2), mientras que se han utilizado las distancias hasta las instalaciones de tratamiento ubicadas en el territorio de Bizkaia para determinar la distancia de la componente transporte (Tabla A.11).

**Tabla 6.10.** Inventario de la etapa recogida y transporte para el municipio de Sopela

	Fracción	Paradas	Ruta recogida (km/ruta)	Ruta transporte (km/ruta)	Frecuencia recogida (v/semana)	Distancia recogida (km/año)	Distancia transporte (km/año)
4C/5C	MO	18	12	59	1	624	3.068
	PyC	49	20	72	2	2.080	7.488
	EL	52	18	20	1	936	1.040
	Vi	49	17	88	0,2	177	915
	Resto	86	28	57	6	8.736	17.784
	<i>Total</i>		<i>95</i>	<i>296</i>		<i>12.553</i>	<i>30.295</i>
			<i>391</i>			<i>42.848</i>	
PaP	MO	341	48	57	3	7.488	8.892
	PyC	341	48	71	1	2.496	3.692
	EL	341	48	71	2	4.992	7.394
	Vi	49	17	88	0,2	177	915
	Resto	341	48	57	1	2.496	2.964
	<i>Total</i>		<i>209</i>	<i>344</i>		<i>17.649</i>	<i>23.847</i>
			<i>553</i>			<i>41.496</i>	

### 6.3.2.2 Cálculo del consumo y emisiones

En lo relativo a los aspectos a incluir en el cálculo de consumo final resaltan los siguientes:

- Consumo en ruta: consumo del camión en la recogida de los puntos de depósito
- Consumo en parada: consumo del camión durante la descarga de los puntos de depósito
- Consumo por mantenimiento: consumo del camión debido a las labores de mantenimiento y limpieza de los puntos de depósito

En esta tesis únicamente se ha incluido el consumo en ruta, considerando un consumo de 0,4 l/ton km (Doka, 2009a). Con el objetivo de tener en cuenta los distintos tipos de conducción que se dan en los componentes de recogida y transporte (Figura 6.2) en las emisiones al aire, se han utilizado dos procesos diferentes que diferencia este aspecto de la base de datos del software EASETECH 2.0.0.

En la componente recogida la conducción se realiza con constantes paradas y aceleraciones, es decir, una conducción tipo *Stop and Go*. Las constantes paradas hacen que el impacto generado se dispare en esta fase. Para esta componente se utiliza el módulo "*Truck, 20t-26t, Euro 4, urban traffic*".

Por el contrario, para la componente transporte, la cual engloba las rutas entre el garaje y la primera parada, la ruta entre la última parada y el destino de la fracción recogida, y la ruta de regreso al garaje, se asume que se realiza sin paradas aplicando una conducción sin retenciones denominada *Free Flow*. Para esta componente se utiliza el módulo "*Truck, 20t-26t, Euro 4, highway*".

### **6.3.3 Gestión final de residuos**

#### **6.3.3.1 Pre-tratamientos**

Los residuos recogidos selectivamente son pretratados con el objeto de eliminar los materiales depositados incorrectamente y separarlos para su posterior reciclaje. La Tabla 6.11 presenta los balances input-output para cada una de ellas.

De igual manera, la fracción RESTO es pre-tratada en los escenarios B mediante un tratamiento mecánico biológico (TMB). En esta tesis se han asumido los balances *input-output* de plantas TMB mediante estabilización aeróbica de la fracción fermentable para Castilla y León (Tabla 6.12), donde el consumo medio para los

trabajos mecánicos es de 15 kWh por tonelada gestionada en base húmeda (Montejo *et al.*, 2013). La fracción no recuperable es enviada a incineración.

**Tabla 6.11.** Balance input-output de los pre-tratamientos de las fracciones reciclables (Bovea *et al.*, 2010)

Fracción	Impropios (%)	Electricidad (kWh/ton)	Gasóleo (l/ton)
Envases ligeros	23	6,10	/
Vidrio	5	8,05	0,53
Papel y cartón	25	3,99	2,58

**Tabla 6.12.** Recuperación (%) de las fracciones en la planta de TMB (Montejo *et al.*, 2013)

Fracción	Eficiencia de recuperación (%)
Materia orgánica	87
Papel y cartón	2,2
HDPE	4,6
PET	48
LDPE	8,8
Vidrio	8,0
Metales férricos	60
Metales aluminicos	72
Bricks	71

### 6.3.3.2 Reciclaje

Los procesos de reciclaje se modelan con los procesos del software EASETECH.

Con respecto al reciclaje de papel, se asume que toda fracción recogida selectivamente es enviada al mismo tratamiento de reprocesamiento. El modelado se basa en el análisis del proceso de una planta de la empresa *Graphic Packaging International*. La alimentación de la planta consiste en diferentes tipos de calidades de papeles. El ratio de sustitución se estima que es del 80%. La pérdida de material durante el proceso se fija en un 2%. El proceso considera el desplazamiento de la producción de cartón a partir de madera.

El reciclaje del plástico ha sido modelado basado en el reprocesamiento de polietileno en plástico granulado. El ratio de sustitución se fija en el 80% evitando la producción de plástico granulado desde fuentes vírgenes. La pérdida de material ronda el 10%.

En el caso del reprocesamiento del vidrio, se modela un proceso donde el calcín es reconvertido a botellas de 33 cl, sustituyendo la producción de botellas mediante vidrio virgen. La pérdida de material es del 1% y de calidad del producto es del 100%.

En el caso de los metales se modelan dos reprocesamiento, uno para metales alumínicos y otro para metales férricos. Los residuos alumínicos son reprocesados para producir nuevas láminas de aluminio para la posterior producción de latas. La pérdida de material es del 6%. El aluminio reprocesado sustituye la producción de aluminio mediante recursos vírgenes sin ninguna pérdida de la calidad, por lo que el ratio de sustitución es del 94%. Con respecto al reprocesamiento de los metales férricos, estos son utilizados para la producción de láminas de acero. El ratio de sustitución es del 87%.

### 6.3.3.3 Compostaje

La planta de compostaje se alimenta de los residuos orgánicos recogidos selectivamente, así como de la fracción separada en la planta de TMB. La Tabla 6.13 muestra el nivel de impropios y las necesidades auxiliares para la fracción recogida selectivamente. Para el escenario PaP se parte de información local, mientras que el nivel de impropios para el escenario 5C se toma de Gallardo *et al.* (2012a). Las necesidad auxiliares se toman de Bovea *et al.* (2010).

**Tabla 6.13.** Necesidades auxiliares de la planta de compostaje

Escenario	Impropios (%)	Electricidad (kWh/ton)	Gasóleo (l/ton)	Agua (m <sup>3</sup> /ton)
5C	17	19,67	0,36	0,054
PaP	1,42			

El compostaje se modela de acuerdo a lo expuesto en Boldrin *et al.* (2011). El proceso modela una planta de compostaje de tecnología cerrada de capacidad de 18.000 toneladas año.

### 6.3.3.4 Incineración

Debido a la imposibilidad de obtener datos de calidad para modelar la tecnología local, el proceso se modela de acuerdo con las especificaciones expuestas en

Margallo *et al.* (2014) en lo relativo a los consumos medios para la incineración de residuos en instalaciones de España y Portugal. La alimentación del proceso es la fracción resto de la recogida selectiva y/o el rechazo de las instalaciones de TMB. La composición de los residuos es una mezcla de diferentes fracciones dependiendo del sistema de recogida implantado así como de los pre-tratamientos sufridos.

El proceso de incineración se lleva a cabo en parrilla de combustión con limpieza de gases de tipo húmedo. La salida de los materiales consiste en escorias que son enviadas a reciclaje, gases de combustión depurados y cenizas de horno. La asignación a cada componente se realiza mediante coeficientes de transferencia se en referencia a lo expuesto en EASETECH. Las emisiones de dioxinas se asume que son debidas principalmente al estado tecnológico de la instalación asumiendo una emisión de  $2,73 \cdot 10^{-10}$  kg de dioxinas por cada tonelada de residuos tratado.

La Tabla 6.14 muestra el consumo medio de los materiales auxiliares para instalaciones de valorización energética. El gas natural y diesel se utilizan durante el encendido de la instalación hasta obtención de la temperatura mínima en el horno y siempre que la temperatura del horno de combustión sea inferior a lo especificado en la normativa. Asimismo se utiliza agua para mantener las condiciones en el horno.

Los demás reactivos se utilizan en la depuración de gases. El CaO o  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  para la reducción de los gases ácidos ( $\text{SO}_x$ , HCl, HF), el amoniaco o urea para la reducción de los  $\text{NO}_x$ , y el carbón activo para para la reducción de los componentes orgánicos.

El rendimiento bruto de electricidad se asume del 25%, en relación con el poder calorífico inferior (PCI) de los residuos de entrada. Este rendimiento, representa el estado medio de las incineradoras (Margallo *et al.*, 2014). La fuente de electricidad marginal es el gas natural (Ente Vasco de Energía, 2013).

**Tabla 6.14.** Consumo medio de materiales auxiliares en plantas de valorización energéticas de España y Portugal (Margallo *et al.*, 2014)

Material auxiliar	Etapas	kg/ton RU
Gas natural	Combustión	0,688
Diesel	Combustión	0,199
Agua	Combustión	334
Carbón activo	Depuración gases	0,477
Urea	Depuración gases	3,34
Amoniaco	Depuración gases	2,07
CaO	Depuración gases	8,29
$\text{Ca}(\text{OH})_2$	Depuración gases	4,04

## 6.4 Resultados

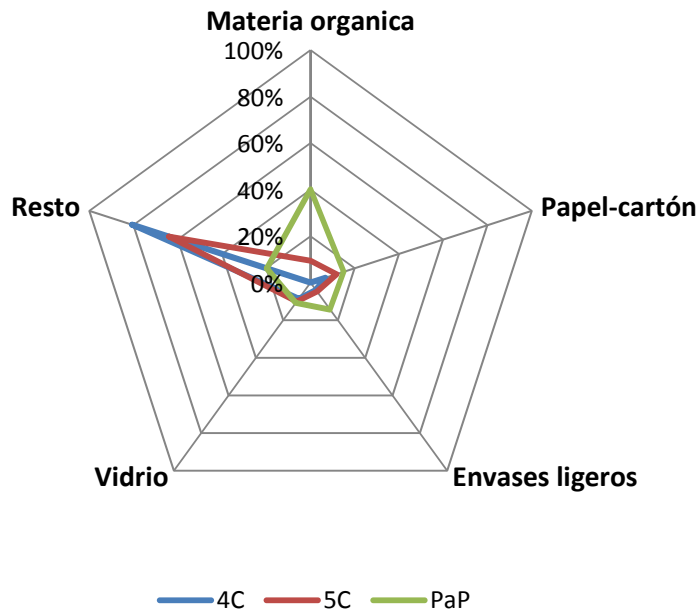
### 6.4.1 Indicadores de rendimiento

En este apartado de resultados se cuantifican los indicadores definidos en la Tabla 6.4 a partir de la caracterización de la generación (Tabla 3.8) y de la caracterización de la composición para el año 2012 (Figura 3.18). Asimismo, se han tenido en cuenta las eficiencias de las instalaciones descritas en el apartado de análisis del inventario.

La Figura 6.8 muestra el *grado de fraccionamiento* (GF) de los tres sistemas de recogida analizados, sistema de 4 contenedores (4C), sistema de 5 contenedores (5C) y sistema puerta a puerta (PaP). La Tabla 6.15 muestra el porcentaje de recogida selectiva total de los tres sistemas analizados.

**Tabla 6.15.** Porcentaje de recogida selectiva total (RS<sub>t</sub>) de los sistemas evaluados

Sistema de recogida	Recogida selectiva total (%)
4C	20
5C	70
PaP	80



**Figura 6.8.** Grado de fraccionamiento de los tres sistemas de recogida analizados

En la medida que el objetivo de los sistemas de gestión implantados es favorecer la separación de los materiales reciclables, el sistema PaP es aquel que mejores resultados presenta teniendo en cuenta el porcentaje de recogida selectiva total.

El sistema PaP logra alrededor del 80% de recogida selectiva frente a los otros dos sistemas. Los sistemas 4C y 5C recogen no selectivamente más del 60% de los residuos. La razón principal radica en la inexistencia de la recogida selectiva en el sistema 4C, y en la ineficiencia del sistema de recogida de la materia orgánica en el sistema 5C.

Dado que el objetivo es conocer el funcionamiento del sistema en relación a la recogida selectiva de cada fracción, es importante conocer el potencial de captura para cada una de ellas, es decir, el grado de separación (Figura 6.9). Cuanto la superficie del polígono formado más homogénea sea, mayor grado de separación se obtendrá.

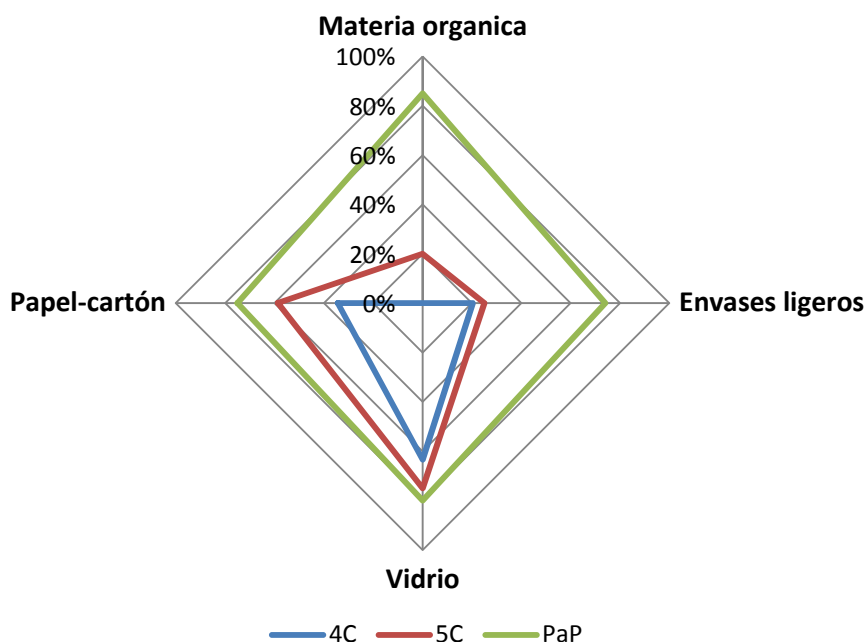


Figura 6.9. Grado de separación obtenido para cada fracción mediante los tres sistemas de recogida analizados

Los tres sistemas muestran resultados similares en relación a la separación de la fracción vidrio con una separación mayor del 60% en todos los casos. No obstante, para el resto de fracciones se observan resultados muy dispares. En el caso de los envases ligeros, los sistemas multiusuario (4C y 5C) separan alrededor del 20% únicamente, mientras que el sistema PaP roza el 80%. Para el caso del papel los resultados son similares, mostrando siempre el sistema PaP los mejores comportamientos.

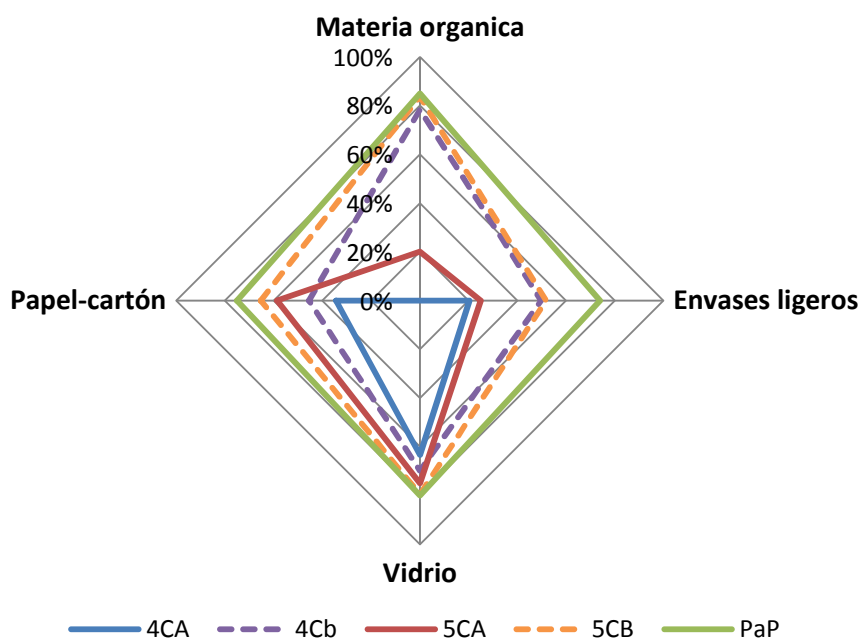
La diferencia más significativa se observa en la fracción materia orgánica. Únicamente los sistemas 5C y PaP recogen selectivamente esta fracción. Así, mientras el sistema PaP separa alrededor del 80% de la fracción, el sistema 5C solo es capaz de separar el 20%. La diferencia en el sistema de recogida es notable, mientras el sistema PaP es un sistema obligatorio, el sistema 5C modelado es un sistema voluntario donde la participación de la ciudadanía todavía no es del 100%.

Finalmente, y tal y como se ha mencionado, la existencia de las plantas de pre-tratamiento para la fracción resto, hace que la separación de las distintas fracciones cambie. No obstante, cabe matizar que la calidad de las fracciones separadas será menor debido al contacto con otras fracciones, principalmente la fracción orgánica. La Figura 6.10 muestra el grado de separación bruto ( $GS_b$ ) tras el pre-tratamiento de la fracción resto en los distintos escenarios (Tabla 6.3).

La implantación de un pre-tratamiento para la fracción resto (escenarios 4CB y 5CB), hace que los escenarios con poca captura de esta fracción en la fase de recogida, presente resultados favorables en la separación bruta final. Este resultado tiene dependencia total con la planta modelada (Montejo *et al.*, 2013), que tiene un rendimiento en separación de la fracción orgánica de alrededor del 85%.

Por otro lado, en lo relativo a la aportación del pre-tratamiento de la fracción resto en la separación final de las fracciones PyC, Vi y EL, no parece ser tan significativa como en el caso de la materia orgánica, tal y como lo demuestra la diferencia entre las Figura 6.9 y Figura 6.10.

Por último se analiza la aplicación de las directrices marcadas por la Decisión 2011/753/UE en relación a la cuantificación de los residuos enviados a tratamiento (Figura 2.10). Así, teniendo en cuenta la contabilización de los residuos se presentan dos situaciones:



**Figura 6.10.** Grado de separación bruto obtenido para cada fracción tras el pre-tratamiento de la fracción resto en la planta de tratamiento mecánico biológico.

- Caso 1: cuantificación a partir de los residuos primarios
- Caso 2: cuantificación a partir de los residuos secundarios

La Tabla 6.16 muestra el porcentaje de gestión en los distintos tratamientos y la cuantificación de residuos secundarios según la aproximación (Caso 1 o Caso 2) utilizada.

La primera aproximación (*Caso 1*) parte de la gestión directa de los tratamientos primarios en los distintos tratamientos considerados. Por un lado, las fracciones recogidas selectivamente son enviadas a reciclaje. No obstante, la gestión directa de todas las fracciones no es la misma. Así, los envases ligeros son previamente enviados a una planta de selección y clasificación, mientras que las fracciones papel y cartón y vidrio, son enviadas directamente a las plantas de reciclaje. A efectos de contabilización, la cuantificación para estas fracciones es distinta, el papel y cartón y el vidrio serán 100% cuantificados como reciclaje mientras que para el caso de los envases ligeros, el flujo contabilizado dependerá de los impropios depositados en los puntos de depósito.

**Tabla 6.16.** Porcentaje de gestión en los distintos tratamientos y generación de residuos secundarios para cada escenario según la aproximación utilizada

Escenario	Aproximación	Tratamiento (%)				Generación residuos secundarios
		Compostaje	Reciclaje	Incineración	Vertedero	
4CA	Caso 1	0,0	18,0	82,9	0,0	14,0
	Caso 2	0,0	16,2	83,8	0,0	11,1
4CB	Caso 1	37,0	28,7	34,3	0,0	10,5
	Caso 2	37,0	26,4	36,5	0,0	7,4
5CA	Caso 1	9,4	25,6	64,9	0,0	12,9
	Caso 2	9,4	22,2	68,4	0,0	8,5
5CB	Caso 1	39,6	34,2	26,2	0,0	9,8
	Caso 2	39,6	30,7	29,7	0,0	5,4
PaP	Caso 1	46,3	43,3	0,0	10,4	0,5
	Caso 2	46,3	43,2	0,0	10,5	0,0

Los residuos recogidos de manera mezclada son enviados a incineración en los escenarios 4C y 5C y a vertedero en el caso del PaP. La contabilización de los residuos secundarios en el Caso 1 se realiza mediante la suma de los rechazos de las plantas de reciclaje y de la planta incineradora.

No obstante, la naturaleza de los residuos secundarios de las plantas de reciclaje y de la planta incineradora difiere significativamente. Los rechazos de las plantas de reciclaje son consecuencia del pre-tratamiento llevado a cabo con el objetivo de separar aquellas fracciones mal depositadas. Sin embargo, los rechazos de las incineradoras son de naturaleza muy diversa y dependientes del propio proceso. Es por ello, que en la segunda aproximación (Caso 2), los rechazos de las plantas de pre-tratamiento se han descontado de la gestión directa y han sido computados al tratamiento final, en este caso incineración o vertedero.

La aproximación del Caso 2 reduce en todos los casos los flujos enviados a reciclaje, debido al depósito incorrecto de los residuos en los puntos de depósito. No obstante, contabilizar de manera realista este valor no es tarea fácil. En esta tesis se han asumido los mismos niveles de impropios para todos los escenarios por la imposibilidad de obtener datos significativos. Los niveles de impropios varían de sistema a sistema y de fracción a fracción. Para el caso de la fracción orgánica este valor se mueve en el rango del 7 al 30%. La mejor calidad de depósito se obtiene mediante los sistemas rigurosos de recogida como por ejemplo el puerta a puerta.

Para el caso de los envases ligeros el nivel de impropios es más estable en todos los sistemas rondando el 20% (Gallardo *et al.*, 2012a, 2010).

Por tanto, para una contabilidad real de la gestión bien a nivel municipal bien a nivel territorial es preciso contar con información relativa al comportamiento de la ciudadanía en los sistemas de recogida.

## 6.4.2 Indicadores de impacto

Los *indicadores de impacto* hacen referencia a la contribución del sistema a una categoría de impacto específica dentro del marco de los estudios de ACV.

En este apartado se cuantifican los indicadores de impacto definidos en la Tabla 6.5 para cada escenario. Por un lado se analizan los resultados de manera global, y por otro lado se analiza el impacto de cada etapa (recogida y tratamiento), así como el impacto generado por cada fracción.

### 6.4.2.1 Impacto global de los escenarios

La Figura 6.11 resume los resultados de cada escenario en las ocho categorías de impacto analizadas. La figura muestra el impacto neto total del sistema, así como el impacto neto de las dos etapas analizadas recogida y tratamiento. Dado que para analizar los tratamientos se ha aplicado un enfoque consecuencial, los valores negativos significan un beneficio ambiental, es decir, que los impactos producidos son menores que los impactos evitados.

Ambas etapas contribuyen en todas las categorías de impacto. Dos son las principales conclusiones que se pueden obtener del análisis de los resultados:

- La tendencia de contribución de las etapas cambia radicalmente entre los sistemas tradicionales basados en contenedores multi-usuarios (4C y 5C) y el sistema PaP
- Aunque ambas etapas (recogida y tratamiento) contribuyan en todas las categorías de impacto, las vías de gestión de las fracciones (tratamiento) parece controlar el efecto final.

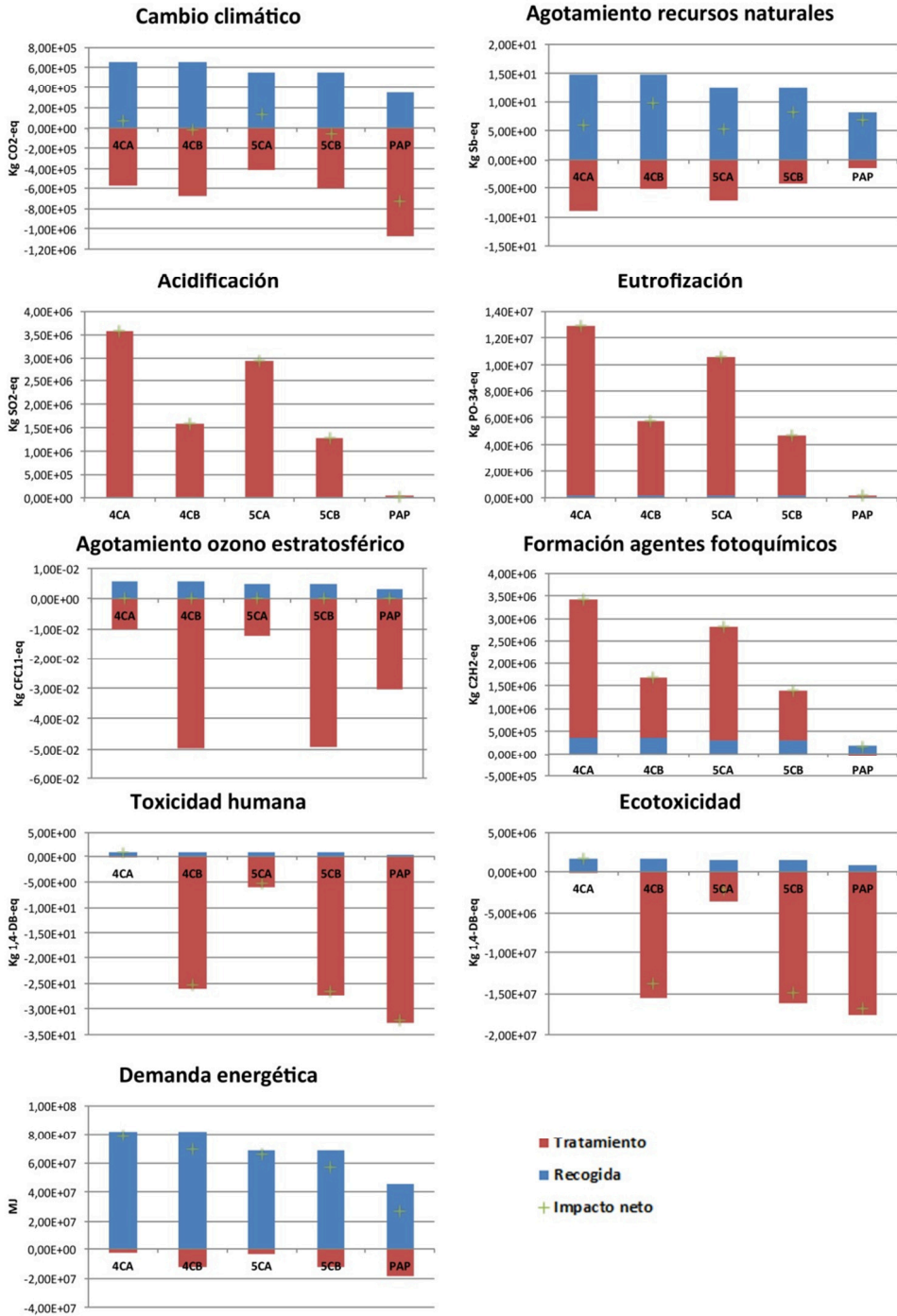


Figura 6.11. Categorías de impacto para los 5 escenarios analizados. La primera columna describe el impacto neto del escenario, la segunda muestra la contribución de las etapas de recogida y tratamiento por separado.

Observando la contribución de cada corriente residual al impacto global del sistema (Figura 6.12), se observa que la gestión de la fracción resto tiene mayor impacto en la categorías acidificación, eutrofización y formación de agentes fotoquímicos.

El escenario 4CA, es decir, escenario donde únicamente se recogen selectivamente las fracciones reciclables tradicionales, y la fracción RESTO es gestionada mediante incineración, es aquella que de mayor manera contribuye a la acidificación y eutrofización del medio. Esto es debido principalmente a la gestión de la fracción RESTO. Asimismo, y debido a las necesidades de recogida, presenta un impacto muy elevado en la reducción de recursos abióticos.

En este mismo escenario cuando la fracción resto es gestionada previamente en una planta de TMB (escenario 4CB) donde se separan parcialmente las fracciones reciclables y la materia orgánica de la no separable, se reduce en casi un 50% el impacto sobre las categorías acidificación y eutrofización. Esto se debe a la reducción de la gestión final de la fracción resto.

Por el contrario, la valorización de la materia orgánica en compost genera beneficios ambientales en las categorías toxicidad humana y ecotoxicidad. En el escenario 5C donde se incluye la recogida de la fracción orgánica se reducen los impactos de los escenarios 4C, dado que la recogida selectiva aumenta reduciendo los impactos derivados de la gestión de la fracción resto. En la etapa de recogida no hay ninguna diferencia, dado que el sistema mantiene las mismas condiciones de operación, si lo hace en la componente tratamiento.

Las fracciones reciclables (PyC, EL y Vi), generan beneficios ambientales en la categoría de impacto cambio climático principalmente.

Finalmente el escenario PaP, el impacto derivado de la recogida se reduce dado que las condiciones del servicio se cambian radicalmente. Asimismo, salvo en la categoría de impacto reducción de la capa de ozono y agotamiento de los recursos naturales, el impacto neto de escenario se reduce en comparación a los otros dos sistemas. Por otro lado, en este escenario es la gestión de la materia orgánica aquella que mayores impactos genera.

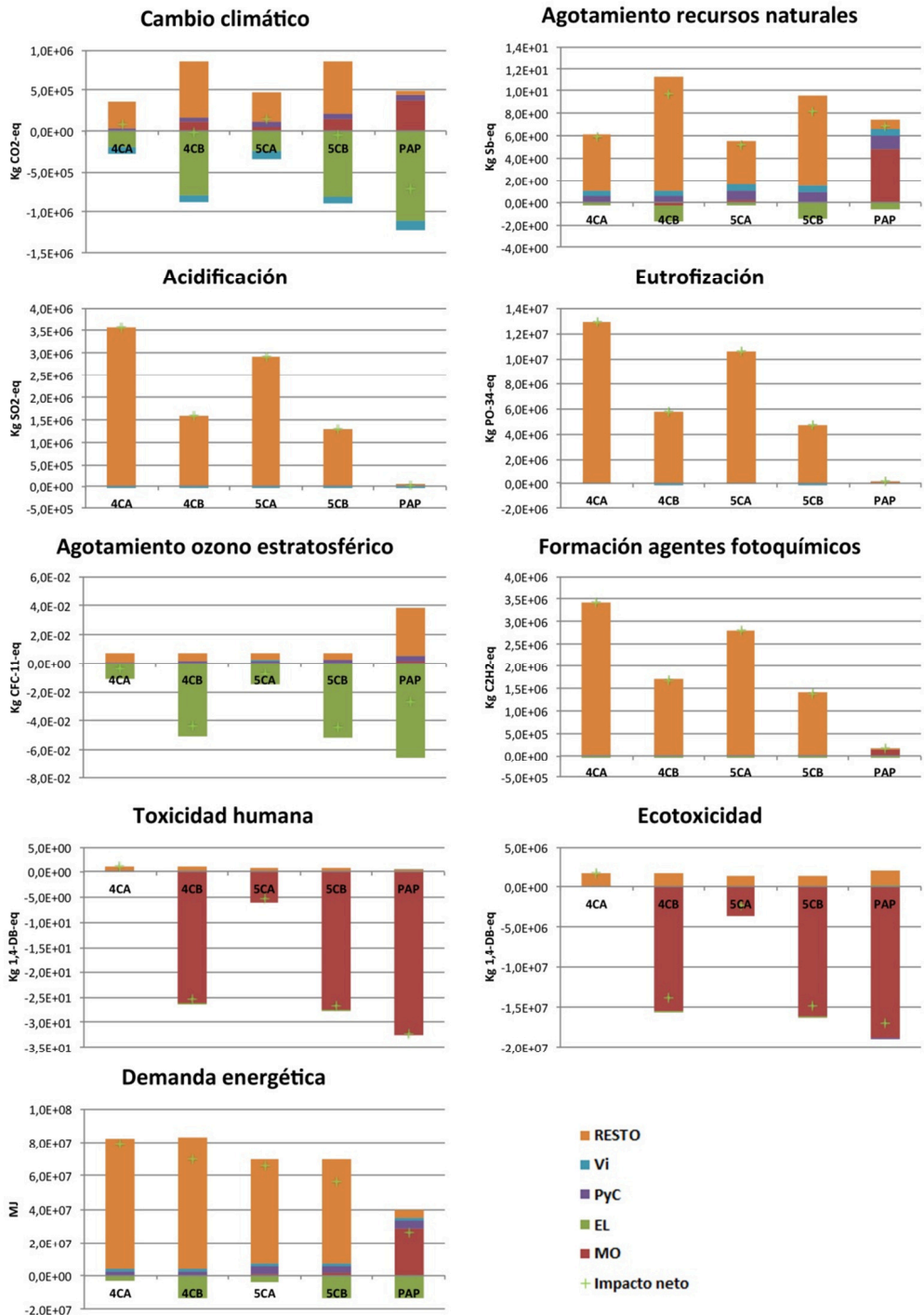


Figura 6.12. Categorías de impacto para los 5 escenarios analizados. La primera columna describe el impacto neto del escenario, la segunda muestra la contribución de la gestión de cada corriente residual.

Los resultados muestran que la tendencia en algunas categorías de impacto, como la acidificación, eutrofización y formación de agentes fotoquímicos, relativa a la contribución de las etapas recogida y tratamiento en los sistemas tradicionales (basados en contenedores multiusuario), se invierten para el escenario PaP. La razón radica principalmente en el tratamiento controlante, es decir, en la gestión de la fracción resto que es el tratamiento que de mayor manera contribuye sobre dicha categoría de impacto.

#### 6.4.2.2 *Impacto de la recogida*

La Figura 6.13 describe los impactos de los distintos componentes de la recogida analizados, almacenamiento temporal, recogida urbana y transporte inter-urbano.

La figura muestra que el almacenamiento temporal es el componente con el menor impacto en las nueve categorías analizadas. Cabe matizar que el estudio únicamente ha analizado la contribución ambiental debido a la producción de los contenedores, dejando de lado el mantenimiento y el fin de vida de los mismos.

La recogida urbana y el transporte inter-urbano conjuntamente contribuyen al 90% de los impactos ambientales, por lo que se puede concluir que el impacto derivado de esta etapa se debe principalmente a las emisiones de los vehículos de recogida y transporte.

En los sistemas multi-contenedores 4C y 5C el *transporte* es aquel que de mayor manera contribuye en todas las categorías de impacto. Por el contrario, en el sistema PaP es la componente *urbana* la que de mayor manera contribuye en las distintas categorías de impacto. Esto se debe a que en este componente las rutas aumentan significativamente respecto a los sistemas basados en contenedores (Tabla 6.10).

El sistema con mayor impacto en todas las categorías de impacto es el sistema 4C, reduciéndose el impacto significativamente en el sistema PaP. Estos resultados se deben principalmente a dos aspectos: cantidad de residuos recogidos y frecuencia de la recogida.

En el sistema 4C la fracción de mayor carga es la fracción resto, que a su vez tiene la mayor frecuencia de recogida, diaria. Por el contrario, en el sistema PaP es la fracción orgánica la fracción de mayor carga. No obstante, la frecuencia de recogida dista significativamente de ser diaria.

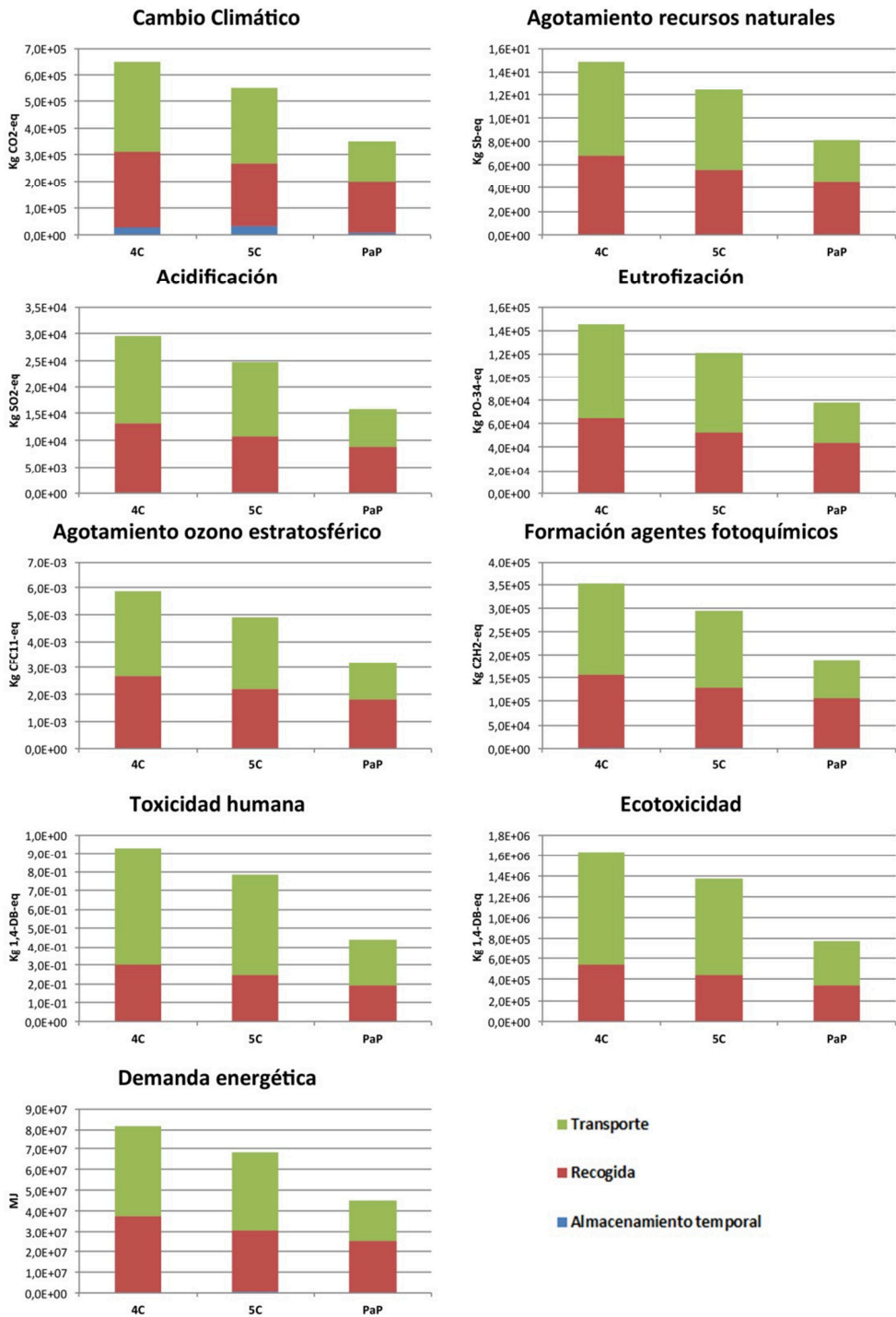


Figura 6.13. Contribución de los componentes de la recogida al impacto global

Esta reorganización de las frecuencias hace que los kilómetros a recorrer durante el año se reduzcan un 3% en el sistema PaP. Para este último sistema, debido a que las rutas de recogida son mayores, este componente aumenta alrededor de un 28% frente a los sistemas 4C y 5C, mientras que el de transporte se reduce un 21% (Tabla 6.10).

Por otro lado, el sistema evalúa el consumo por tonelada transportada por kilómetro. Así, las fracciones de mayor carga, fracción RESTO en los sistemas 4C y 5C y materia orgánica en el PaP, son aquellas que de mayor manera contribuyen a las categorías de impacto. Cabe resaltar que se ha utilizado el mismo consumo, 0,4 l /ton·km, para todas las fracciones. No obstante, es el consumo de los vehículos varía según la fracción y el tipo de vía recorrida, así como con la carga (Eisted *et al.*, 2009; Larsen *et al.*, 2009).

Por otro lado, en el componente transporte, la distancia hasta la instalación de tratamiento es el aspecto clave que puede hacer que esta componente tenga mayor o menor impacto. La Figura 6.14 muestra el análisis de sensibilidad realizado en base a distintas distancias hasta las instalaciones de tratamiento.

Así, suponiendo un aumento en la distancia de 10 kilómetros a todas las instalaciones de tratamiento, la componente transporte aumenta en un 5% para todos los sistemas. Su contribución aumenta cuanto más alejadas estén las instalaciones. La distancia hasta las instalaciones es un factor clave, que puede hacer que el tratamiento más adecuado acorde con la jerarquía de acción establecida por la DMR, se vea desfavorecido debido a la necesidad de transporte.

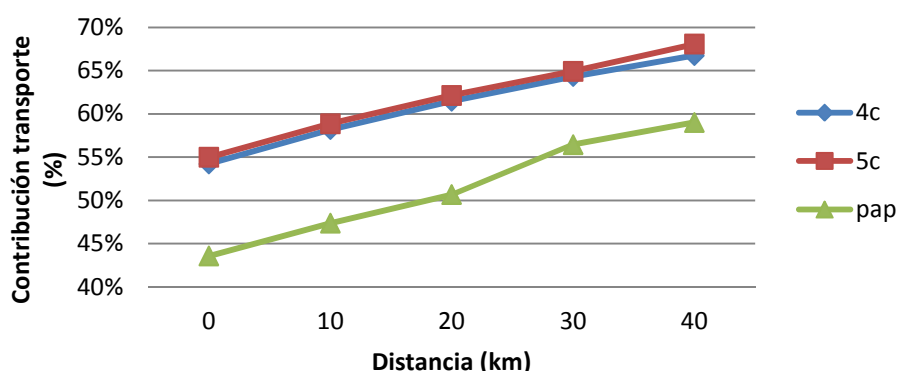


Figura 6.14. Evolución de la contribución de la componente transporte a la categoría cambio climático, de acuerdo a distintas distancias hasta instalación.

### **6.4.2.3 Impacto de los tratamientos**

La Figura 6.15 muestra la contribución de los distintos tratamientos considerados en los escenarios al impacto global. Los resultados muestran que los impactos generados por los tratamientos de separación son insignificantes en comparación con el de los tratamientos finales. Este resultado viene en concordancia con las observaciones de otros estudios donde se afirma que los tratamientos aguas arriba, como son los tratamientos de separación apenas contribuyen al impacto derivado de la gestión (Astrup *et al.*, 2009; Damgaard *et al.*, 2009; Merrild *et al.*, 2009).

Los tratamientos de reciclaje contribuyen positivamente a la reducción de los impactos ambientales principalmente en la categoría de impacto cambio climático y reducción de la capa de ozono. El compostaje reduce las categorías tóxicas como son la toxicidad humana y la ecotoxicidad.

La incineración a su vez, genera un beneficio ambiental por el desplazamiento de la producción de electricidad a partir de gas natural. Así, en los escenarios con mayor alimentación a este tratamiento, 4CA y 5CA, este tratamiento presenta beneficios ambientales en la categoría de impacto cambio climático. No obstante, las emisiones producidas durante el proceso tienen gran relevancia en la acidificación y la eutrofización del medio, así como en la formación de agentes fotoquímicos.

La Figura 6.16 muestra la contribución de la gestión de cada fracción al impacto neto del tratamiento. La gestión de la fracción resto es aquella que más significativamente impacta en 4 de las 9 categorías analizadas. Salvo en el escenario PaP que es enviada a vertedero, en los demás escenarios es gestionada mediante incineración, generando un impacto relevante en la acidificación y eutrofización del medio, así como en la formación de agentes fotoquímicos. La gestión mediante vertedero, impacta significativamente en la reducción de la capa de ozono, derivado principalmente de las tareas de operación en planta.

### **6.4.2.4 Beneficios ambientales del reciclaje**

Tal y como se puede observar en la Figura 6.11, la valorización material a partir de la gestión separada de las fracciones inorgánicas como orgánicas resulta en beneficios ambientales netos, es decir, que los impactos producidos son menores que los impactos evitados (valor negativo en la gráficas).

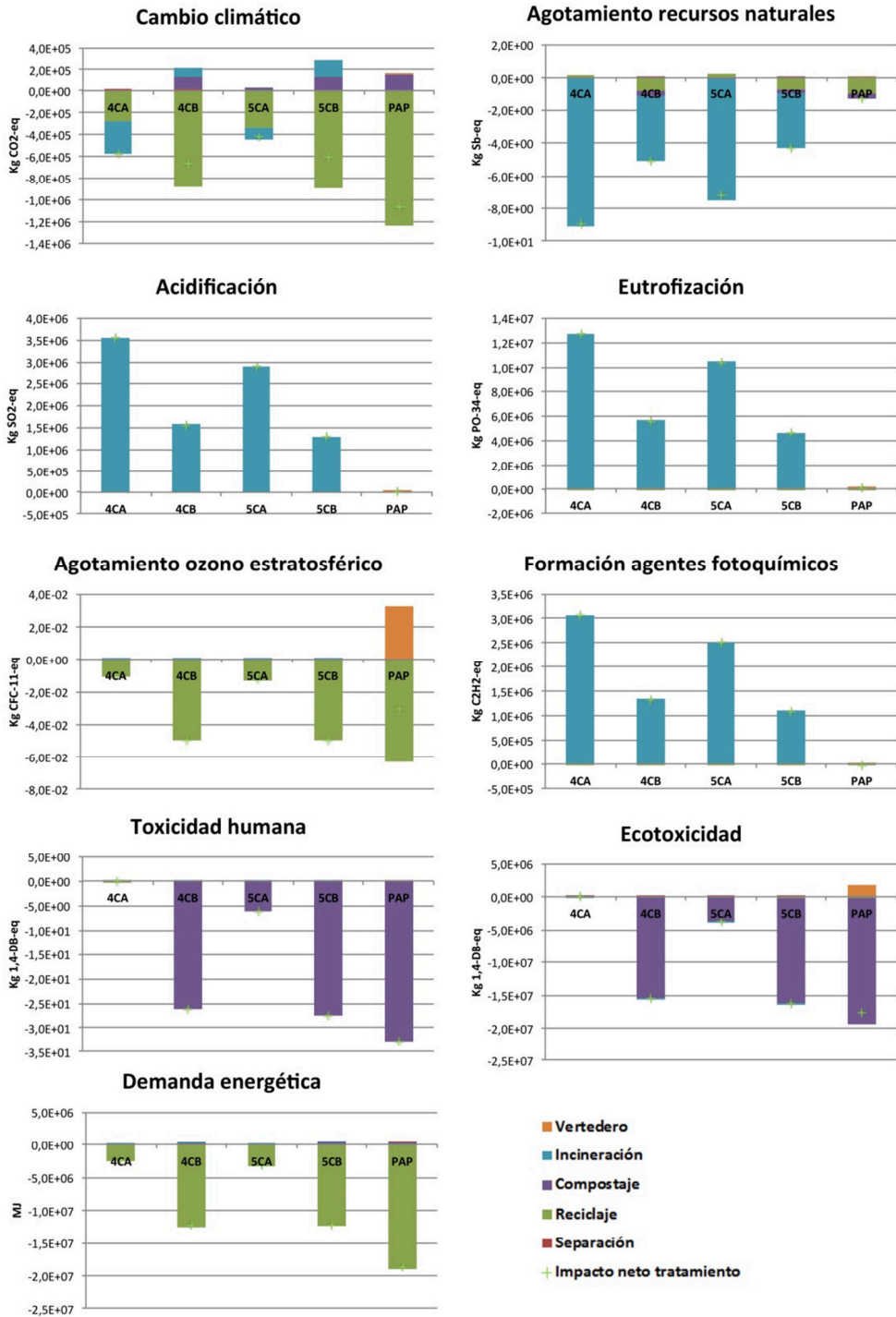


Figura 6.15. Contribución de los distintos tratamientos al impacto global

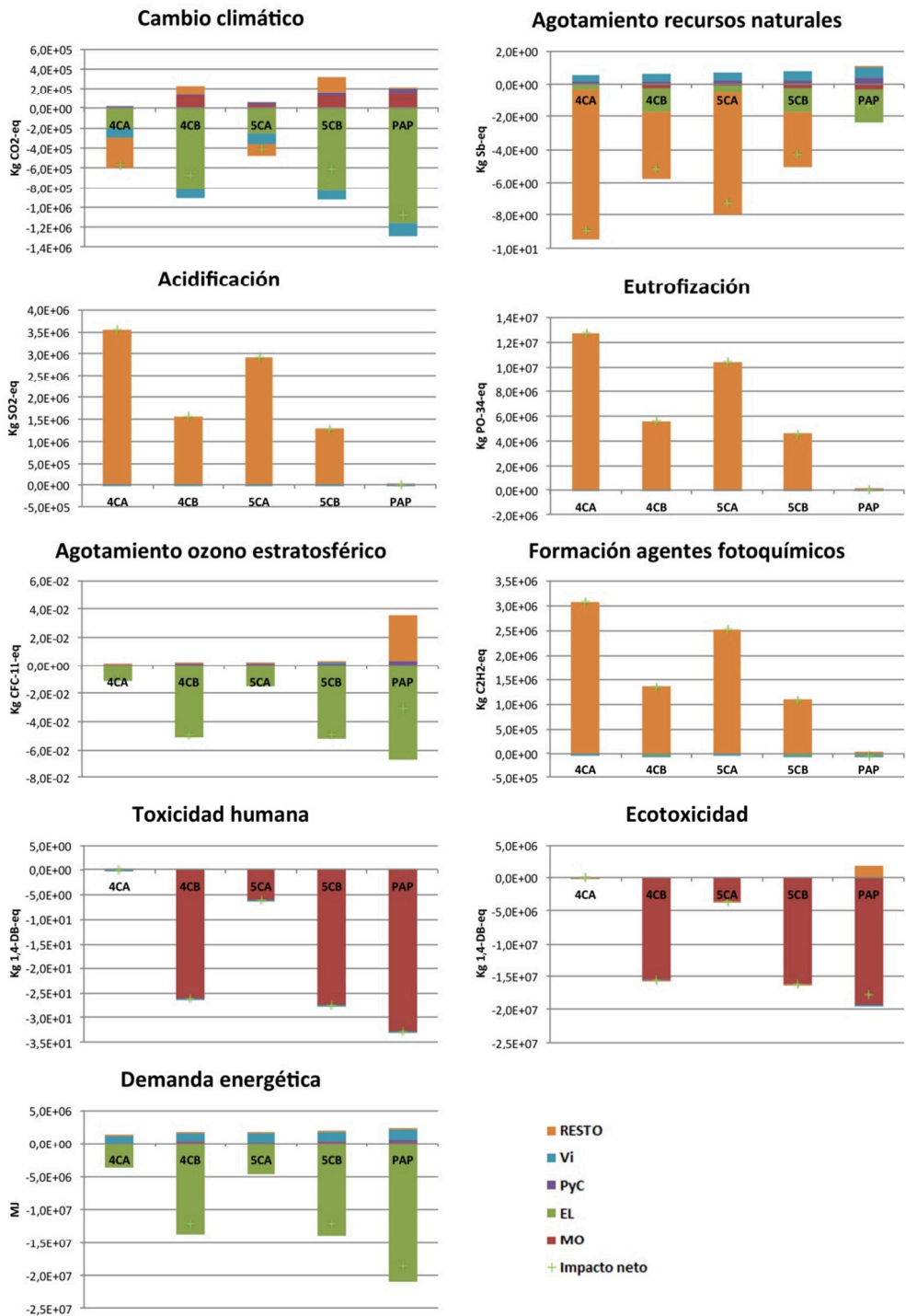


Figura 6.16. Contribución de la gestión final de cada fracción al impacto global

Dado que todos los escenarios realizan la gestión separada de la mayoría de las fracciones, todos muestran beneficios ambientales. Sin embargo, la magnitud de este efecto varía según el escenario. El beneficio ambiental neto se ve condicionado por dos aspectos: el proceso de reprocesamiento escogido y la cantidad de residuo gestionado.

En este estudio no se han comparado distintas tecnologías de reprocesamiento. Si se ha analizado el impacto neto del grado de recogida selectiva de los distintos sistemas.

Así, aquellos sistemas con mayor nivel de separación presentan mayor beneficio ambiental. La Figura 6.17 muestra el desglose de los impactos de los procesos de reciclaje e incineración respectivamente. Los impactos se distribuyen entre impactos evitados por la expansión del sistema y los impactos generados aguas arriba y durante la operación de los procesos.

Los escenarios que incluyen el tratamiento previo de la fracción resto mediante una TMB (escenarios B), ven aumentado significativamente su beneficio ambiental. Por ejemplo en la categoría de impacto cambio climático los escenarios 4CA y 5CA (escenarios sin tratamiento previo de la fracción resto) presenta un impacto neto positivo, es decir, los impactos producidos son mayores que los impactos evitados.

Por el contrario los escenarios 4CB y 5CB, presentan impactos netos negativos, al igual que el escenario PaP. Estos tres escenarios presentan niveles de separación muy superiores a los escenarios 4CA y 5CA. Existe una correlación directa entre el nivel de separación de las fracciones y la contribución al cambio climático.

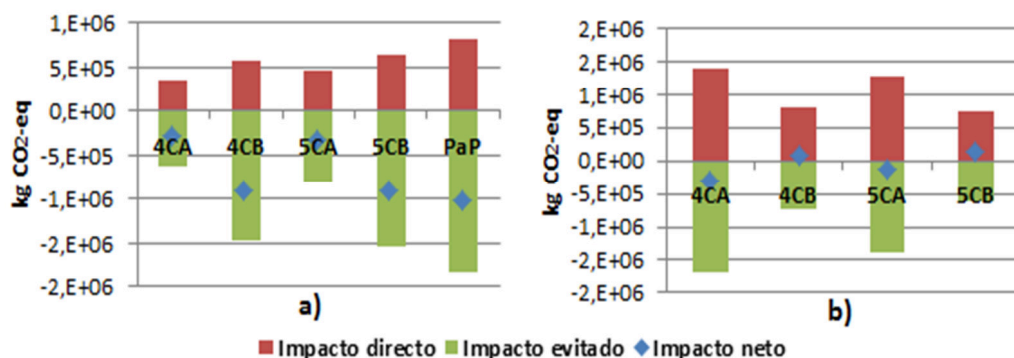


Figura 6.17. Impacto neto, generado y evitado en la categoría cambio climática para: a) procesos de reciclaje, b) procesos de incineración.

## 6.5 Conclusiones

La estrategia de gestión implantada a nivel municipal (sistema de recogida) y a nivel territorial (sistema de tratamientos) pretende alcanzar unos objetivos de valorización de residuos. Es por ello esencial determinar si la vía escogida cumple con dichos objetivos, para en caso contrario identificar nuevas vías de gestión.

Los indicadores de rendimiento e impacto permiten realizar dicho seguimiento. Para ello se debe contar con información relativa a la caracterización de la generación, caracterización de la composición e información relativa al uso de los recursos. Esta información cuanto más local sea mayor representatividad tendrán los resultados, dado que si la información complementaria dista mucho de representar las condiciones locales (composición de los residuos generados, rendimientos de las instalaciones de tratamiento,...) los resultados obtenidos no permitirán tomar acciones de mejora en el sistema.

Los indicadores de rendimiento muestran, que en aras de potencia la valorización material, el sistema tradicional basado en cuatro contenedores (4C) no ha funcionado con el paso de los años, salvo para la fracción vidrio.

La introducción de la materia orgánica a la recogida selectiva de residuos parece marcar la diferencia entre los sistemas. Esta fracción es aquella con mayor presencia en la bolsa de basura por lo que los sistemas que favorecen su recogida selectiva presentan muy buenos resultados.

Los resultados muestran, que aún hoy la participación activa de la ciudadanía es un factor que debe potenciarse. Los sistemas voluntarios de recogida selectiva completos (5C) no presentan los resultados esperados en lo que a recogida selectiva de la materia orgánica se refiere. Por el contrario, el sistema puerta a puerta, bien por ser un sistema obligatorio o bien por acercar los puntos de depósito a la ciudadanía, muestra resultados que no deben tomarse a la ligera, recogiendo casi el 100% de la fracciones selectivamente y con un alto grado de calidad.

Complementariamente a los sistemas de recogida más completos, la implantación de instalaciones de preparación para el tratamiento como el tratamiento mecánico biológico (TMB) aumenta considerablemente el porcentaje de residuos enviado a tratamientos de reciclaje, reduciéndose la fracción enviada a incineración y vertedero. No obstante, cabe matizar, que la calidad de dichas fracciones es mucho menor que la obtenida mediante el sistema de recogida.

Por otro lado, y dado que hacer frente al cambio climático y establecer políticas que favorezcan la reducción del mismo es una estrategia prioritaria, el indicador de impacto más común es la contribución al cambio climático (kg CO<sub>2</sub>-eq). Esta categoría de impacto tiene la ventaja de ser la única categoría de impacto estandarizada, es decir, que sea cual sea la metodología de evaluación escogida, los factores de caracterización siempre están basados en los potenciales aprobados por el panel intergubernamental del cambio climático (IPCC) (ILCD, 2011). No obstante, la representatividad de este indicador como indicador del desempeño ambiental del sistema es relativa (Merrild, 2009). Otras categorías de impacto son más difíciles de comparar pues el enfoque de una metodología a otra cambia significativamente. Es por ello, que la Plataforma Europea del Análisis de Ciclo de Vida, realizó un recomendación relativa a la metodología más adecuada para cada categoría de impacto (ILCD, 2010).

Los resultados del estudio de ACV realizado en el marco de esta tesis, muestran que de entre las categorías de impacto analizadas, el cambio climático únicamente muestra un correlación significativa con la acidificación y eutrofización del medio, la formación de agentes fotoquímicos y la demanda energética del sistema (correlación de Pearson significativa, Tabla B.6). Así, todas ellas aumentan al verse aumentado la contribución del cambio climático.

La Figura 6.11 muestra que es el tratamiento el componente de la gestión que controla el impacto producido las tres primeras categorías, acidificación, eutrofización y formación de agentes fotoquímicos. De acuerdo con esto, la figura muestra que es la incineración de residuos el tratamiento que de mayor manera contribuye en dichas categorías. Así, estas categorías disminuyen cuando la estrategia de gestión se enfoca hacia la valorización material de los residuos, y aumentan con un enfoque de valorización energética (Tabla B.6).

Por tanto, se puede concluir que las categorías de impacto cambio climático, acidificación, eutrofización y formación de agentes fotoquímicos tienen relación directa con el enfoque de gestión escogido, valorización material o valorización energética. Así, cuando el enfoque sea la valorización material estas categorías disminuirán, mientras que si la prioridad pasa por la valorización energética, estas categorías se verán aumentadas.

En el caso de la demanda energética del sistema, la Figura 6.11 muestra que es la recogida el componente con mayor contribución al sistema. Si bien, esta categoría a su vez tiene correlación directa con el enfoque escogido, parece que el vector

principal responsable de los impactos derivados son los aspectos energéticos del sistema. Así, en la componente recogida es el consumo energético el vector ambiental responsable de todos impactos (Figura 6.13).

Para las categorías de impacto agotamiento de recursos naturales, agotamiento del ozono estratosférico, toxicidad humana y eco-toxicidad, el cambio climático no es representativa (correlación de Pearson no significativa, Tabla B.6).

Por otro lado, las categorías de impacto toxicidad humana y ecotoxicidad están significativamente relacionadas (correlación de Pearson significativa, Tabla B.6). La Figura 6.11 muestra que es el tratamiento la componente controlante en ambas categorías. Asimismo, la Figura 6.15 muestra que es el compostaje aquel tratamiento que mayor beneficio ambiental genera en esta categoría.

De entre las categorías analizadas, estas pueden clasificarse en categoría de impacto no-tóxicas y categorías de impacto tóxicas. Las categorías de impacto cambio climático, agotamiento de recursos naturales, acidificación y eutrofización del medio, formación de agentes fotoquímicos agotamiento del ozono estratosférico y demanda energética se clasifican en categorías no-toxicas, mientras que la toxicidad humana y la ecotoxicidad en categorías tóxicas.



# INTEGRACIÓN DE LA INFORMACIÓN PARA PROCESOS DE TOMA DE DECISIÓN

---

*Los procesos de toma de decisión necesitan información que avalen las decisiones tomadas para no caer en medidas imparciales que pongan en peligro el medio ambiente, la salud humana y el estado del bienestar.*

*En el marco de la gestión de residuos son muchas las acciones que se deben emprender para avanzar hacia estrategias más sostenibles. Desde el diseño de las campañas de prevención y sensibilización, pasando por la implantación de modelos de recogida, hasta la construcción de las instalaciones de gestión final de los residuos.*

*Todas las etapas necesitan de información relativa a qué, cuánto, porqué, y cómo se está generando, así como información relativa al impacto social, ambiental y económico de cada recursos.*

*En este Capítulo se analiza qué información puede ser extraída de cada etapa y la completitud de la misma. El objeto final es definir qué grado de conocimiento se tiene de un escenario y qué posibilidades de análisis presenta.*



## 7.1 Introducción

La inmensidad de artículos publicados en revistas científicas de alto impacto constituye una manifestación clara del aumento del interés por parte de la comunidad científica en los datos relativos a la generación y gestión de los residuos.

Con el objetivo de conocer la utilización de la información que se hace, se ha realizado una búsqueda en la base de datos *Science direct* y revistas específicas del SAGE, con los siguientes criterios:

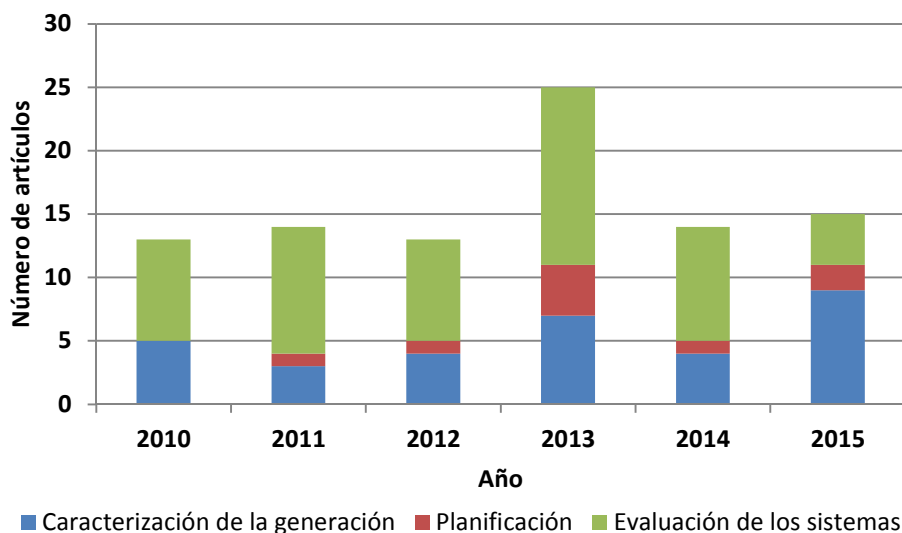
- *Keywords: municipal solid waste, management*
- Período: 2010-2015

De acuerdo a estos criterios se han identificado 91 artículos (Tabla C.1). Estos artículos se han clasificado según el objetivo que pretendían abordar (Tabla 7.1). La Figura 7.1 muestra el número de artículos encontrado para cada categoría.

**Tabla 7.1.** Criterios de clasificación de los artículos

<b>Objetivo principal</b>	<b>Objetivo secundario</b>
Caracterización de la generación	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Cuantificación</li> <li>• Composición</li> <li>• Análisis (predicción)</li> </ul>
Planificación	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Localización de recursos</li> <li>• Optimización de sistema</li> </ul>
Evaluación del sistema	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Indicadores de rendimiento</li> <li>• Indicadores de sostenibilidad</li> <li>• Análisis global</li> </ul>

Tres son los principales usos que se hace de la información. Por un lado, la información se utiliza con el objetivo de *caracterizar la generación*, bien la generación actual (cuantificación y composición), bien como punto de partida para predicciones futuras. Por otro lado, son muchos los trabajos relativos a la *evaluación del sistema* mediante indicadores de rendimiento o indicadores de impacto. Por último, y con menor presencia existen trabajos relativos a la *planificación* de las distintas etapas de la gestión de residuos mediante la construcción de modelos y su posterior validación.



**Figura 7.1.** Objetivo de los artículos de la Tabla C.1

Se observa, por tanto, la importancia que tienen los datos en el marco de la gestión de residuos. Los datos son la clave para la planificación a nivel local y territorial. Son necesarios para determinar el diseño óptimo de los sistemas de recogida (determinar número y características de los puntos de depósito y optimizar los recursos) y para definir las estrategias de gestión final de los residuos. Son igualmente esenciales para definir las campañas de prevención de la generación. Los datos de residuos son fundamentales para establecer el marco jurídico, la gestión y planificación a todos los niveles de gobierno.

A pesar de que algunos investigadores afirman (Bianchini *et al.*, 2011) que unos datos de calidad aseguran una buena planificación, la aplicación que se hace de éstos es igualmente importante. Por ejemplo, el modelado de las distintas etapas de la gestión de residuos con unos datos de calidad constituye una herramienta fundamental para que un territorio conozca su nivel de sostenibilidad en materia de residuos y pueda establecer medidas correctoras adecuadas.

A lo largo de esta tesis se han descrito y modelado los distintos procesos que forman una gestión integral de residuos, desde la generación hasta el tratamiento final. Todos y cada uno de los modelos son una fuente importante de información necesaria para los procesos comunicativos y de toma de decisión.

## 7.2 Extracción de la información en el sistema de gestión de residuos

### 7.2.1 Caracterización de la generación

En el Capítulo 3 se ha definido la *caracterización de la generación* como el proceso de recopilación de información relativa a la cantidad (cuantificación de la generación) y la composición de residuos (caracterización de la composición).

La *cuantificación de la generación* tiene relación directa con el sistema de recogida, dado que el sistema de recogida implantado es aquel que define el conjunto de fracciones sobre las que se reporta directamente información (*qué*). Asimismo, es también el sistema de recogida el aspecto a partir del cual se podría extraer la información relativa al comportamiento de los usuarios en lo que a la gestión de residuos se refiere (*quién y cómo*).

Por tanto, las características fundamentales en lo que a información se refiere son dos:

- Identificación del usuario: *quién*
- Caracterización de lo depositado : *qué y cómo*

El principal objetivo de identificar al usuario es fomentar la corresponsabilización hacia el sistema. No toda la ciudadanía genera residuos de la misma manera, ni en lo que a cantidad ni tipo de fracción se refiere (Gallardo *et al.*, 2014). Conocer los distintos patrones de generación a lo largo de un escenario favorece una mejor planificación de los recursos necesarios. A su vez, identificar a los usuarios con su generación y su forma de depositar los residuos, permite aplicar tasas de residuos individualizadas mediante la implementación de programas de pago por generación. Asimismo, permite conocer las debilidades del sistema y en consecuencia el diseño *ad hoc* de campañas de prevención y sensibilización.

La identificación del usuario depende del sistema implantado. La identificación no es únicamente conocer quién utiliza el sistema, sino también la asignación de la generación por usuario. En los sistemas individuales cada usuario cuenta con su propio punto de depósito, por lo que la caracterización de la generación se simplifica ya que es inherente al sistema, identificando directamente el punto de depósito con el generador.

Por el contrario, en los sistemas colectivos el punto de depósito es accesible para un conjunto de usuarios, por lo que es necesario la utilización de sistemas complementarios que permitan la identificación del usuario.

En cuanto a la identificación se refiere (*quién*), actualmente las nuevas tecnologías TIC ofrecen la posibilidad de caracterizar prácticamente todos los sistemas existentes así como automatizar su identificación, mediante por ejemplo el uso de cerraduras electrónicas en los contenedores o *tags* en las bolsas depositadas.

En lo que a la cuantificación se refiere (*qué*), mediante los sistemas de identificación, es posible cuantificar la generación. La cuantificación puede ser realizada mediante sistemas de pesada, o estimarse mediante la cuantificación del número de bultos depositados, el volumen de los bultos, etc. La Figura 7.2 muestra alternativas del sistema de identificación y cuantificación.

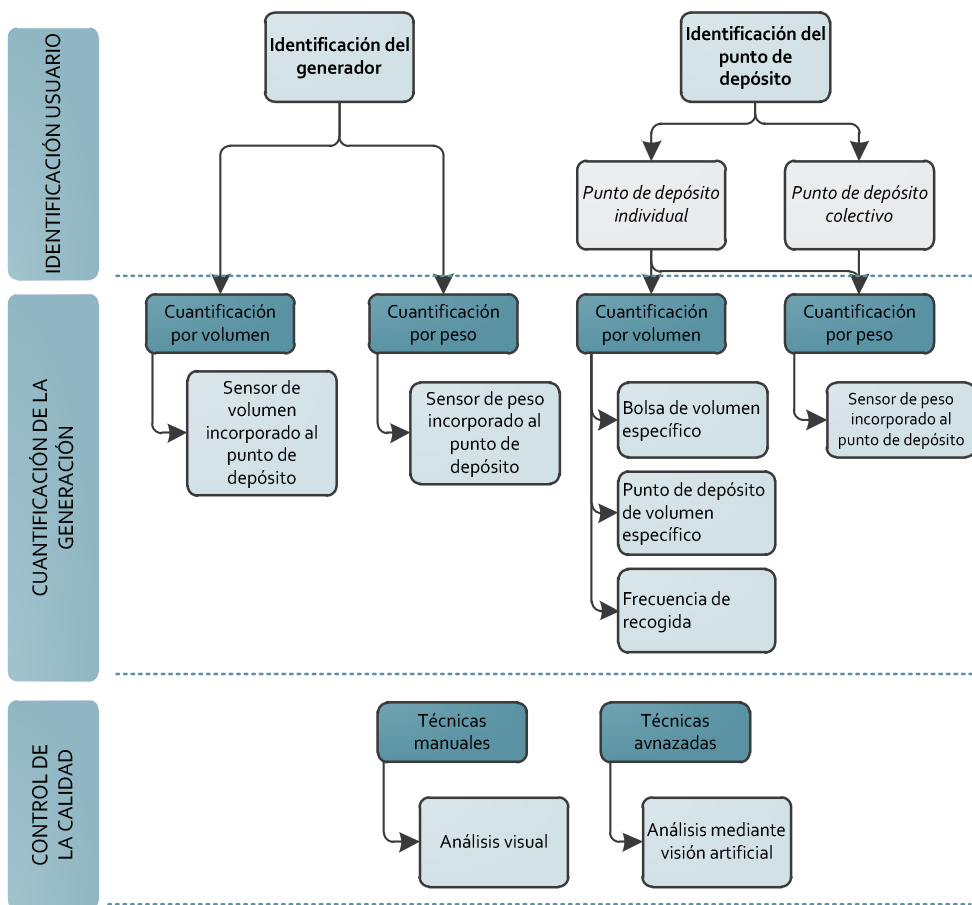


Figura 7.2. Alternativas del sistema de identificación y cuantificación

El análisis de la calidad de lo depositado (*cómo*) requiere de mecanismos de caracterización entre los que se encuentran los sistemas tradicionales (manuales) o los que usan tecnologías avanzadas tales la visión artificial, de aplicación actualmente en algunas plantas de clasificación (Wagland et al., 2012).

De acuerdo a los criterios expuestos, se han obtenido distintos escenarios de datos en relación a la cuantificación de la generación (Figura 7.3). A continuación se enumeran y describen brevemente cada tipo de escenario de datos.

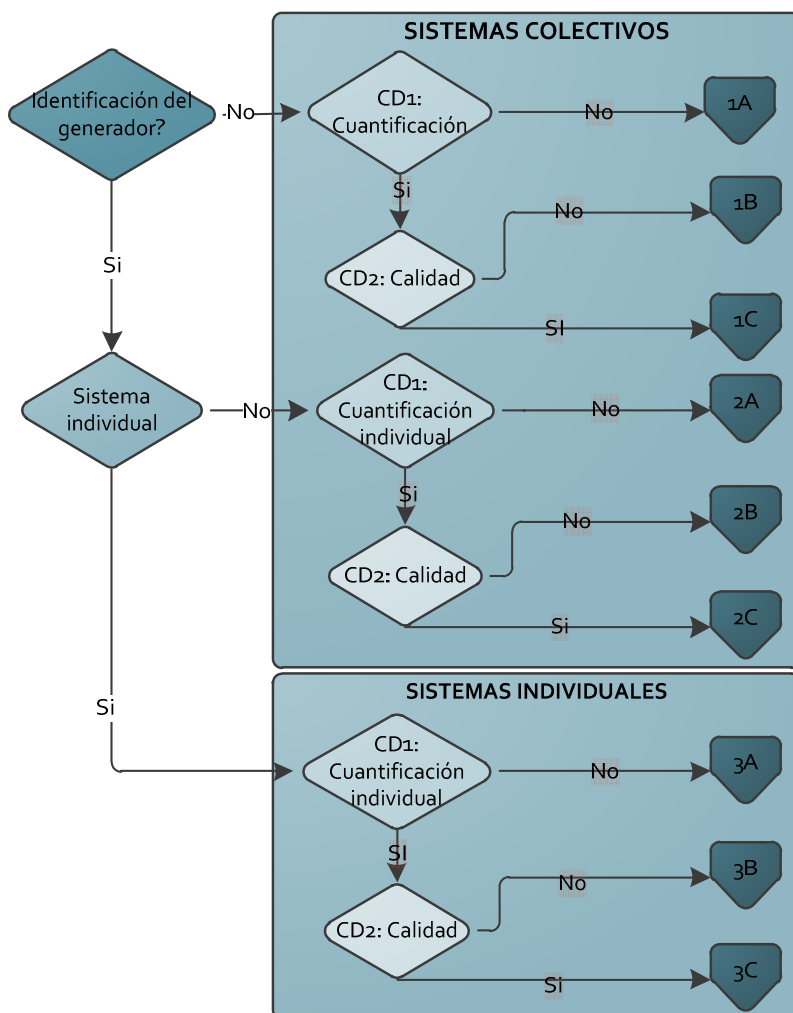


Figura 7.3. Escenarios posibles para la caracterización de la generación según criterios: identificación y sistema de control del depósito

- 1 A: Sistema de recogida colectivo sin identificación de usuarios y sin sistema de análisis del comportamiento en los puntos de generación. La cuantificación de la generación se realiza de manera conjunta para todo el escenario
- 1 B: Sistema de recogida colectivo sin identificación de usuarios con un sistema parcial de medida: cuantificación de la generación por cada punto de depósito
- 1 C: Sistema de recogida colectivo sin identificación de usuarios con sistema de medida de calidad: estimación de la generación y análisis de la calidad sobre el punto de depósito
- 2 A: Sistema de recogida colectivo con identificación del usuario pero sin análisis de la calidad del depósito
- 2 B: Sistema de recogida colectivo con identificación del usuario y un sistema parcial de medida: cuantificación de la generación
- 2 C: Sistema de recogida colectivo con identificación del usuario y un sistema de medida de calidad: cuantificación de la generación y análisis de la calidad sobre el punto de depósito
- 3 A: Sistema de recogida individual con identificación del usuario y sin sistemas de medida
- 3 B: Sistema de recogida individual con identificación del usuario y un sistema parcial de medida: cuantificación de la generación
- 3 C: Sistema de recogida individual con identificación del usuario y un sistema completo de medida: cuantificación de la generación y análisis de la calidad

### **7.2.2 Caracterización del escenario**

Además de contar con datos relativos a la generación de residuos, con el objetivo de realizar un seguimiento de las estrategias llevadas a cabo, es necesario caracterizar el escenario base. La caracterización del escenario engloba los siguientes aspectos:

- Caracterización de la composición.
- Caracterización del conjunto al que se da servicio

Mediante la *caracterización de la composición* se fija el escenario base de generación, es decir, se determina la distribución de la generación mediante la identificación de las fracciones que se están generando en el escenario.

Con información aislada relativa únicamente a la cuantificación de la generación no es posible determinar la efectividad del sistema, dado que únicamente se tendría conocimiento relativo al peso de las distintas fracciones en relación a la generación total (Gallardo *et al.*, 2010). Es por tanto necesario conocer la composición de la generación real.

Por otro lado, es importante determinar cuáles son los factores conducentes de la generación. Dilucidar qué elementos, ya sean naturales o forzados mediante legislación, favorecen ciertos comportamientos frente la generación o reducción de residuos, permite establecer hojas de ruta y medidas de corrección. Es por tanto fundamental caracterizar el escenario mediante factores culturales, sociales, demográficos, medioambientales y económicos, entre otros.

La *caracterización del conjunto* al que se da servicio engloba determinar las características del grupo de usuarios del sistema con el objeto de poder determinar los factores conducentes de la generación, así como estratos de la ciudadanía con distintos comportamientos hacia el sistema. Ésta puede realizarse a distintos niveles como por ejemplo a nivel de cada hogar, a nivel municipal o a nivel territorial. La caracterización cuanto más ahonde en el conjunto, mejores medidas correctoras se podría implantar, como por ejemplo campañas de prevención o la optimización de los puntos de depósito.

La Figura 7.4 muestra los distintos escenarios de datos relativos a la caracterización del escenario.

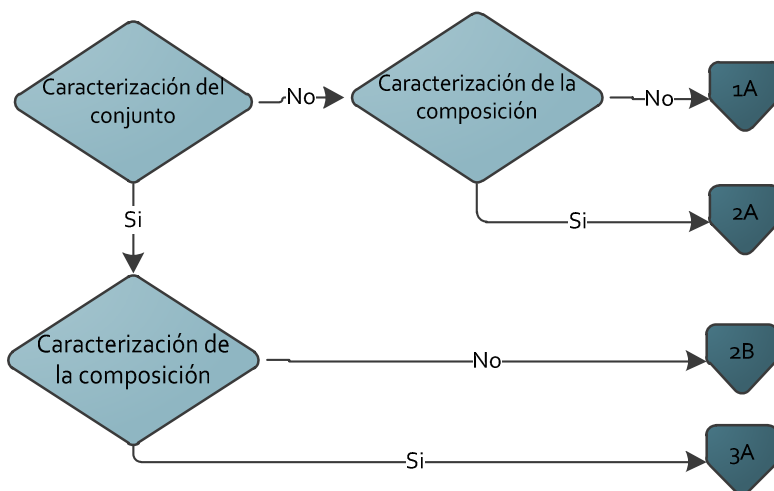


Figura 7.4. Escenarios de datos posibles relativos a la caracterización de los escenarios

De este árbol de posibilidades surgen cuatro escenarios:

- 1 A: escenario sin caracterización del conjunto, ni de composición
- 2 A: escenario caracterizado mediante la composición de la generación
- 2 B: escenario con caracterización del conjunto
- 3 A: escenario con caracterización del conjunto y caracterización de la composición

La aplicabilidad y veracidad de los resultados de la eficiencia de los sistemas está directamente relacionada con la calidad de los datos utilizados. La calidad de los estudios de composición es un factor clave a la hora de la interpretación de los resultados posteriores.

La calidad de los datos, hace referencia a las características específicas de los datos expresadas mediante información relativa a la rigurosidad del estudio (número de puntos de depósito analizados y representatividad de la población), correlación temporal (año del estudio) y geográfica (área representativa), y alcance (nivel de profundidad del estudio).

Por otro lado, es importante contar con información relativa al proceso de obtención de dichos datos, dado que la metodología seguida para establecer el resultado final condicionará significativamente la aplicabilidad de los datos. Entre las características del proceso de recopilación de datos resaltan:

- Proceso de adquisición de datos (medidos, estimados,...)
- Procesos de análisis de la incertidumbre de los datos (representatividad de la población de estudio, número de puntos analizados,...)

La plasmación de los criterios expuestos, se realiza mediante el uso de la *matriz de Pedigree* inspirada en Funtowicz y Ravetz (1990). La calidad de los estudios de composición se expresa mediante la relación con los distintos objetivos establecidos a través de los distintos indicadores los cuales especifican la calidad de los datos en relación con la forma en que se utiliza en el estudio.

A continuación se describen los distintos indicadores encontrados relevantes a la hora de describir la calidad de los estudios realizados:

- *Rigurosidad*: el indicador rigurosidad describe la representatividad del estudio realizado, es decir, analiza los puntos de muestreo caracterizados. En la realidad es imposible analizar todos y cada uno de los puntos de

generación, no obstante, es necesario obtener una muestra representativa que evite el sesgo en los resultados

- *Alcance*: el indicador alcance comprende el nivel de profundidad del estudio. Cuanto mayor nivel de detalle se obtenga, mayor grado de conocimiento y mejora se alcanzarán. Este indicador está directamente relacionado con la matriz de caracterización utilizada. El nivel más ambicioso es aquel que describe cada fracción secundaria mediante su composición elemental, y así permite establecer correlaciones ambientales en los tratamientos finales. Los estudios menos ambiciosos únicamente comprenden la cuantificación de las fracciones principales. Entre un nivel y otro están los estudios que comprenden una matriz de caracterización compleja con discriminación entre fracciones secundarias y que a su vez ahondan en características claves para la gestión final como son el poder calorífico de las fracciones y/o la relación en el carbón biogénico y fósil de las fracciones
- *Periodicidad*: este indicador representa la periodicidad con la que se llevan a cabo los estudios de caracterización de la composición, con el objetivo de poder analizar las fluctuaciones derivadas del efecto de la estacionalidad o cambios en los sistemas de producción, entre otros. Los procesos de producción pueden variar reduciendo la presencia de algunas fracciones (por ejemplo, el papel por la incursión de sistemas electrónicos de almacenamiento de la información) o aumentando la presencia de otras (por ejemplo, cápsulas de café)
- *Correlación temporal*: este indicador representa la correlación temporal entre el año del estudio (año en que se utiliza el dato) y el año de la obtención del dato (cuando se hizo la caracterización). Este indicador tiene como objeto analizar la variación de la composición desde el año del estudio con respecto al año de aplicación de los datos
- *Correlación geográfica*: el indicador de correlación geográfica ilustra la relación entre el área de aplicabilidad de los datos y el área geográfica para el que se obtuvieron éstos. La composición puede variar significativamente de un lugar a otro, así como de una escala a otra (por ejemplo, estudio a nivel regional y aplicación municipal). Esto se debe principalmente a la diferencia en los procesos productivos o a las medidas de prevención establecidas, con consecuencias directas en el tipo de residuos generados

La Tabla 7.2 muestra los indicadores y el rango de puntuación.

**Tabla 7.2.** Criterios de calidad de la caracterización de la composición basado en la *matriz de Pedigree*

Puntuación del indicador	1	2	3	4	5
<b>Rigurosidad</b>	Muestra representativa de puntos de muestro y durante un periodo suficiente de tiempo para contrarrestar las fluctuaciones	Muestra representativa de menos los puntos de depósito pero con periodo de muestreo adecuado	Muestra representativa de puntos de depósito pero con discreta periodicidad	Muestra representativa de pocos puntos de depósito y escasa periodicidad	Representatividad desconocida o muestreo incompleto
<b>Alcance</b>	Composición elemental	Fracciones secundarias y características clave gestión final	Fracciones secundarias	Fracciones primarias y características clave gestión final	Fracciones primarias
<b>Periodicidad</b>	Mensual	Semestral	Anual	Menor que cinco años	Mayor que cinco años o desconocido
<b>Correlación temporal</b>	Año estudio	Menos de tres años de diferencia con el año del estudio	Menos de cinco años de diferencia con el año del estudio	Menos de diez años de diferencia con el año de estudio	Temporalidad desconocida o mayor de diez años
<b>Correlación geográfica</b>	Datos originarios del escenario de aplicación (misma escala)	Datos de una escala mayor donde el escenario de aplicación está incluido (escala comarcal-escala municipal)	Datos de una escala mayor que el escenario de aplicación (escala territorial-escala municipal)	Datos de un escenario con condiciones de generación similares	Datos de escenario desconocido o de condiciones muy diferentes

### 7.2.3 Uso de recursos

Evaluar los impactos ambientales derivados de los recursos utilizados requiere un conocimiento exhaustivo, bien de la naturaleza del proceso bien del residuo gestionado. En el contexto de Análisis de Ciclo de Vida y la gestión de residuos, para cuantificar los posibles efectos negativos provocados sobre el medio ambiente y la salud humana es necesario contar con información relativa a la naturaleza de los residuos además de información relativa a las características propias de las infraestructuras utilizadas (Doka, 2009a). El término recurso se refiere a los recursos tecnológicos utilizados, como por ejemplo los camiones de la recogida o las plantas receptoras de residuos.

Cuantificar los impactos ambientales derivados del uso de recursos puede realizarse tanto a nivel global como a nivel específico. Los estudios a nivel global evalúan el impacto del recurso utilizado teniendo en cuenta la cantidad, independientemente del residuo gestionado, mientras que los estudios específicos tienen además en cuenta las características de los residuos gestionados, permitiendo realizar una evaluación a nivel elemental.

Por tanto se diferencian dos tipos de estudios:

- *Estudios macro*: análisis global del uso de los recursos sin tener en cuenta las características propias de los residuos
- *Estudios micro*: análisis específicos del uso de los recursos teniendo en cuenta las características propias de los residuos

En este sentido se describen tres escenarios relativos a la información sobre el uso de recursos (Figura 7.5):

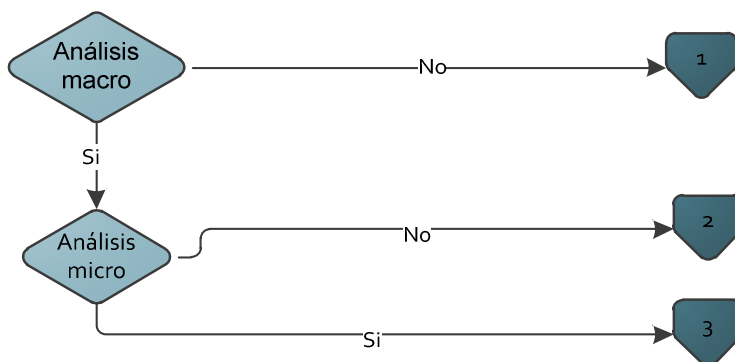


Figura 7.5. Escenarios de datos relativos a la caracterización del uso de recursos

- 1: escenario donde no se conocen el rendimiento de los recursos propios
- 2: escenario con estudio a nivel global de los recursos del sistema
- 3: escenario con estudios específicos de los recursos del sistemas

Los inventarios de datos necesitan también de un control de calidad de los datos. A nivel internacional está reconocida la aplicación de la matriz de *Pedigree* (Tabla 7.3) propuesta por (Weidema y Wesnaes, 1997) como herramienta de determinación de la calidad.

## 7.3 Uso de la información

La información disponible así como la información proveniente de otras fuentes de información se ha aplicado para la identificación de los factores conducentes de la generación y la predicción de la generación (Capítulo 5) y la evaluación de los sistemas de gestión (Capítulo 6).

En este apartado se describirán brevemente los distintos usos que se pueden hacer de la información, y se analizará la aplicabilidad de los resultados obtenidos en los Capítulos 5 y 6.

### 7.3.1 Identificación de los factores conducentes de la generación

Identificar los factores que promueven ciertos comportamientos frente a los sistemas de gestión de residuos, es esencial para poder planificar campañas *ad hoc* que promuevan un cambio de hábitos (por ejemplo promover el reciclaje de cierta fracción), así como para poder conocer el impacto que tendría un cambio en las características de la sociedad en la gestión de residuos.

En el Capítulo 5 se han identificado para los municipios de Bizkaia los factores socio-económicos más influyentes en relación con la generación *per cápita* de residuos domésticos. Estudios a dicho nivel permiten estimar el efecto que podrían tener los cambios socio-económicos en la generación futura.

**Tabla 7.3.** Criterios de calidad de los datos para los inventarios de ciclo de vida basado en la matriz de Pedigree propuesta por (Weidema y Wesnaes, 1997)

Puntuación Indicador	1	2	3	4	5
<b>Fiabilidad</b>	Datos verificados basados en medidas	Datos verificados basados parcialmente en suposiciones o en medidas no verificados	Datos no verificados basados parcialmente en suposiciones	Datos cualificados estimados	Datos estimados
<b>Rigurosidad</b>	Datos representativos de una muestra relativa a suficientes puntos de muestreo para un periodo adecuado para evitar las fluctuaciones	Datos representativos de una muestra menor pero para un periodo adecuado	Datos representativos de una muestra y periodo menor	Datos representativos de una muestra y periodo menor o datos incompletos de una muestra adecuada	Datos desconocidos o datos incompletos
<b>Correlación temporal</b>	Menos de tres años de diferencia con el año de estudio	Menos de seis años de diferencia	Menos de diez años de diferencia	Menos de quince años de diferencia	Temporalidad desconocida, o mayor de quince años
<b>Correlación geográfica</b>	Datos de área de estudio	Datos medios de un área mayor que comprende el área bajo estudio	Datos de un área con las mismas condiciones de producción	Datos de un área con condiciones similares	Datos de un área desconocida o con de condiciones muy diferentes
<b>Correlación tecnológica</b>	Datos de la instalación bajo estudio	Datos de instalaciones con misma características pero de otra empresa	Datos de la instalación bajo estudio pero con distintas tecnología	Datos de otra instalación pero con la misma tecnología	Datos sin relación tecnológica

Sin embargo, conocer la generación a niveles inferiores (nivel hogar) combinado con la caracterización de los distintos estratos, tiene un potencial urbanístico mayor, dado que permite identificar factores más precisos, tales como tipo de familia, edad, incluso género, etc. para el diseño de campañas tanto de prevención como de sensibilización.

### **7.3.2 Predicción de la generación**

La planificación de uso de los recursos requiere información relativa a la generación de residuos. Conocer las tendencias de la generación es imprescindible bien la para la gestión municipal (estimación de los puntos de depósito, frecuencias de recogida,...) así como para la gestión supramunicipal de las necesidades de tratamiento.

En el Capítulo 5 se muestra el modelo desarrollado en esta tesis que permite estimar la generación de residuos a corto plazo (a un año vista) en base a factores socio-económicos, herramienta muy útil para mejorar en la planificación de los recursos.

### **7.3.3 Evaluación ambiental del sistema**

La evaluación ambiental del sistema permite cuantificar distintos impactos ambientales con consecuencias directas en el medio ambiente y la salud humana. Asimismo, permite conocer el efecto de las distintas estrategias de gestión y establecer la mejor estrategia posible.

En el Capítulo 6 se ha realizado un estudio de ACV con el objetivo de evaluar y comparar distintas estrategias de gestión. Para la consecución del estudio se ha utilizado información relativa a la caracterización de la generación y del uso de los recursos.

### **7.3.4 Eficiencia técnica del sistema**

El análisis de la eficiencia técnica del sistema de gestión, permite obtener información relativa al grado de cumplimiento del objeto del sistema de gestión. Es decir, si un sistema está diseñado para maximizar la separación de las distintas fracciones, la eficiencia técnica mostrará como resultado el grado de cumplimiento.

En el Capítulo 6 se ha analiza la eficiencia técnica del sistema en base a un conjunto de indicadores: grado de fraccionamiento (GF), grado de separación (GS) y grado de recuperación (GR).

## **7.4 Análisis del estado de la información para el caso de estudio**

En este apartado se analiza la información disponible para el caso de estudio ahondando en la calidad de la información extraída en los Capítulo 3 y 4, y por tanto en la calidad de los resultados obtenidos en los estudio de predicción e identificación de los factores impulsores de la generación realizado en el Capítulo 5, y de evaluación del sistema de gestión integral llevado a cabo en el Capítulo 6.

### **7.4.1 Caracterización de la generación**

El escenario de partida es asimilable al 1 A (Figura 7.3), es decir, es un escenario donde la información obtenida es para el conjunto del área de estudio (en este caso nivel municipal), sin información relativa al usuario del sistema, ni con sistema de control de calidad. La cuantificación se realiza para el conjunto del área de estudio con información relativa a la distribución de las distintas fracciones primarias (grado de fraccionamiento).

### **7.4.2 Caracterización del escenario**

El escenario está caracterizado en las dos vertientes mencionadas: análisis del conjunto y análisis de la composición. El escenario se corresponde con el 3 A (Figura 7.4) a nivel municipal.

En lo relativo a la *caracterización del conjunto*, actualmente todos los municipios de Bizkaia están caracterizados con el mismo conjunto de variables macro-económicas (Tabla A.12), lo cual permite realizar estudios a nivel municipal para todo el territorio.

Por otro lado, en lo referente a la *caracterización de la composición*, las Tabla 7.4 y Tabla 7.5 presentan los índices de la matriz de Pedigree propuestos en la Tabla 7.2,

para la caracterización de la composición disponible en Bizkaia (3-4-5-4-1) y Gipuzkoa (3-4-4-1-4) respectivamente.

**Tabla 7.4.** Análisis de la calidad de la información relativa a la composición de Bizkaia 2003

<b>Indicador</b>	<b>Valor</b>	<b>Explicación</b>
<b>Rigurosidad</b>	3	El proceso de muestreo se realiza para distintos estratos definidos
<b>Alcance</b>	4	La caracterización de la composición se realiza únicamente hasta la distribución de las distintas fracciones secundarias en las fracciones primarias
<b>Periodicidad</b>	5	El plan de caracterizaciones tiene una periodicidad mayor de cinco años
<b>Correlación temporal</b>	4	El estudio se finalizó en el año 2003
<b>Correlación geográfica</b>	1	El estudio se realizó para el conjunto del territorio de Bizkaia

**Tabla 7.5.** Análisis de la calidad de la información relativa a la composición de Gipuzkoa 2012

<b>Indicador</b>	<b>Valor</b>	<b>Explicación</b>
<b>Rigurosidad</b>	3	El proceso de muestreo se realiza para distintos estratos definidos
<b>Alcance</b>	4	La caracterización de la composición se realiza únicamente hasta la distribución de las distintas fracciones secundarias en las fracciones primarias
<b>Periodicidad</b>	4	El conjunto de los estudios de caracterización se realiza con una periodicidad de cinco años más o menos
<b>Correlación temporal</b>	1	La caracterización se realiza en el mismo año que el año de referencia del estudio
<b>Correlación geográfica</b>	4	La caracterización utilizada corresponde a un escenario de generación similar a nivel territorial

La caracterización con mejor correlación geográfica es la de Bizkaia (*correlación geográfica: 1*) dado que es aquella con mayor cercanía al caso de estudio. No obstante, esta caracterización data de 2003 (*correlación temporal: 4*), casi 10 años antes a la fecha de aplicación dado que el plan de caracterizaciones tiene una temporalidad mayor de cinco años (*periodicidad: 5*).

La caracterización de Gipuzkoa tiene una peor correlación geográfica (*correlación geográfica: 4*) dado que no se corresponde con el escenario de caso de estudio. No obstante, esta fue realizada para el año 2012 (*correlación temporal:1*) debido a que

este territorio cuenta con un plan de caracterizaciones más actualizado (*periodicidad: 4*).

En lo que a rigurosidad se refiere, ambas caracterizaciones se realizan con el objeto de englobar la diversidad del conjunto para lo cual se analiza la generación de distintos estratos del conjunto (*rigurosidad: 3*). Por otro lado, ninguna caracterización se realiza a nivel elemental el último nivel de profundización son las fracciones secundarias (*alcance: 4*).

Por todo ello, para determinar los indicadores de rendimiento se ha optado por utilizar la caracterización de Gipuzkoa principalmente por la correlación temporal y sabiendo que no siendo el territorio del caso de estudio, es un territorio adyacente y se estima que sus condiciones de generación de residuos con muy similares al caso de estudio. Se entiende que en este caso el sesgo añadido a los resultados pueden ser mayores al utilizar una caracterización desfasada en el tiempo, caso de la de Bizkaia.

### 7.4.3 Uso de los recursos

En lo relativo al uso de los recursos, los datos utilizados provienen de fuentes bibliográficas dado que actualmente no se cuenta con datos locales (Tabla 7.7).

La correlación geográfica de los datos utilizados en referencia al área de aplicación es en todos los casos 5, dado que los escenarios de recursos utilizados corresponden a área geográficas con características muy distintas, en la mayoría de los casos países nórdicos.

**Tabla 7.6.** Análisis de la calidad de la información relativa a los inventarios de ciclo de vida de manera genérica

Indicador	Valor	Explicación
<b>Rigurosidad</b>	/	Estudios avalados por publicaciones científicas (se desconoce el proceso de toma de datos)
<b>Fiabilidad</b>	/	Estudios avalados con publicaciones científicas (se desconoce el conjunto de muestras analizadas)
<b>Correlación temporal</b>	1-2	Cargas ambientales de estudio actuales (menos de 3 y 6 años)
<b>Correlación tecnológica</b>	3-4-5	Los recursos se asemejan, pero la tecnología utilizada es muy diferente
<b>Correlación geográfica</b>	5	Cargas ambientales de escenarios muy diferentes al caso de estudio

La correlación tecnológica varía entre 3-4-5. Los modelos de recursos utilizados se asemejan a la tipología de recursos utilizados aquí (tratamientos, transporte,...), pero en ningún caso se ha utilizado información 100% similar a las tecnologías aquí implantadas. Las principales diferencias radican en las tecnologías de reciclaje, incineración, tratamiento mecánico-biológico y compostaje.

La correlación temporal se mueve entre 1 y 2. Se han utilizado modelos de recursos de grupos actuales.

En lo relativo a la fiabilidad y rigurosidad de los inventarios utilizados, todos ellos han sido avalados mediante publicaciones científicas de alto impacto, no obstante se desconoce si los datos han sido medidos o estimados así como el conjunto de muestras analizadas.

La consecuencia principal de la utilización de datos externos radica en no poder conocer con certeza el comportamiento del sistema implantado en Bizkaia. Los resultados muestran una tendencia en el comportamiento asumiendo que los tratamientos utilizados fuesen los mismos que los implantados en los países nórdicos.

## 7.5 Integración de criterios de calidad

A continuación se describen los distintos escenarios posibles. Con el objetivo de facilitar la comprensión de los escenarios, se han combinado las alternativas posibles de la caracterización del escenario y caracterización del uso de recursos en un mismo escenario denominado información complementaria. Las Figura 7.6 y Figura 7.7 muestran los posibles escenarios de información de partida.

La información complementaria es aquella información que permite entre otros:

- Diseñar de campañas de prevención y sensibilización *ad hoc*
- Identificar productos de bajo grado de reciclabilidad
- Identificar necesidades de ecodiseño en productos
- Detectar fallos en el sistema de recogida
- Cuantificar el impacto ambiental de los recursos utilizados

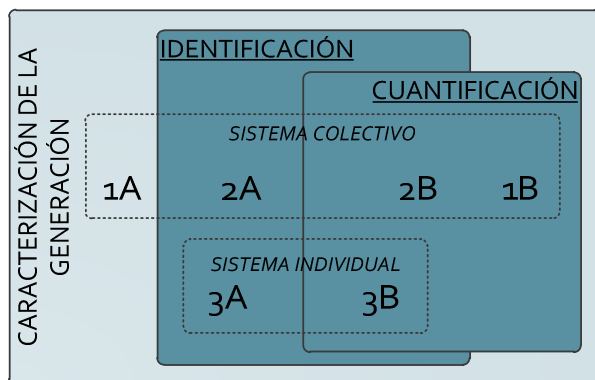


Figura 7.6. Escenarios posibles de la caracterización de la generación

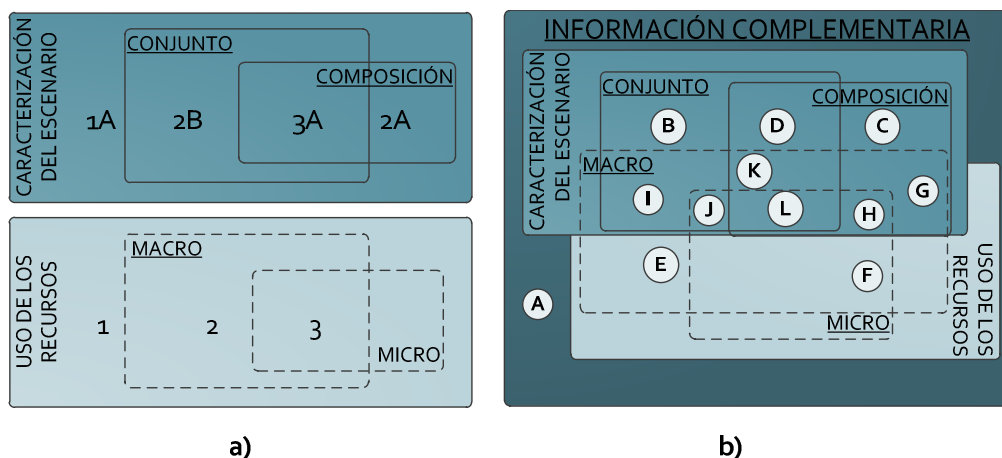














Figura 7.7. Escenarios posibles de la caracterización del escenario y uso de los recursos (a), y su combinación en información complementaria (b).

La Tabla 7.7 muestra la información complementaria contemplada en cada escenario de la Figura 7.7 y el semáforo de complejidad. La complejidad baja (semáforo verde) hace referencia a información obtenible de otras áreas de trabajo como son los portales estadísticos, o balances sencillos relativos a los recursos.

La complejidad media se refiere a alternativas donde los medios necesarios para obtener dicha información no son excesivos, como es la caracterización de la composición de la generación.

Por último, la complejidad alta es la que corresponde a aquellos escenarios donde se requiere de estudios exhaustivos para obtener la información como son los estudios a nivel elemental relativos al uso de recursos.

**Tabla 7.7.** Información complementaria de cada escenario y el semáforo de complejidad

Escenario	Características macro-económicas	Caracterización de la composición	Recursos macro	Recursos micro	Complejidad del escenario
A					
B	✓				
C		✓			
D	✓	✓			
E			✓		
F				✓	
G		✓	✓		
H		✓	✓	✓	
I	✓		✓		
J	✓		✓	✓	
K	✓	✓	✓		
L	✓	✓	✓	✓	

A continuación se presentan los escenarios potenciales a existir dependiendo la información disponible. Los escenarios se han construido de acuerdo a contar con la siguiente información:

- Identificación del usuario
- Sistema de cuantificación
- Sistema de control de calidad
- Caracterización del conjunto
- Caracterización de la composición de la generación del escenario
- Caracterización input-output macro de los recursos
- Caracterización input-output micro de los recursos

Esto ha resultado en la existencia de 72 escenarios que se presentan en la Figura 7.8.

Los escenarios del 1 al 36 son escenarios donde no se identifica al generador del residuo. No obstante, en algunos es posible realizar una cuantificación a nivel de punto de depósito (escenarios 13-24), y realizar a su vez hacer un control sobre el depósito (escenarios 25-36).

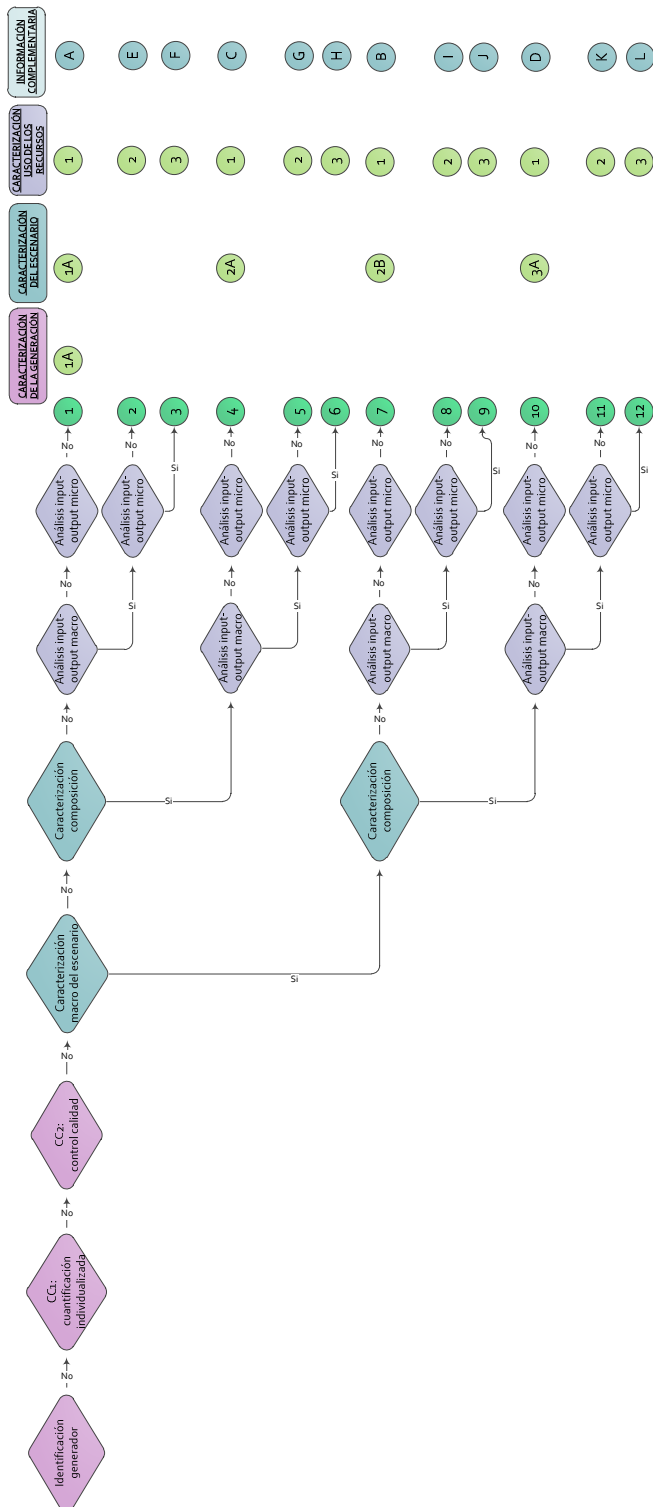
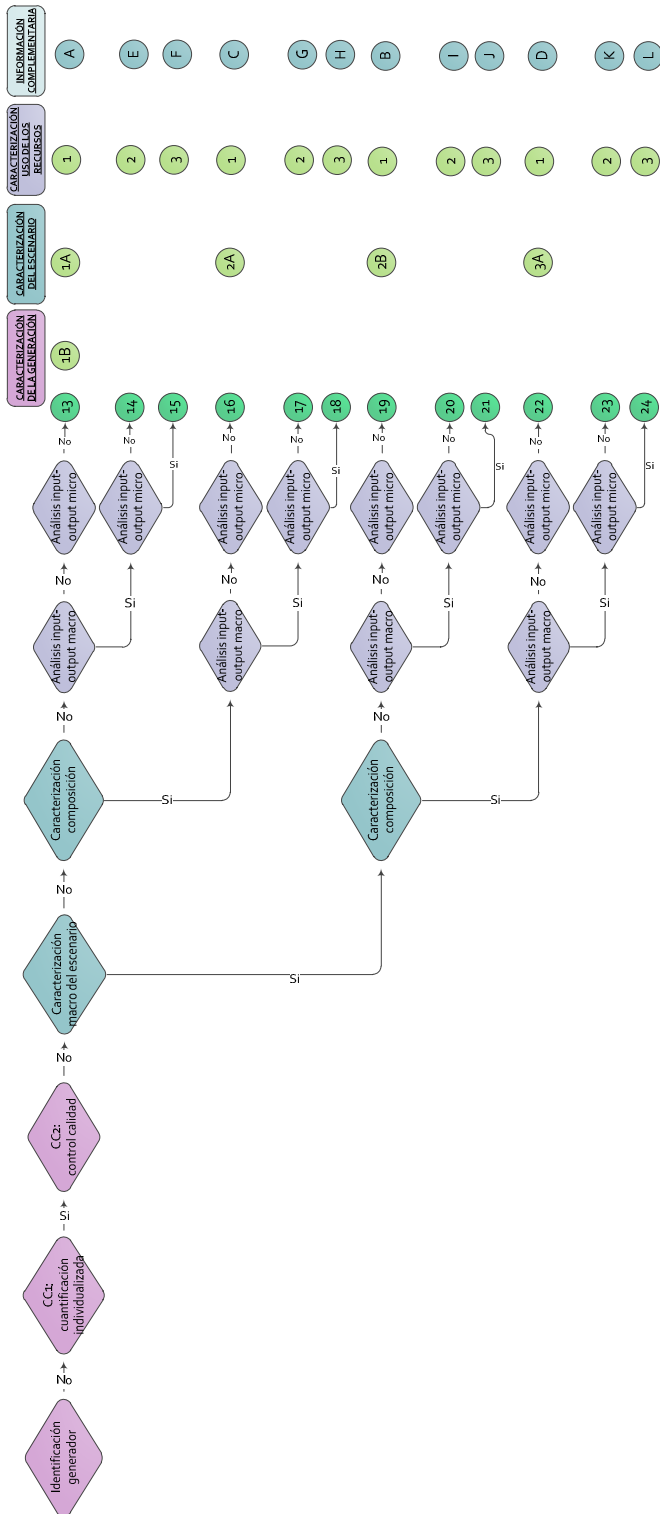
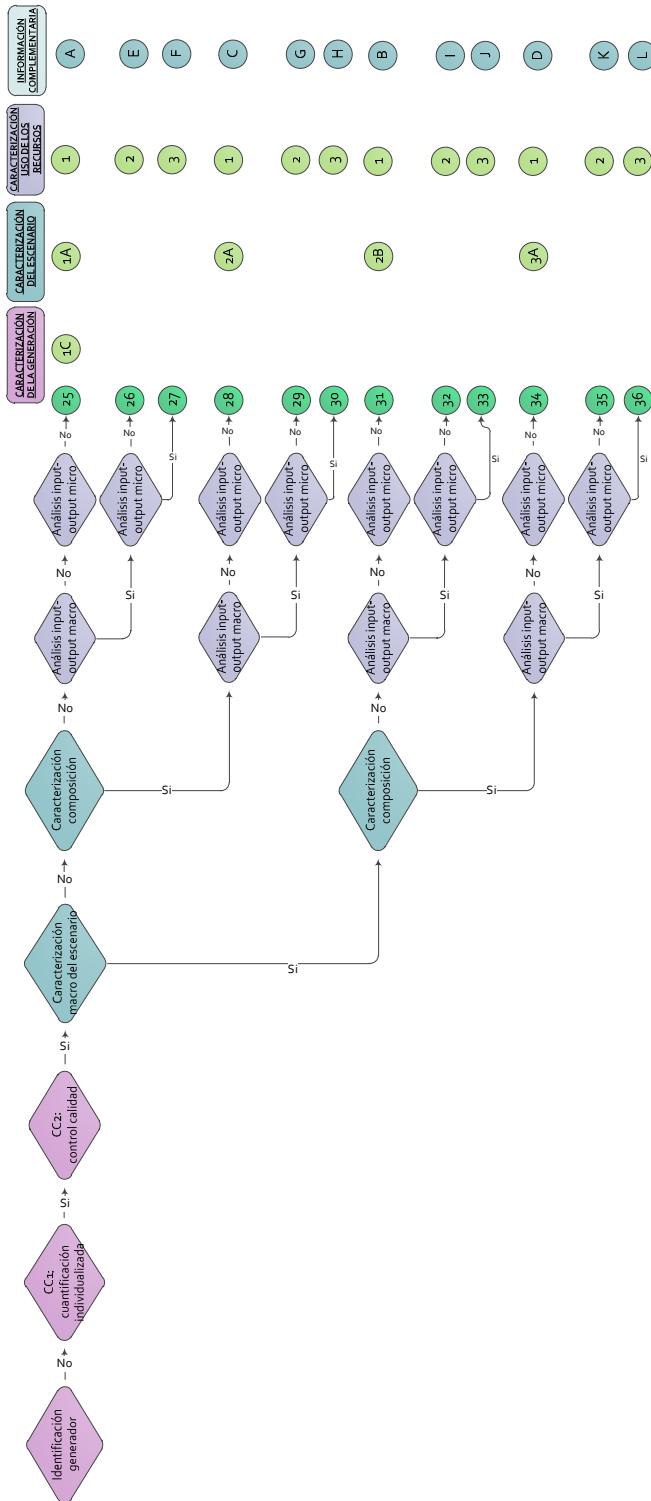


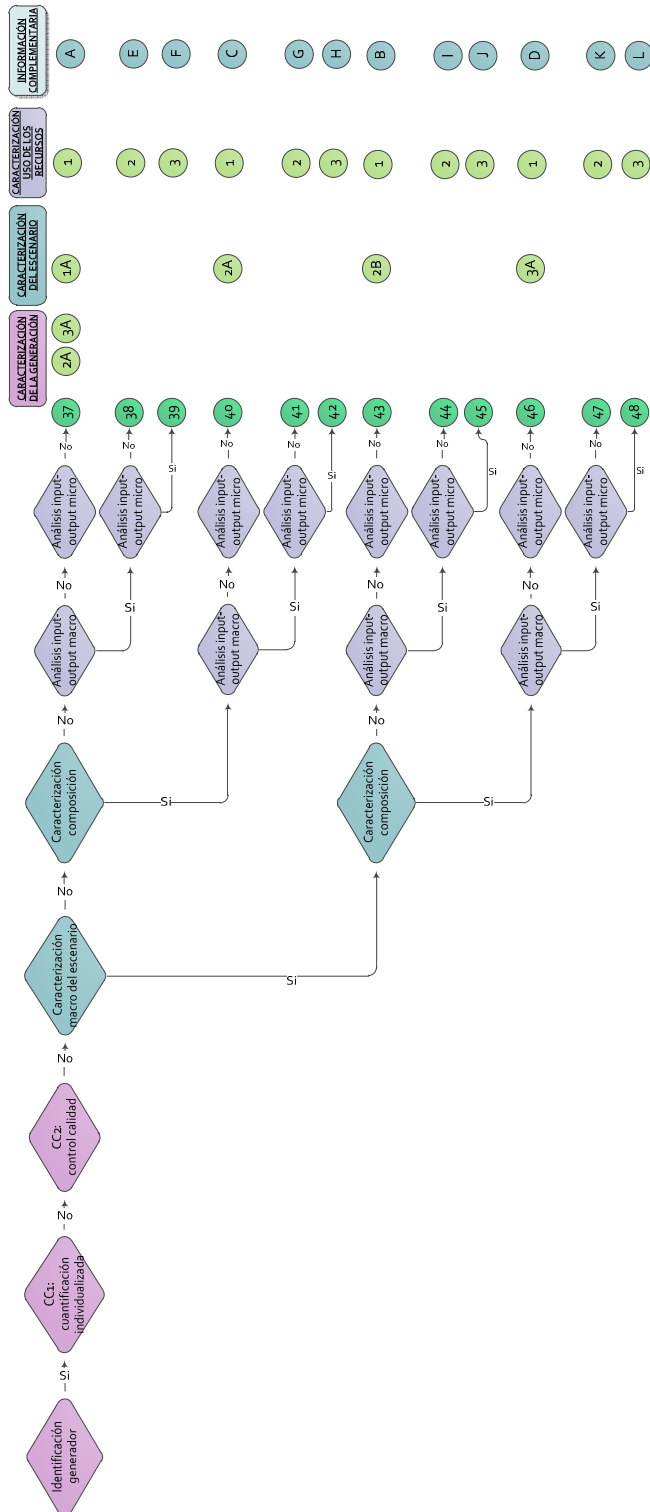
Figura 7.8. Escenarios potenciales según disponibilidad de la información



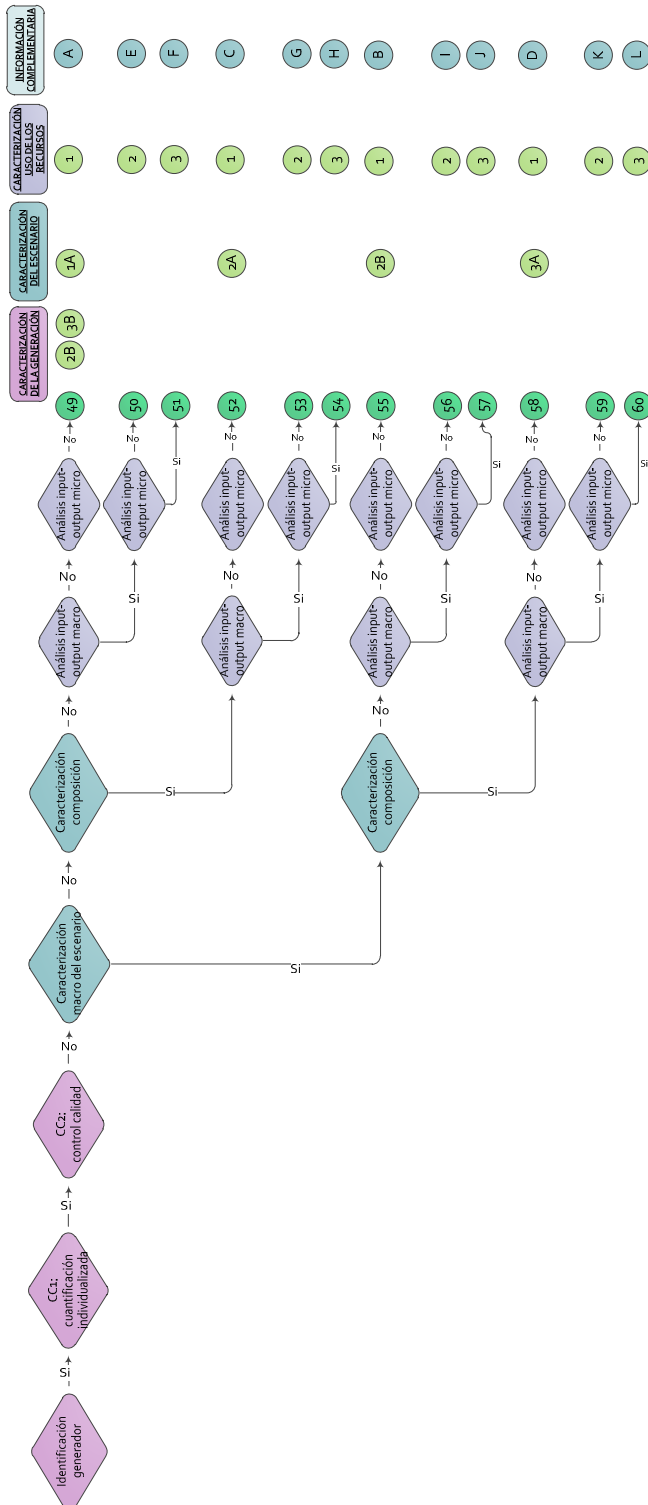
Cont Figura 7.8. Escenarios potenciales según disponibilidad de la información



Cont Figura 7.8. Escenarios potenciales según disponibilidad de la información



Cont Figura 7.8. Escenarios potenciales según disponibilidad de la información



Cont Figura 7.8. Escenarios potenciales según disponibilidad de la información



Sin embargo, estos escenarios no permiten identificar brechas en el funcionamiento del sistema ni el diseño de campañas que maximicen la separación de los residuos, y únicamente es posible conocer tendencias en la generación sobre el grupo en global. Asimismo, en estos escenarios es imposible aplicar tasas de pago por generación individualizadas, dado que la cuantificación no se realiza a nivel individual, sino que en caso de existir (escenarios 13-36) se realiza de manera colectiva a nivel de punto de depósito.

Por el contrario, en los escenarios 37-72 sí se realiza una identificación del usuario. Estos pueden corresponder bien a sistemas colectivos (2A-2B-2C) como a sistemas individualizados (3A-3B-3C) de depósito. La identificación del usuario conjuntamente con la identificación del depósito, permiten identificar patrones de generación señalando a grupos potenciales de generar un residuo específico, como por ejemplo pañales de bebe, y así poder implantar sistemas específicos de gestión, o identificar brechas en el funcionamiento del sistema y proceder a realizar campañas de sensibilización para educar a los usuarios.

De la misma manera, es posible conocer las tendencias futuras y proceder a una reorganización del sistema de gestión optimizando el funcionamiento del mismo según la generación.

Asimismo, la combinación de sistemas de identificación con la cuantificación individualizada, permite establecer tasas más justas en lo que al uso del sistema se refiere, aplicando tasas de pago por generación.

Así, en los escenarios 37-48 únicamente se identifica al usuario sin proceder a cuantificar de manera individualizada la generación. Estos escenarios tienen un alto potencial de mejora mediante la implantación de sistema de cuantificación.

En el resto de escenarios (escenarios 49-72) es posible aplicar sistemas de corresponsabilización. Los escenarios 61-72 son los escenarios más avanzados en lo que a individualización de la generación se refiere dado que cuentan con un sistema de control de la calidad del depósito, es decir, además de identificar al usuario y su generación, permiten estimar el nivel de impropios en el depósito. Estos escenarios pueden ser aplicables a los sistemas puerta a puerta donde el servicio de recogida tiene la posibilidad de identificar aquellos depósitos mal realizados. No obstante, se desconoce la existencia de ningún sistema que actualmente este aplicando esta posibilidad. Asimismo, aun existiendo tecnología que permite la identificación de residuos mal depositados mediante visión, hoy en día no se están aplicando a niveles

tan bajos, es decir, la principal aplicación de esta tecnología es a nivel de pre-tratamiento.

Por otro lado, y en lo que a caracterización del escenario y uso de recursos se refiere es importante contar con la máxima información posible dado que es la información local y actual aquella que dará información relativa al rendimiento del sistema. La información cuanto más compleja y ambiciosa sea, mayor aplicabilidad tendrá.

## 7.6 Conclusiones

Los residuos domésticos unen de la mano a administraciones territoriales, locales y a la ciudadanía en un mismo objetivo: la reducción de la generación y la minimización de su impacto.

Las administraciones territoriales y locales exigen a la ciudadanía una participación activa en el sistema con el objeto de sacar el mejor rendimiento tanto al sistema de recogida como a los tratamientos finales. De la misma manera, la ciudadanía también tiene derecho a conocer el rendimiento del sistema y el impacto que éste genera sobre su salud y el medio ambiente.

En este sentido, contar con información objetiva y veraz sobre el sistema implantado es la única herramienta que puede facilitar la transparencia del sistema. Conocer *quién, qué, cómo y porqué* está generando residuos, es la única vía de identificar brechas en el funcionamiento del sistema, así como, identificar patrones de generación que den lugar a campañas de prevención y sensibilización *ad hoc*.

Por otro lado, y en la medida que los sistemas de gestión de residuos son puntos potenciales de generar afecciones sobre el medioambiente y la salud humana, es esencial caracterizar el uso de los recursos (rendimiento de las plantas de tratamiento, condiciones de tratamiento,...) así como conocer los residuos gestionados en las distintas plantas (caracterización de la composición), para identificar:

- Las mejores vías de gestión para cada corriente residual
- Las mejores condiciones de tratamiento
- Residuos y sustancias potenciales de generar mayores impactos medioambientales y sobre la salud humana
- Residuos con bajo grado de reciclabilidad para proceder a su rediseño

En esta tesis se ha analizado el caso del territorio de Bizkaia para la gestión final de residuos y el caso específico del municipio Sopela para el sistema de recogida. Para ello se han analizado las fuentes de información existentes sobre la caracterización de la generación, caracterización de la composición, información sobre la utilización de recursos, e información sobre la caracterización macro-económica del territorio.

En lo relativo a la *caracterización de la generación*, información extraída del análisis del sistema de recogida de residuos implantado en Sopela. El sistema de recogida implantado, carece de sistema de identificación y control de la calidad del depósito.

La información disponible mediante este sistema describe el comportamiento de la ciudadanía de manera global. Esta información únicamente permite conocer el rendimiento medio (*grado de fraccionamiento*) del sistema, siendo imposible individualizar las medidas correctoras (campañas de prevención y sensibilización) e implementar medidas complementarias como tasas de pago por generación.

En lo que *caracterización de la composición* se refiere, no se dispone de información tanto a nivel local como a nivel territorial. Esto afecta directamente en los resultados reportados a la ciudadanía, dado que se desconoce realmente lo bien o mal (*grado de separación*) que la ciudadanía separa los residuos al desconocer la composición real de la bolsa de basura. La utilización de caracterizaciones de mayor escala geográfica (no se dispone de caracterización de Sopela), desfasadas (la última caracterización disponible para el territorio de Bizkaia data de 2003) o de otro escenario (en este caso la composición de Gipuzkoa para el año 2012), añaden incertidumbre a los resultados. Es necesario contar con un plan de caracterización de la composición actualizado para poder establecer medidas correctoras específicas para cada fracción de residuos.

Por último, en lo que a información complementaria se refiere, se diferencia la información relativa al conjunto al que se da servicio y la información relativa al uso de recursos.

La *caracterización del conjunto*, permite establecer relaciones entre las características de las ciudadanía (poder adquisitivo, edad, nivel educativo,...) y la generación de residuos, y así poder predecir la generación futura. Esta información complementariamente con la caracterización de la generación facilita asimismo la planificación futura en lo que a diseño del sistema de recogida se refiere, pudiendo estimar dónde son necesarios más puntos de depósito y de qué tipo.

En esta tesis la información del conjunto disponible se ha utilizado para predecir la generación a nivel municipal (Capítulo 1), siendo imposible ahondar más en los distintos estratos de la ciudadanía. Es importante mencionar que estas tendencias pueden tener su continuación futura por ser información que se obtiene de forma periódica para todos los municipios del territorio.

Por último, la información relativa al uso de los recursos dista mucho de tener la calidad suficiente para poder contar con resultados relevantes. Es decir, actualmente no se cuenta con información disponible relativa al rendimiento de las instalaciones de tratamiento. Es por ello imposible identificar entre otros aspectos aquellas fracciones con mayor impacto ambiental, fracciones con mayor impacto en el sistema de recogida o fracciones con mayores necesidades de tratamiento. Conocer el uso que se hace de los recursos es por tanto esencial para proceder a la optimización tanto del sistema de recogida como de las instalaciones de tratamiento.

Por tanto, Bizkaia y sus municipios tienen la posibilidad de seguir mejorando en lo que a extracción de información relativa a la gestión de residuos se refiere. Las administraciones locales avanzarían en el conocimiento de su sistema implantando sistemas de identificación y cuantificación de la generación en los puntos de depósito, pudiendo conocer así *quién genera qué y porqué*.

Por otro lado, en aras de avanzar hacia un escenario más sostenible es necesario ahondar en el conocimiento del rendimiento de las instalaciones tanto a nivel macro como a nivel micro.

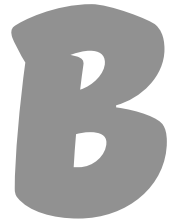
## **7.7 Líneas futuras**

La transición hacia una economía circular exige contar con herramientas que ayuden en la toma de decisión.

En esta tesis se han sentado las bases sobre qué información es necesaria tener y la utilidad de la misma en materia de gestión de residuos. El siguiente paso radica en combinar toda esa información en un mismo soporte para favorecer el empoderamiento de todos los agentes involucrados en la gestión de residuos, desde productores, pasando por las administraciones locales y territoriales así como la ciudadanía.

Todo ello con el objetivo de contribuir en el desacoplamiento del crecimiento económico respecto del uso de recursos naturales incrementando la productividad de los productos con bajo nivel de reciclabilidad mediante su rediseño, identificando los productos cuyo residuo genera mayor impacto sobre el medio ambiente y la salud humana. Todo ello permitirá también identificar y cuantificar los flujos de los recursos naturales utilizados y los residuos generados permitiendo identificar soluciones tecnológicas como no-tecnológicas que acerquen al territorio al residuo cero.





## **BIBLIOGRAFÍA**

---

*En este apartado se presenta toda la bibliografía consultada para la realización de esta tesis doctoral.*



- Abbasi, M., Abdul, M.A., Omidvar, B., Baghvand, A., 2013. Forecasting Municipal Solid waste Generation by Hybrid Support Vector Machine and Partial Least Square Model. *Int. J. Environ. Res.* 7, 27–38.
- Achillas, C., Moussiopoulos, N., Karagiannidis, A., Banias, G., Perkoulidis, G., 2013. The use of multi-criteria decision analysis to tackle waste management problems: a literature review. *Waste Manag. Res.* 31, 115–29. doi:10.1177/0734242X12470203
- Afon, A.O., Okewole, A., 2007. Estimating the quantity of solid waste generation in Oyo, Nigeria. *Waste Manag. Res.* 25, 371–379. doi:10.1177/0734242X07078286
- Al-Jarallah, R., Aleisa, E., 2014. A baseline study characterizing the municipal solid waste in the State of Kuwait. *Waste Manag.* 34, 952–960. doi:10.1016/j.wasman.2014.02.015
- Allesch, A., Brunner, P.H., 2014. Assessment methods for solid waste management: A literature review. *Waste Manag. Res.* doi:10.1177/0734242X14535653
- Alvarez, L., Aymemí, A., Codina, E., Coll, E., Colomer, J., Gijón, R., Llopart, S., Martín, P., Puig, I., Salvans, C., 2010. *Manual de recogida selectiva Puerta a Puerta*, Associació. ed.
- Antonopoulos, I.S., Perkoulidis, G., Logothetis, D., Karkanias, C., 2014. Ranking municipal solid waste treatment alternatives considering sustainability criteria using the analytical hierarchical process tool. *Resour. Conserv. Recycl.* 86, 149–159. doi:10.1016/j.resconrec.2014.03.002
- Aranda Usón, A., Ferreira, G., Zambrana Vásquez, D., Zabalza Bribián, I., Llera Sastresa, E., 2012. Estimation of the energy content of the residual fraction refused by MBT plants: a case study in Zaragoza's MBT plant. *J. Clean. Prod.* 20, 38–46. doi:10.1016/j.jclepro.2011.07.024
- Aranda Usón, A., Ferreira, G., Zambrana Vásquez, D., Zabalza Bribián, I., Llera Sastresa, E., 2013. Environmental-benefit analysis of two urban waste collection systems. *Sci. Total Environ.* 463-464, 72–77. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.05.053
- Aranzadi, 2014. Zero Zabor Eskolak [WWW Document]. URL [http://www.aranzadi-zientziak.org/fileadmin/webs/ZeroZabor/index\\_es.html](http://www.aranzadi-zientziak.org/fileadmin/webs/ZeroZabor/index_es.html) (accessed 9.4.14).
- Armstrong, J.S., 2001. *Principles of Forecasting. A Handbook for Researchers and Practitioners*. Kluwer academis Publishers.
- Astrup, T., Fruergaard, T., Christensen, T.H., 2009. Recycling of plastic: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Manag. Res.* 27, 763–72. doi:10.1177/0734242X09345868

- Astrup, T., Riber, C., Pedersen, A.J., 2011. Incinerator performance: effects of changes in waste input and furnace operation on air emissions and residues. *Waste Manag. Res.* 29, 57–68. doi:10.1177/0734242X11419893
- Avfall Sverige, 2014. Swedish Waste Management 2014.
- Ayres, R., Ayres, L. (Eds.), 2002. *A Handbook of Industrial Ecology*. Edward Elgar Publishing.
- Bach, H., Mild, A., Natter, M., Weber, A., 2004. Combining socio-demographic and logistic factors to explain the generation and collection of waste paper. *Resour. Conserv. Recycl.* 41, 65–73. doi:10.1016/j.resconrec.2003.08.004
- Bandara, N.J.G.J., Hettiaratchi, J.P. a, Wirasinghe, S.C., Pilapiiya, S., 2007. Relation of waste generation and composition to socio-economic factors: a case study. *Environ. Monit. Assess.* 135, 31–9. doi:10.1007/s10661-007-9705-3
- Bani, M.S., Rashid, Z.A., Hamid, K.H.K., Harbawi, M.E., Alias, A.B., Aris, M.J., 2009. The Development of Decision Support System for Waste Management ; a Review. *World Acad. Sci. Eng. Technol.* 49, 161–168.
- Beigl, P., Lebersorger, S., Salhofer, S., 2008. Modelling municipal solid waste generation: a review. *Waste Manag.* 28, 200–14. doi:10.1016/j.wasman.2006.12.011
- Beigl, P., Wassermann, G., Schneider, F., Salhofer, S., 2004. Forecasting Municipal Solid Waste Generation in Major European Cities, in: PahlWostl C., S. Schmidt, and T. Jakeman. (Eds.), *iEMSs 2004 International Congress: "Complexity and Integrated Resources Management"*. Osnabrueck, Germany.
- Belsley, D.A., Kuh, E., Welsch, R.E., 1980. Detecting and assessing collinearity, in: Wiley (Ed.), *Regression Diagnostic: Identifying Influential Data and Sources of Collnearity*. pp. 85–191.
- Beylot, A., Villeneuve, J., 2013. Environmental impacts of residual Municipal Solid Waste incineration: A comparison of 110 French incinerators using a life cycle approach. *Waste Manag.* 33, 2781–2788. doi:10.1016/j.wasman.2013.07.003
- BFA, 2001a. Informe de resultados de la caracterización y composición de los residuos domiciliarios del Territorio Histórico de Bizkaia.
- BFA, 2001b. Informe de resultados de la Caracterización y composición de los residuos domiciliarios del Territorio histórico de Bizkaia.
- BFA, 2012a. Segunda revisión ordinaria del II Plan Integral de Gestión de Residuos Urbanos de Bizkaia 2005.

- BFA, 2012b. Observatorio permanente de residuos urbanos [WWW Document]. URL [http://www.bizkaia.net/home2/Temas/DetalleTema.asp?Tem\\_Codigo=7709&idioma=C&bnetwork=0&dpto\\_biz=9&codpath\\_biz=9|351|7709](http://www.bizkaia.net/home2/Temas/DetalleTema.asp?Tem_Codigo=7709&idioma=C&bnetwork=0&dpto_biz=9&codpath_biz=9|351|7709)
- Bhargava, H.K., Tettelbach, C., 1997. A web-based decision support system for waste disposal and recycling. *Comput. Environ. Urban Syst.* 21, 47–65. doi:10.1016/S0198-9715(97)00013-6
- Bianchini, a., Pellegrini, M., Saccani, C., 2011. Material and energy recovery in integrated waste management system - An Italian case study on the quality of MSW data. *Waste Manag.* 31, 2066–2073. doi:10.1016/j.wasman.2011.03.012
- Björklund, A., Finnveden, G., 2005. Recycling revisited—life cycle comparisons of global warming impact and total energy use of waste management strategies. *Resour. Conserv. Recycl.* 44, 309–317. doi:10.1016/j.resconrec.2004.12.002
- Björkman, B., Samuelsson, C., 2014. Chapter 6. Recycling of steel, in: *Handbook of Recycling*. pp. 65–83. doi:10.1016/B978-0-12-396459-5.00020-9
- Boldrin, A., Andersen, J.K., Møller, J., Christensen, T.H., Favoino, E., 2009a. Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Manag. Res.* 27, 800–812. doi:10.1177/0734242X09345275
- Boldrin, A., Andersen, J.K., Møller, J., Christensen, T.H., Favoino, E., 2009b. Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Manag. Res.* 27, 800–12. doi:10.1177/0734242X09345275
- Boldrin, A., Christensen, T.H., 2010. Seasonal generation and composition of garden waste in Aarhus (Denmark). *Waste Manag.* 30, 551–7. doi:10.1016/j.wasman.2009.11.031
- Boldrin, A., Neidel, T.L., Damgaard, A., Bhandar, G.S., Møller, J., Christensen, T.H., 2011. Modelling of environmental impacts from biological treatment of organic municipal waste in EASEWASTE. *Waste Manag.* 31, 619–30. doi:10.1016/j.wasman.2010.10.025
- Bovea, M.D., Ibáñez-Forés, V., Gallardo, A., Colomer-Mendoza, F.J., 2010. Environmental assessment of alternative municipal solid waste management strategies. A Spanish case study. *Waste Manag.* 30, 2383–95. doi:10.1016/j.wasman.2010.03.001
- Bovea, M.D., Powell, J.C., 2006. Alternative scenarios to meet the demands of sustainable waste management. *J. Environ. Manage.* 79, 115–32. doi:10.1016/j.jenvman.2005.06.005
- Bueno, G., 2011. Valorando la valorización energética de RSU en las plantas incineradoras de la CAPV.

- Burnley, S.J., 2007. The use of chemical composition data in waste management planning--a case study. *Waste Manag.* 27, 327–36. doi:10.1016/j.wasman.2005.12.020
- Catalunya, G. de R. de, 2013. Flujos de residuos de envases.
- Chang, N.-B., Lin, Y.T., 1997. An analysis of recycling impacts on solid waste generation by time series intervention modeling. *Resour. Conserv. Recycl.* 19, 165–186. doi:10.1016/S0921-3449(96)01187-1
- Chao, Y.-L., 2008. Time series analysis of the effects of refuse collection on recycling: Taiwan's "Keep Trash Off the Ground" measure. *Waste Manag.* 28, 859–69. doi:10.1016/j.wasman.2007.02.012
- Chen, H.W., Chang, N.-B., 2000. Prediction analysis of solid waste generation based on grey fuzzy dynamic modeling. *Resour. Conserv. Recycl.* 29, 1–18. doi:10.1016/S0921-3449(99)00052-X
- Chertow, M.R., 2004. Industrial Symbiosis. *Encycl. Energy* 3, 407–415.
- Cherubini, F., Bargigli, S., Ulgiati, S., 2009. Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. *Energy* 34, 2116–2123. doi:10.1016/j.energy.2008.08.023
- Clavreul, J., Baumeister, H., Christensen, T.H., Damgaard, A., 2014. An environmental assessment system for environmental technologies. *Environ. Model. Softw.* 60, 18–30. doi:10.1016/j.envsoft.2014.06.007
- Clavreul, J., Baumeister, H., Christensen, T.H., Damgaard, A., n.d. EASETECH – an Environmental Assessment System for Environmental TECHNOLOGIES 1–29.
- Clavreul, J., Guyonnet, D., Christensen, T.H., 2012. Quantifying uncertainty in LCA-modelling of waste management systems. *Waste Manag.* 32, 2482–95. doi:10.1016/j.wasman.2012.07.008
- Cleary, J., 2009. Life cycle assessments of municipal solid waste management systems: a comparative analysis of selected peer-reviewed literature. *Environ. Int.* 35, 1256–66. doi:10.1016/j.envint.2009.07.009
- Colón, J., Martínez-Blanco, J., Gabarrell, X., Artola, A., Sánchez, A., Rieradevall, J., Font, X., 2010. Environmental assessment of home composting. *Resour. Conserv. Recycl.* 54, 893–904. doi:10.1016/j.resconrec.2010.01.008
- Comisión Europea, 1999. Directiva 1999/31/CE de 26 de abril de 1999 relativa al vertido de residuos.

- Comisión Europea, 2002. Reglamento (CE) N° 2150/2002 del Parlamento Europeo y del Consejo de 25 de noviembre de 2002 relativo a las estadísticas sobre residuos.
- Comisión Europea, 2006. Revisión de la Estrategia de la UE para un desarrollo sostenible (EDS UE).
- Comisión Europea, 2008a. Libro Verde sobre la gestión de los biorresiduos en la Unión Europea.
- Comisión Europea, 2008b. Directiva 2008/98/CE, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos.
- Comisión Europea, 2009. Directiva 2009/28/CE del Parlamento europeo y del consejo de 23 de abril de 2009 relativa al fomento del uso de energía procedente de fuentes renovables.
- Comisión Europea, 2011. Una empresa de reciclado de vidrio se adelanta a la industria gracias a una tecnología de vanguardia [WWW Document]. Plan Acción sobre Ecoinnovación. Buenas prácticas. URL [http://ec.europa.eu/environment/ecoap/about-eco-innovation/good-practices/eu/759\\_es.htm](http://ec.europa.eu/environment/ecoap/about-eco-innovation/good-practices/eu/759_es.htm) (accessed 10.2.14).
- Comisión Europea, 2014a. COM (2014) 397 final. Propuesta de directiva del parlamento europeo y del consejo por la que se modifican las Directivas 2008/98/CE sobre residuos, 94/62/CE relativa a los envases y residuos de envases, 1999/31/CE relativa al vertido de residuos, 2000/53/.
- Comisión Europea, 2014b. COM IP/14/763. Medio ambiente : objetivos sobre reciclado más exigentes para impulsar la transición a una economía circular con nuevos puestos de trabajo y un crecimiento sostenible.
- Comisión Europea, 2014c. European Platform on Life Cycle Assessment [WWW Document]. Eur. LCA Tools, Serv. Data. URL <http://eplca.jrc.ec.europa.eu/ResourceDirectory/providerList.vm> (accessed 12.3.14).
- Comité Europeo de Normalización, 1997. ISO 14040: Gestión medioambiental. Análisis de Ciclo de Vida. Principios y estructura.
- Connett, P., 2014. " Atez atekoa ez da zikina ; hondakinak nahastea , hori da zikinkeria ." Connet, Paul 1–2.
- Consonni, S., Giugliano, M., Massarutto, A., Ragazzi, M., Sacconi, C., 2011. Material and energy recovery in integrated waste management systems: project overview and main results. Waste Manag. 31, 2057–65. doi:10.1016/j.wasman.2011.04.016

- Consonni, S., Viganò, F., 2011. Material and energy recovery in integrated waste management systems: the potential for energy recovery. *Waste Manag.* 31, 2074–84.  
doi:10.1016/j.wasman.2011.05.013
- D' Avignon, A., Carloni, F.A., Rovere, E.L. La, Dubeux, C.B.S., 2010. Emission inventory: An urban public policy instrument and benchmark. *Energy Policy* 38, 4838–4847.  
doi:10.1016/j.enpol.2009.10.002
- Dahlén, L., Lagerkvist, A., 2008. Methods for household waste composition studies. *Waste Manag.* 28, 1100–12. doi:10.1016/j.wasman.2007.08.014
- Dahlén, L., Vukicevic, S., Meijer, J.-E., Lagerkvist, A., 2007. Comparison of different collection systems for sorted household waste in Sweden. *Waste Manag.* 27, 1298–305.  
doi:10.1016/j.wasman.2006.06.016
- Damgaard, A., Larsen, A.W., Christensen, T.H., 2009. Recycling of metals: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Manag. Res.* 27, 773–80.  
doi:10.1177/0734242X09346838
- Daskalopoulos, E., Badr, O., Probert, S.D., 1998. Municipal solid waste : a prediction methodology for the generation rate and composition in the European Union countries and the United States of America 24, 155–166.
- del Val, A., 2010. Modelos de gestión de las basuras, in: XXI Encuentro de Los Amantes de La Basura. Pamplona 15-17 Octubre de 2010.
- Delgado, A.C., Barruetabeña, L., Salas, O., 2007. Assessment of the Environmental Advantages and Drawbacks of Existing and Emerging Polymers Recovery Processes.  
doi:10.2791/46661
- den Boer, E., den Bor, J., Jager, J., 2005. Planificación y optimización de la gestión de residuos.
- den Boer, E., Jedrczak, A., Kowalski, Z., Kulczycka, J., Szpadt, R., 2010. A review of municipal solid waste composition and quantities in Poland. *Waste Manag.* 30, 369–77.  
doi:10.1016/j.wasman.2009.09.018
- den Boer, J., den Boer, E., Jager, J., 2007. LCA-IWM: a decision support tool for sustainability assessment of waste management systems. *Waste Manag.* 27, 1032–45.  
doi:10.1016/j.wasman.2007.02.022
- Denafas, G., Ruzgas, T., Martuzevičius, D., Shmarin, S., Hoffmann, M., Mykhaylenko, V., Ogorodnik, S., Romanov, M., Neguliaeva, E., Chusov, A., Turkadze, T., Bochoidze, I., Ludwig, C., 2014. Seasonal variation of municipal solid waste generation and composition in four East European cities. *Resour. Conserv. Recycl.* 89, 22–30.  
doi:10.1016/j.resconrec.2014.06.001

- Di Maria, F., Micale, C., 2013. Impact of source segregation intensity of solid waste on fuel consumption and collection costs. *Waste Manag.* 1–7. doi:10.1016/j.wasman.2013.06.023
- Díaz, M.J., Martínez, E., Piñeiro, C., Palavecinos, M., Benayas, J., Toribio, M.A., 2012. Involvement of citizens in hazardous waste management and use of recycling centres in the city of Madrid (Spain). *Waste Manag. Res.* 30, 689–99. doi:10.1177/0734242X11432189
- Diez, A., 2011. La Tierra entra en déficit ecológico. *Gara*.
- Diez Ros, R., 2006. Generación de residuos urbanos en la provincia de Alicante: la incidencia de la educación ambiental.
- Doka, G., 2009a. Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Ecoinvent report No. 13. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, St Gallen.
- Doka, G., 2009b. Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services.
- Dong, C., Jin, B., Li, D., 2003. Predicting the heating value of MSW with a feed forward neural network. *Waste Manag.* 23, 103–6. doi:10.1016/S0956-053X(02)00162-9
- Dyer, T.D., 2014. Chapter 14. Glass recycling, in: *Handbook of Recycling. State-of-the-Art for Practitioners, Analyst, and Scientists*. pp. 191–209.
- Ecovidrio, 2013a. Vidrio aportación ciudadana [WWW Document]. URL [http://www.ecovidrio.es/estadisticas\\_espana.aspx](http://www.ecovidrio.es/estadisticas_espana.aspx) (accessed 6.23.14).
- Ecovidrio, 2013b. Vidrio aportación ciudadana [WWW Document]. URL [http://www.ecovidrio.es/estadisticas\\_espana.aspx](http://www.ecovidrio.es/estadisticas_espana.aspx)
- Edjabou, M.E., Jensen, M.B., Götze, R., Pivnenko, K., Petersen, C., Scheutz, C., Astrup, T.F., 2015. Municipal solid waste composition: Sampling methodology, statistical analyses, and case study evaluation. *Waste Manag.* 36, 12–23. doi:10.1016/j.wasman.2014.11.009
- Eisted, R., Christensen, T.H., 2011a. Characterization of household waste in Greenland. *Waste Manag.* 31, 1461–6. doi:10.1016/j.wasman.2011.02.018
- Eisted, R., Christensen, T.H., 2011b. Waste management in Greenland: current situation and challenges. *Waste Manag. Res.* 29, 1064–70. doi:10.1177/0734242X10395421
- Eisted, R., Christensen, T.H., 2013. Environmental assessment of waste management in Greenland: current practice and potential future developments. *Waste Manag. Res.* 31, 502–9. doi:10.1177/0734242X13482175

- Eisted, R., Larsen, A.W., Christensen, T.H., 2009. Collection, transfer and transport of waste: accounting of greenhouse gases and global warming contribution. *Waste Manag. Res.* 27, 738–45. doi:10.1177/0734242X09347796
- Elias, X., 2009. Capítulo 1. Generalidades, conceptos y origen de los residuos, in: *Reciclaje de Residuos Industriales. Residuos Sólidos Urbanos Y Fangos de Depuradora*. Díaz de Santos, pp. 1–41.
- Elias, X., Garcia, J., López, M., Soliva, M., 2009. Capítulo 3. Tecnologías aplicables al tratamiento de residuos. Valorización y fabricación de materiales a partir de residuos, in: *Reciclaje de Residuos Industriales. Residuos Sólidos Urbanos Y Fangos de Depuradora*. pp. 91–172.
- Elkartea, U.K.U., 2013. Ingurumen datuak [WWW Document]. Ingurumen Mem. URL [http://www.urolakosta.org/index.php?id\\_aita=218&lang=eu](http://www.urolakosta.org/index.php?id_aita=218&lang=eu) (accessed 5.25.15).
- Ente Vasco de Energía, 2013. Euskadi energia 2013.
- Environment, S.F., 2014. Zero Waste [WWW Document]. Sendind nothing to landfill is a foreseeable Futur.
- Eriksson, O., Frostell, B., Bjo, A., 2002. ORWARE — a simulation tool for waste management 36, 287–307.
- Erses Yay, a. S., 2015. Application of life cycle assessment (LCA) for municipal solid waste management: a case study of Sakarya. *J. Clean. Prod.* 94, 284–293. doi:10.1016/j.jclepro.2015.01.089
- Eurostat, 2012. Guidance on municipal waste data collection November 2012.
- EUSTAT, 2006. Familias por tipo y tamaño medio (en miles). 2006 [WWW Document]. URL [http://www.eustat.es/elementos/ele0004400/ti\\_Familias\\_por\\_tipo\\_y\\_tamao\\_medio\\_en\\_miles\\_2006/tbl0004447\\_c.html#axzz3E8GpC8Bq](http://www.eustat.es/elementos/ele0004400/ti_Familias_por_tipo_y_tamao_medio_en_miles_2006/tbl0004447_c.html#axzz3E8GpC8Bq) (accessed 9.23.14).
- Fenercom, 2012. Guía de valoración energética de residuos.
- Fernández-Nava, Y., del Río, J., Rodríguez-Iglesias, J., Castrillón, L., Marañón, E., 2014. Life cycle assessment (LCA) of different municipal solid waste management options: a case study of Asturias (Spain). *J. Clean. Prod.* 81, 178–189. doi:10.1016/j.jclepro.2014.06.008
- Forster, P., Ramaswamy, R., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D.W., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D.C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., Schulz, M., Van Dorland, R., 2007. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing, in: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*.

- Fragkou, M.C., Vicent, T., Gabarrell, X., 2010. A general methodology for calculating the MSW management self-sufficiency indicator: Application to the wider Barcelona area. *Resour. Conserv. Recycl.* 54, 390–399. doi:10.1016/j.resconrec.2009.09.004
- Frost, J., 2012. Regression Smackdown: Stepwise versus Best Subsets! [WWW Document]. Minitab Blog. URL <http://blog.minitab.com/blog/adventures-in-statistics/regression-smackdown-stepwise-versus-best-subsets> (accessed 6.23.14).
- Fruergaard, T., Astrup, T., 2011. Optimal utilization of waste-to-energy in an LCA perspective. *Waste Manag.* 31, 572–82. doi:10.1016/j.wasman.2010.09.009
- Gallardo, A., 2009. Estudio de los modelos de recogida selectiva de residuos urbanos implantados en ciudades españolas : grado de separación de materiales en origen. CONAMA09.
- Gallardo, A., Bovea, M.D., Colomer, F.J., Prades, M., 2012a. Analysis of collection systems for sorted household waste in Spain. *Waste Manag.* 32, 1623–33. doi:10.1016/j.wasman.2012.04.006
- Gallardo, A., Bovea, M.D., Colomer, F.J., Prades, M., Carlos, M., 2010. Comparison of different collection systems for sorted household waste in Spain. *Waste Manag.* 30, 2430–9. doi:10.1016/j.wasman.2010.05.026
- Gallardo, A., Bovea, M.D., Mendoza, F.J.C., Prades, M., 2012b. Evolution of sorted waste collection: a case study of Spanish cities. *Waste Manag. Res.* 30, 859–63. doi:10.1177/0734242X12443584
- Gallardo, A., Prades, M., Bovea, M.D., Colomer, F.J., 2011. Chapter 7: Separate collection systems for urban waste (UW), in: *Management of Organic Waste*. pp. 115–132.
- Gallardo, A., Carlos, M., Peris, M., Colomer, F.J., 2014. Methodology to design a municipal solid waste generation and composition map: A case study. *Waste Manag.* 34, 1920–1931. doi:10.1016/j.wasman.2014.05.014
- Gallardo, A., Carlos, M., Peris, M., Colomer, F.J., 2015. Methodology to design a municipal solid waste pre-collection system. A case study. *Waste Manag.* 36, 1–11. doi:10.1016/j.wasman.2014.05.014
- Garbiker, 2013. Datos recogida del contenedor amarillo [WWW Document]. URL [http://garbiker.bizkaia.net/esp/ca\\_Cantid\\_Recogida\\_Municipios.asp?General=1&Pred\\_1=Municipios](http://garbiker.bizkaia.net/esp/ca_Cantid_Recogida_Municipios.asp?General=1&Pred_1=Municipios)

- García-Pérez, J., Fernández-Navarro, P., Castelló, A., López-Cima, M.F., Ramis, R., Boldo, E., López-Abente, G., 2013. Cancer mortality in towns in the vicinity of incinerators and installations for the recovery or disposal of hazardous waste. *Environ. Int.* 51, 31–44. doi:10.1016/j.envint.2012.10.003
- GENCAT, 2013. Guía práctica para el cálculo de la emisiones de gases de efecto invernadero.
- Gentil, E.C., Damgaard, A., Hauschild, M., Finnveden, G., Eriksson, O., Thorneloe, S., Kaplan, P.O., Barlaz, M., Muller, O., Matsui, Y., Li, R., Christensen, T.H., 2010. Models for waste life cycle assessment: review of technical assumptions. *Waste Manag.* 30, 2636–48. doi:10.1016/j.wasman.2010.06.004
- GFA, 2007. Caracterización de los Residuos Urbanos en el Territorio Histórico de Gipuzkoa.
- GFA, 2012a. Aurrerapen dokumenturaren garapenerako estrategia 2008-2016. Estrategia de desarrollo del documento de progreso 2008-2016.
- GFA, 2012b. Extracto para las Mancomunidades., in: Caracterización de La Fracción Resto de Los Residuos Domésticos de Gipuzkoa Del 2012. pp. 1–10.
- GFA, 2012c. Caracterización de la fracción resto de los residuos domésticos de Gipuzkoa del 2012.
- Ghiani, G., Laganà, D., Manni, E., Triki, C., 2012. Capacitated location of collection sites in an urban waste management system. *Waste Manag.* 32, 1291–6. doi:10.1016/j.wasman.2012.02.009
- Giugliano, M., Cernuschi, S., Grosso, M., Rigamonti, L., 2011. Material and energy recovery in integrated waste management systems. An evaluation based on life cycle assessment. *Waste Manag.* 31, 2092–101. doi:10.1016/j.wasman.2011.02.029
- Gobierno de España, 2011. Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados.
- Gobierno Vasco, 2009. Convenio Marco entre la Comunidad Autónoma Vasca del País Vasco y el sistema integrado de gestión promovido por Ecoembalajes España, S.A.
- Gobierno Vasco, 2010. Convenio entre la administración general del País Vasco (Departamento de Medio Ambiente, planificación territorial, agricultura y pesaca) y la sociedad Ecológica para el reciclado de los envases de vidrio (ECOVIDRIO) para la gestión de envases usados y res.
- Gobierno Vasco, 2014. Registro vasco de emisiones y fuentes contaminantes del 2014 (EPER Euskadi / E-PRTR) [WWW Document]. URL <http://opendata.euskadi.eus/catalogo/-/registro-vasco-de-emisiones-y-fuentes-contaminantes-del-2014-eper-euskadi-e-prtr/> (accessed 10.26.15).

- Goodland, R., 1995. The concept of Environmental Sustainability. *Annu. Rev. Energy Environ.* 26, 1–24.
- Gottinger, H.W., 1986. A computational model for solid waste management with applications. *Appl. Math. Model.* 10, 330–338. doi:10.1016/0307-904X(86)90092-2
- Greene, K.L., Tonjes, D.J., 2014. Quantitative assessments of municipal waste management systems: using different indicators to compare and rank programs in New York State. *Waste Manag.* 34, 825–36. doi:10.1016/j.wasman.2013.12.020
- GRID-ARENDAL, 2006. *Vital Waste Graphics 2*, second edi. ed.
- Gu, B., Wang, H., Chen, Z., Jiang, S., Zhu, W., Liu, M., Chen, Y., Wu, Y., He, S., Cheng, R., Yang, J., Bi, J., 2015. Characterization, quantification and management of household solid waste: A case study in China. *Resour. Conserv. Recycl.* 98, 67–75. doi:10.1016/j.resconrec.2015.03.001
- Hanan, D., Burnley, S., Cooke, D., 2013. A multi-criteria decision analysis assessment of waste paper management options. *Waste Manag.* 33, 566–73. doi:10.1016/j.wasman.2012.06.007
- Hansen, T.L., Christensen, T.H., Schmidt, S., 2006. Environmental modelling of use of treated organic waste on agricultural land: a comparison of existing models for life cycle assessment of waste systems. *Waste Manag. Res.* 24, 141–152. doi:10.1177/0734242X06062485
- Hervada-Sala, C., Jarauta-Bragulat, E., 2004. A program to perform Ward's clustering method on several regionalized variables. *Comput. Geosci.* 30, 881–886. doi:10.1016/j.cageo.2004.07.003
- Hla, S.S., Roberts, D., 2015. Characterisation of chemical composition and energy content of green waste and municipal solid waste from Greater Brisbane, Australia. *Waste Manag.* 1997. doi:10.1016/j.wasman.2015.03.039
- Höchtel, J., Reichstädter, P., 2011. Linked open data-A means for public sector information management, in: Springer, H. (Ed.), *Electronic Government and the Information Systema Perspective*. pp. 330–343.
- Hoorweg, D., Bhada-Tata, P., Kennedy, C., 2014. Peak Waste. When is it likely to occur. *J. Ind. Ecol.* 00, n/a–n/a. doi:10.1111/jiec.12165
- Horttanainen, M., Teirasvuo, N., Kapustina, V., Hupponen, M., Luoranen, M., 2013. The composition, heating value and renewable share of the energy content of mixed municipal solid waste in Finland. *Waste Manag.* 33, 2680–6. doi:10.1016/j.wasman.2013.08.017

- Hotta, Y., 2014. 3R Policy Indicator Factsheets. Discussion Paper.
- Huerta, O., López, M., Soliva, M., Zaloña, M., 2008. Compostaje de residuos municipales. Control del proceso, rendimiento y calidad del producto.
- Huerta-Pujol, O., Soliva, M., Giró, F., López, M., 2010. Heavy metal content in rubbish bags used for separate collection of biowaste. *Waste Manag.* 30, 1450–6. doi:10.1016/j.wasman.2010.03.023
- Huijbregts, M. a J., Rombouts, L.J. a, Hellweg, S., Frischknecht, R., Hendriks, a J., Van de Meent, D., Ragas, A.M.J., Reijnders, L., Struijs, J., 2006. Is cumulative fossil energy demand a useful indicator for the environmental performance of products? *Environ. Sci. Technol.* 40, 641–648.
- Huysman, S., Sala, S., Mancini, L., Ardente, F., Alvarenga, R. a. F., De Meester, S., Mathieux, F., Dewulf, J., 2015. Toward a systematized framework for resource efficiency indicators. *Resour. Conserv. Recycl.* 95, 68–76. doi:10.1016/j.resconrec.2014.10.014
- Hyndman, R., Athanasopoulos, G., 2013. *Forecasting: principles and practice*.
- Ibáñez, M.V., Prades, M., Simó, A., 2011. Modelling municipal waste separation rates using generalized linear models and beta regression. *Resour. Conserv. Recycl.* 55, 1129–1138. doi:10.1016/j.resconrec.2011.07.002
- Idema, 2003a. Caracterización de los residuos domésticos (RD) y de los residuos de construcción (RCD) del Territorio Histórico de Bizkaia [Diciembre 2002-Marzo 2003].
- Idema, 2003b. Caracterización de los residuos domésticos (RD) y de los residuos de construcción (RCD) del Territorio Histórico de Bizkaia. Abril-Junio 2003.
- Idema, 2003c. Caracterización de los residuos domésticos (RD) y de los residuos de construcción (RCD) del Territorio Histórico de Bizkaia. [Abril-Julio 2003].
- Idson, C.I.D.A. V, Atthews, H.S.M., Hendrickson, C.T., Bridges, M.A.E.L.W., Crittenden, J.C., Chen, Y., Epa, U.S., 2007. Adding SUSTAINABILITY to the Engineer's Toolbox: a challenge for engineering educatos. *Environ. Sci. Technol.* 15, 4847–4850.
- Ihobe, 2002. Necesidad Total de Materiales de la Comunidad Autónoma del País Vasco.
- ILCD, 2010. Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment.
- ILCD, 2011. ILCD handbook. Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context- based on existing environmental impact assessment models and factors. doi:10.278/33030

- Ingurumena, 2014a. Emisiones directas y totales de Gases de Efecto Invernadero por sectores de actividad, 1990-2012. URL [http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.eus/r49-11293/es/contenidos/estadistica/gases\\_geisemisiones/es\\_ing\\_geis/geis\\_sintesis\\_7grupo.html](http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.eus/r49-11293/es/contenidos/estadistica/gases_geisemisiones/es_ing_geis/geis_sintesis_7grupo.html)
- Ingurumena, 2014b. Listado de gestores de residuos no peligrosos.
- IPCC, 2006a. Capítulo 2: Datos de generación, composición y gestión de desechos, in: Directrices Del IPCC de 2006 Para Los Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero. pp. 1–24.
- IPCC, 2006b. Incineración e incineración abierta de desechos, in: Directrices Del IPCC de 2006 Para Los Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero.
- IPCC, 2006c. Task Force on National Greenhouse Gas Inventories [WWW Document]. URL <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/index.html> (accessed 10.24.14).
- Iriarte, A., Gabarrell, X., Rieradevall, J., 2009. LCA of selective waste collection systems in dense urban areas. *Waste Manag.* 29, 903–14. doi:10.1016/j.wasman.2008.06.002
- Johnson, B.H., Poulsen, T.G., Hansen, J.A., Lehmann, M., 2011. Cities as development drivers: from waste problems to energy recovery and climate change mitigation. *Waste Manag. Res.* 29, 1008–17. doi:10.1177/0734242X11417488
- Jungbluth, N., Frischknecht, R., 2009. Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services Part II “ Waste incineration .”
- Karak, T., Bhagat, R.M., Bhattacharyya, P., 2012. Municipal Solid Waste Generation, Composition, and Management: The World Scenario. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 42, 1509–1630. doi:10.1080/10643389.2011.569871
- Karmperis, A.C., Aravossis, K., Tatsiopoulos, I.P., Sotirchos, A., 2013. Decision support models for solid waste management: review and game-theoretic approaches. *Waste Manag.* 33, 1290–301. doi:10.1016/j.wasman.2013.01.017
- Kennedy, C., Demoullin, S., Mohareb, E., 2012. Cities reducing their greenhouse gas emissions. *Energy Policy* 49, 774–777. doi:10.1016/j.enpol.2012.07.030
- Keser, S., Duzgun, S., Aksoy, A., 2012. Application of spatial and non-spatial data analysis in determination of the factors that impact municipal solid waste generation rates in Turkey. *Waste Manag.* 32, 359–71. doi:10.1016/j.wasman.2011.10.017
- Kirkeby, J.T., 2006. Environmental assessment of solid waste systems and technologies: EASEWASTE. *Waste Manag. Res.* 24, 3–15. doi:10.1177/0734242X06062580

- Kleinbaum, D.G., Kupper, L.L., Muller, K.E., Nizam, A., 1998. *Applied Regression Analysis and Other Multivariable Methods*, Third Edit. ed.
- Komilis, D., Evangelou, A., Giannakis, G., Lympiris, C., 2012. Revisiting the elemental composition and the calorific value of the organic fraction of municipal solid wastes. *Waste Manag.* 32, 372–81. doi:10.1016/j.wasman.2011.10.034
- Kontsortzioa, G.H., 2013. *Tablas de la recogida selectiva de Residuos Urbanos de los municipios y mancomunidades de Gipuzkoa*.
- Korhonen, P., Kaila, J., 2015. Waste container weighing data processing to create reliable information of household waste generation. *Waste Manag.* 39, 15–25. doi:10.1016/j.wasman.2015.02.021
- Kumar, J.S., Subbaiah, K.V., Rao, P.V.V.P., 2011. Prediction of Municipal Solid Waste with RBF Net Work- A Case Study of Eluru , A . P , India. *IJIMT* 2, 2–7.
- Larsen, A.W., Astrup, T., 2011. CO<sub>2</sub> emission factors for waste incineration: Influence from source separation of recyclable materials. *Waste Manag.* 31, 1597–605. doi:10.1016/j.wasman.2011.03.001
- Larsen, A.W., Fuglsang, K., Pedersen, N.H., Fellner, J., Rechberger, H., Astrup, T., 2013. Biogenic carbon in combustible waste: waste composition, variability and measurement uncertainty. *Waste Manag. Res.* 31, 56–66. doi:10.1177/0734242X13502387
- Larsen, A.W., Merrild, H., Møller, J., Christensen, T.H., 2010. Waste collection systems for recyclables: an environmental and economic assessment for the municipality of Aarhus (Denmark). *Waste Manag.* 30, 744–54. doi:10.1016/j.wasman.2009.10.021
- Larsen, A.W., Vrgoc, M., Christensen, T.H., Lieberknecht, P., 2009. Diesel consumption in waste collection and transport and its environmental significance. *Waste Manag. Res.* 27, 652–9. doi:10.1177/0734242X08097636
- Laurent, A., Bakas, I., Clavreul, J., Bernstad, A., Niero, M., Gentil, E., Hauschild, M.Z., Christensen, T.H., 2014a. Review of LCA studies of solid waste management systems-- part I: lessons learned and perspectives. *Waste Manag.* 34, 573–88. doi:10.1016/j.wasman.2013.10.045
- Laurent, A., Clavreul, J., Bernstad, A., Bakas, I., Niero, M., Gentil, E., Christensen, T.H., Hauschild, M.Z., 2014b. Review of LCA studies of solid waste management systems-- part II: methodological guidance for a better practice. *Waste Manag.* 34, 589–606. doi:10.1016/j.wasman.2013.12.004

- Lebersorger, S., Beigl, P., 2011. Municipal solid waste generation in municipalities: quantifying impacts of household structure, commercial waste and domestic fuel. *Waste Manag.* 31, 1907–15. doi:10.1016/j.wasman.2011.05.016
- Lehmann, S., 2011. Resource Recovery and Materials flow in the City: Zero Waste and Sustainable Consumption as Paradigms in Urban Development. *Sustain. Dev. Law Policy* 11, Article 13.
- Li, Z., Fu, H., Qu, X., 2011. Estimating municipal solid waste generation by different activities and various resident groups: a case study of Beijing. *Sci. Total Environ.* 409, 4406–14. doi:10.1016/j.scitotenv.2011.07.018
- Lin, C.-J., Chyan, J.-M., Chen, I.-M., Wang, Y.-T., 2013. Swift model for a lower heating value prediction based on wet-based physical components of municipal solid waste. *Waste Manag.* 33, 268–76. doi:10.1016/j.wasman.2012.11.003
- López Ratón, M., Santiago Pérez, M.I., 2005. Construcción de un índice de ruralidad y clasificación de los municipios gallegos, in: *I Congresso de Estatística E Investigaçã Operacional Da Galiza E Norte de Portugal VII Congreso Galego de Estatística E Investigación de Operacións.*
- Lozano Valencia, M.A., Lozano Valencia, P.J., 2008. Las mancomunidades de servicios, un ejemplo de vertebración territorial para Guipúzcoa. Caracterización de los residuos domésticos en dicho territorio a partir de la gestión mancomunada. *Bolentín AGE* 48, 155–174.
- Lozano-Olvera, G., Ojeda-Benítez, S., Castro-Rodríguez, J.R., Bravo-Zanoguera, M., Rodríguez-Díaz, A., 2008. Identification of waste packaging profiles using fuzzy logic. *Resour. Conserv. Recycl.* 52, 1022–1030. doi:10.1016/j.resconrec.2008.03.008
- MAAMA, 2012a. Plan piloto de caracterización de residuos urbanos de origen domiciliario. Informe de resultados.
- MAAMA, 2012b. II. Actividades del Ministerio durante 2013. D. Gestión de residuos, in: *Memoria de Agricultura, Alimentación Y Medio Ambiente 2013.* pp. 370–456.
- MacDonald, M., 1996. Bias issues in the utilization of solid waste indicators. *J. Am. Plan. Assoc.* 62, 236–242. doi:10.1080/01944369608975687
- MacDonald, M.L., 1996. Solid Waste Management models: a state of the art review. *J. solid waste Technol. Manag.* 23, 73–83.
- MAGRAMA, 2013. Gestión de biorresiduos de competencia municipal. Guía para la implantación de la recogida separada y tratamiento de la fracción orgánica.

- Magrinho, A., Semiao, V., 2008. Estimation of residual MSW heating value as a function of waste component recycling. *Waste Manag.* 28, 2675–83. doi:10.1016/j.wasman.2007.12.011
- Maimoun, M. a, Reinhart, D.R., Gammoh, F.T., McCauley Bush, P., 2013. Emissions from US waste collection vehicles. *Waste Manag.* 33, 1079–89. doi:10.1016/j.wasman.2012.12.021
- Mallows, C.L., 1973. Some comments on Cp. *Technometrics* 15, 661–675.
- Manfredi, S., 2009. Environmental Assessment of Solid Waste Landfilling in a Life Cycle Perspective (LCA model EASEWASTE). Technical University of Denmark.
- Manfredi, S., Goralczyk, M., 2013. Life cycle indicators for monitoring the environmental performance of European waste management. *Resour. Conserv. Recycl.* 81, 8–16. doi:10.1016/j.resconrec.2013.09.004
- Manfredi, S., Tonini, D., Christensen, T.H., 2011. Environmental assessment of different management options for individual waste fractions by means of life-cycle assessment modelling. *Resour. Conserv. Recycl.* 55, 995–1004. doi:10.1016/j.resconrec.2011.05.009
- Margallo, M., Aldaco, R., Irabien, A., Carrillo, V., Fischer, M., Bala, A., Fullana, P., 2014. Life cycle assessment modelling of waste-to-energy incineration in Spain and Portugal. *Waste Manag. Res.* 32, 492–499. doi:10.1177/0734242X14536459
- Martínez-Blanco, J., Colón, J., Gabarrell, X., Font, X., Sánchez, A., Artola, A., Rieradevall, J., 2010. The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. *Waste Manag.* 30, 983–94. doi:10.1016/j.wasman.2010.02.023
- Martínez-Blanco, J., Muñoz, P., Antón, A., Rieradevall, J., 2009. Life cycle assessment of the use of compost from municipal organic waste for fertilization of tomato crops. *Resour. Conserv. Recycl.* 53, 340–351. doi:10.1016/j.resconrec.2009.02.003
- Mateu-Sbert, J., Ricci-Cabello, I., Villalonga-Olives, E., Cabeza-Irigoyen, E., 2013. The impact of tourism on municipal solid waste generation: The case of Menorca Island (Spain). *Waste Manag.* 8–12. doi:10.1016/j.wasman.2013.08.007
- McDougall, F., White, P., Franke, M., Hindle, P., 2001. *Integrated solid waste management: a life cycle inventory*, 2nd ed. Blaskwell Science.
- Meadows, D.H., Meadowas, Dennis, L., Randers, J., Behrens III, W.W., 1972. *The Limits to growth*.
- Merrild, H., 2009. Indicators for waste management : How representative is global warming as an indicator for environmental performance of waste management? Technical Universtiy of Denmark (DTU).

- Merrild, H., Damgaard, A., Christensen, T.H., 2008. Life cycle assessment of waste paper management: The importance of technology data and system boundaries in assessing recycling and incineration. *Resour. Conserv. Recycl.* 52, 1391–1398. doi:10.1016/j.resconrec.2008.08.004
- Merrild, H., Damgaard, A., Christensen, T.H., 2009. Recycling of paper: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Manag. Res.* 27, 746–53. doi:10.1177/0734242X09348530
- Merrild, H., Larsen, A.W., Christensen, T.H., 2012. Assessing recycling versus incineration of key materials in municipal waste: The importance of efficient energy recovery and transport distances. *Waste Manag.* 32, 1009–18. doi:10.1016/j.wasman.2011.12.025
- MMA, 2001. Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuo mediante depósito en vertedero.
- MMA, 2004. Orden MAM/304/2002, de 8 de febrero por la que se publican las operaciones de valorización y eliminación de residuos y la lista europea de residuos.
- MMAMRM, 2011. Mejores Técnicas Disponible de referencia europea para Incineración de Residuos. Documento BREF.
- Mohareb, E., Kennedy, C., 2012. Greenhouse Gas Emission Scenario Modeling for Cities Using the PURGE Model. *J. Ind. Ecol.* 16, 875–888. doi:10.1111/j.1530-9290.2012.00563.x
- Møller, J., Boldrin, A., Christensen, T.H., 2009. Anaerobic digestion and digestate use: accounting of greenhouse gases and global warming contribution. *Waste Manag. Res.* 27, 813–24. doi:10.1177/0734242X09344876
- Montejo, C., Costa, C., Ramos, P., Márquez, M.D.C., 2011. Analysis and comparison of municipal solid waste and reject fraction as fuels for incineration plants. *Appl. Therm. Eng.* 31, 2135–2140. doi:10.1016/j.applthermaleng.2011.03.041
- Montejo, C., Ramos, P., Costa, C., Márquez, M.C., 2010. Analysis of the presence of improper materials in the composting process performed in ten MBT plants. *Bioresour. Technol.* 101, 8267–72. doi:10.1016/j.biortech.2010.06.024
- Montejo, C., Tonini, D., Márquez, M.D.C., Fruergaard Astrup, T., 2013. Mechanical-biological treatment: performance and potentials. An LCA of 8 MBT plants including waste characterization. *J. Environ. Manage.* 128, 661–73. doi:10.1016/j.jenvman.2013.05.063
- Mooi, E., Sarstedt, M., 2011. Cluster analysis, in: Springer Berlin Heidelberg (Ed.), *A Concise Guide to Market Research. The Process, Data, and Methods Using IBM SPSS Statistics*. pp. 237–284. doi:10.1007/978-3-642-12541-6

- Morf, L.S., Gloor, R., Haag, O., Haupt, M., Skutan, S., Di Lorenzo, F., Böni, D., 2013. Precious metals and rare earth elements in municipal solid waste--sources and fate in a Swiss incineration plant. *Waste Manag.* 33, 634–44. doi:10.1016/j.wasman.2012.09.010
- Morrissey, A.J., Browne, J., 2004. Waste management models and their application to sustainable waste management. *Waste Manag.* 24, 297–308. doi:10.1016/j.wasman.2003.09.005
- Morselli, L., De Robertis, C., Luzi, J., Passarini, F., Vassura, I., 2008. Environmental impacts of waste incineration in a regional system (Emilia Romagna, Italy) evaluated from a life cycle perspective. *J. Hazard. Mater.* 159, 505–11. doi:10.1016/j.jhazmat.2008.02.047
- Muñoz, I., Rieradevall, J., Doménech, X., Milà, L., 2004. LCA Application to Integrated Waste Management Planning in Gipuzkoa ( Spain ). *Int. J. LCA* 9, 272–280.
- Navarro-Esbrí, J., Diamadopoulos, E., Ginestar, D., 2002. Time series analysis and forecasting techniques for municipal solid waste management. *Resour. Conserv. Recycl.* 35, 201–214. doi:10.1016/S0921-3449(02)00002-2
- Nguyen, T.T.T., Wilson, B.G., 2010a. Fuel consumption estimation for kerbside municipal solid waste (MSW) collection activities. *Waste Manag. Res.* 28, 289–97. doi:10.1177/0734242X09337656
- Nguyen, T.T.T., Wilson, B.G., 2010b. Fuel consumption estimation for kerbside municipal solid waste (MSW) collection activities. *Waste Manag. Res.* 28, 289–97. doi:10.1177/0734242X09337656
- Nilsson-Djerf, J., 1999. Measuring the social factors of integrated waste management. Lund University.
- Noori, R., Abdoli, M.A., Farokhnia, A., Abbasi, M., 2009. Results uncertainty of solid waste generation forecasting by hybrid of wavelet transform-ANFIS and wavelet transform-neural network. *Expert Syst. Appl.* 36, 9991–9999. doi:10.1016/j.eswa.2008.12.035
- Noori, R., Karbassi, A., Salman Sabahi, M., 2010. Evaluation of PCA and Gamma test techniques on ANN operation for weekly solid waste prediction. *J. Environ. Manage.* 91, 767–71. doi:10.1016/j.jenvman.2009.10.007
- OECD, 2003. Environmental indicators: Development, measurement and use. OECD 25.
- Ogwueleka, T.C., Ogwueleka, F.N., 2010. Modelling energy content of municipal solid waste using artificial neural network. *Iran. J. Environ. Heal. Sci. Eng* 7, 259–266.
- Ojeda-Benítez, S., Lozano-Olvera, G., Morelos, R.A., Vega, C.A. De, 2008. Mathematical modeling to predict residential solid waste generation. *Waste Manag.* 28 Suppl 1, S7–S13. doi:10.1016/j.wasman.2008.03.020

- Ortner, M.E., Müller, W., Bockreis, A., 2013. The greenhouse gas and energy balance of different treatment concepts for bio-waste. *Waste Manag. Res.* 31, 46–55. doi:10.1177/0734242X13500518
- Owusu, V., Adjei-Addo, E., Sundberg, C., 2013. Do economic incentives affect attitudes to solid waste source separation? Evidence from Ghana. *Resour. Conserv. Recycl.* 78, 115–123. doi:10.1016/j.resconrec.2013.07.002
- Pai, P.-F., Lin, K.-P., Lin, C.-S., Chang, P.-T., 2010. Time series forecasting by a seasonal support vector regression model. *Expert Syst. Appl.* 37, 4261–4265. doi:10.1016/j.eswa.2009.11.076
- Park, J.Y., Chertow, M.R., 2014. Establishing and testing the “reuse potential” indicator for managing wastes as resources. *J. Environ. Manage.* 137, 45–53. doi:10.1016/j.jenvman.2013.11.053
- Parlamento Europeo, 2015. Propuesta de resolución del Parlamento Europeo sobre el uso eficiente de los recursos: avanzar hacia una economía circular (2014/2208(INI)).
- Peruarena, M., 2012. A klaseko konposta. *Berria* 2012–2014.
- Petts, J., 2000. Municipal waste management: inequities and the role of deliberation. *Risk Anal.* 20, 821–32.
- Petxarroman, I., 2015. Errefusa gutxitzeko pizgarriak ezabatzen ditu errausketak. *Berria* 12.
- Pognani, M., Barrena, R., Font, X., Sánchez, A., 2012. A complete mass balance of a complex combined anaerobic/aerobic municipal source-separated waste treatment plant. *Waste Manag.* 32, 799–805. doi:10.1016/j.wasman.2011.12.018
- PRÉ Consultants, 2012. SimaPro [WWW Document]. URL <http://www.pre-sustainability.com/all-about-simapro>
- Punkkinen, H., Merta, E., Teerioja, N., Moliis, K., Kuvaja, E., 2012. Environmental sustainability comparison of a hypothetical pneumatic waste collection system and a door-to-door system. *Waste Manag.* 32, 1775–81. doi:10.1016/j.wasman.2012.05.003
- Purcell, M., Magette, W.L., 2009. Prediction of household and commercial BMW generation according to socio-economic and other factors for the Dublin region. *Waste Manag.* 29, 1237–50. doi:10.1016/j.wasman.2008.10.011
- Puyuelo, B., Colón, J., Martín, P., Sánchez, A., 2013. Comparison of compostable bags and aerated bins with conventional storage systems to collect the organic fraction of municipal solid waste from homes. A Catalonia case study. *Waste Manag.* 33, 1381–9. doi:10.1016/j.wasman.2013.02.015

- Rada, E.C., Ragazzi, M., Fedrizzi, P., 2013. Web-GIS oriented systems viability for municipal solid waste selective collection optimization in developed and transient economies. *Waste Manag.* 33, 785–92. doi:10.1016/j.wasman.2013.01.002
- Ranieri, E., Rada, E.C., Ragazzi, M., Masi, S., Montanaro, C., 2014. Critical analysis of the integration of residual municipal solid waste incineration and selective collection in two Italian tourist areas. *Waste Manag. Res.* doi:10.1177/0734242X14533605
- Rasi, S., 2009. Biogas Composition and Upgrading to Biomethane. University of Jyväskylä. doi:978-951-39-3607-5
- Reimann, D., 2012. CEWEP Energy Report III. Results of specific data for energy, R1 plant efficiency factor and NCV of 314 european waste-to energy (WtE) plants.
- Riber, C., Bhandar, G.S., Christensen, T.H., 2008. Environmental assessment of waste incineration in a life-cycle-perspective (EASEWASTE). *Waste Manag. Res.* 26, 96–103. doi:10.1177/0734242X08088583
- Riber, C., Petersen, C., Christensen, T.H., 2009. Chemical composition of material fractions in Danish household waste. *Waste Manag.* 29, 1251–7. doi:10.1016/j.wasman.2008.09.013
- Rigamonti, L., Grosso, M., Giugliano, M., 2010. Life cycle assessment of sub-units composing a MSW management system. *J. Clean. Prod.* 18, 1652–1662. doi:10.1016/j.jclepro.2010.06.029
- Rigamonti, L., Grosso, M., Sunseri, M.C., 2009. Influence of assumptions about selection and recycling efficiencies on the LCA of integrated waste management systems. *Int. J. Life Cycle Assess.* 14, 411–419. doi:10.1007/s11367-009-0095-3
- Rimaityte, I., Ruzgas, T., Denafas, G., Racys, V., Martuzevicius, D., 2012. Application and evaluation of forecasting methods for municipal solid waste generation in an Eastern-European city. *Waste Manag. Res.* 30, 89–98. doi:10.1177/0734242X10396754
- Rives, J., Rieradevall, J., Gabarrell, X., 2010. LCA comparison of container systems in municipal solid waste management. *Waste Manag.* 30, 949–57. doi:10.1016/j.wasman.2010.01.027
- Santibañez-Aguilar, J.E., Ponce-Ortega, J.M., Betzabe González-Campos, J., Serna-González, M., El-Halwagi, M.M., 2013. Optimal planning for the sustainable utilization of municipal solid waste. *Waste Manag.* 33, 2607–22. doi:10.1016/j.wasman.2013.08.010
- Schmidt, J.H., Holm, P., Merrild, A., Christensen, P., 2007. Life cycle assessment of the waste hierarchy--a Danish case study on waste paper. *Waste Manag.* 27, 1519–30. doi:10.1016/j.wasman.2006.09.004

- Sevigné Itoiz, E., 2010. Análisis de Ciclo de Vida de la gestión de envases de PET , latas y bricks mediante SIG y SDDR en España.
- Sevigné Itoiz, E., Gasol, C., Farreny, R., Rieradevall, J., Gabarrell, X., 2013. CO2ZW: Carbon footprint tool for municipal solid waste management for policy options in Europe. Inventory of Mediterranean countries. *Energy Policy* 56, 623–632. doi:10.1016/j.enpol.2013.01.027
- Shan, C.S., 2010. Projecting municipal solid waste: The case of Hong Kong SAR. *Resour. Conserv. Recycl.* 54, 759–768. doi:10.1016/j.resconrec.2009.11.012
- Shen, L., Worrell, E., 2014. Chapter 13. Plastic Recycling, in: *Handbook of Recycling*. Elsevier Inc., pp. 179–190. doi:10.1016/B978-0-12-396459-5.00020-9
- Siniksaran, E., 2008. A geometric interpretation of Mallows' Cp statistic and an alternative plot in variable selection. *Comput. Stat. Data Anal.* 52, 3459–3467. doi:10.1016/j.csda.2007.10.023
- Sonesson, U., 2000. Modelling of waste collection - a general approach to calculate fuel consumption and time. *Waste Manag. Res.* 18, 115–123. doi:10.1177/0734242X0001800203
- Talalaj, I.A., Walery, M., 2015. The effect of gender and age structure on municipal waste generation in Poland. *Waste Manag.* 40, 3–8. doi:10.1016/j.wasman.2015.03.020
- Tan, S.T., Ho, W.S., Hashim, H., Lee, C.T., Taib, M.R., Ho, C.S., 2015. Energy , economic and environmental ( 3E ) analysis of waste-to-energy ( WTE ) strategies for municipal solid waste ( MSW ) management in. *Energy Convers. Manag.* doi:10.1016/j.enconman.2015.02.010
- Tanskanen, J.-H., 2000. Strategic planning of municipal solid waste management. *Resour. Conserv. Recycl.* 30, 111–133. doi:10.1016/S0921-3449(00)00056-2
- Tavares, G., Zsigraiová, Z., Semiao, V., 2011. Multi-criteria GIS-based siting of an incineration plant for municipal solid waste. *Waste Manag.* 31, 1960–72. doi:10.1016/j.wasman.2011.04.013
- Törnblom, J., 2010. Oslo, pionera en Optibag. *Envac Concept* 1:11, 11–15.
- Tulokhonova, A., Ulanova, O., 2013. Assessment of municipal solid waste management scenarios in Irkutsk (Russia) using a life cycle assessment-integrated waste management model. *Waste Manag. Res.* 31, 475–84. doi:10.1177/0734242X13476745
- Turconi, R., Butera, S., Boldrin, A., Grosso, M., Rigamonti, L., Astrup, T., 2011. Life cycle assessment of waste incineration in Denmark and Italy using two LCA models. *Waste Manag. Res.* 29, 78–90. doi:10.1177/0734242X11417489

- Udala, H., 2014. Datuak.Organikoaren karakterizazioa. [WWW Document]. Hernaniko Udala. URL <http://hernani.net/eu/zerbitzuak/hondakinak/498-datuak.html> (accessed 9.25.14).
- Udalmap (2013) Municipal-Level Indicators of Sustainability [WWW Document], n.d. URL [http://www.ogasun.ejgv.euskadi.net/r51-udalmap/es/contenidos/informacion/udalmap/es\\_udalmap/udalmap.html](http://www.ogasun.ejgv.euskadi.net/r51-udalmap/es/contenidos/informacion/udalmap/es_udalmap/udalmap.html) (accessed 10.8.13).
- Vidal, R., Gallardo, a., Ferrer, J., 2001. Integrated analysis for pre-sorting and waste collection schemes implemented in Spanish cities. *Waste Manag. Res.* 19, 380–390. doi:10.1177/0734242X0101900503
- Villanueva, a, Wenzel, H., 2007. Paper waste - recycling, incineration or landfilling? A review of existing life cycle assessments. *Waste Manag.* 27, S29–46. doi:10.1016/j.wasman.2007.02.019
- Villeneuve, J., Michel, P., Fournet, D., Lafon, C., Ménard, Y., Wavrer, P., Guyonnet, D., 2009. Process-based analysis of waste management systems: a case study. *Waste Manag.* 29, 2–11. doi:10.1016/j.wasman.2007.12.008
- Wackernagel, M., Onisto, L., Bello, P., Linares, A.C., Lo, I.S., Sua, A.I., 1999. National natural capital accounting with the ecological footprint concept 29, 375–390.
- Wagland, S.T., Veltre, F., Longhurst, P.J., 2012. Development of an image-based analysis method to determine the physical composition of a mixed waste material. *Waste Manag.* 32, 245–248. doi:10.1016/j.wasman.2011.09.019
- WCED, 1987. Report Brudtland: Our Common Future.
- Weidema, B.P., Thrane, M., Christensen, P., Schmidt, J., Løkke, S., 2008. Carbon footprint: A catalyst for life cycle assessment? *J. Ind. Ecol.* 12, 3–6. doi:10.1111/j.1530-9290.2008.00005.x
- Weidema, B.P., Wesnaes, M.S., 1997. Data quality management for life cycle inventories-an example of using data quality indicators \*. *J. Clean. Prod.* 4, 167–174.
- Wilson, D.C., Rodic, L., Cowing, M.J., Velis, C. a., Whiteman, A.D., Scheinberg, A., Vilches, R., Masterson, D., Stretz, J., Oelz, B., 2015. “Wasteaware” benchmark indicators for integrated sustainable waste management in cities. *Waste Manag.* 35, 329–342. doi:10.1016/j.wasman.2014.10.006
- Wilson, D.C., Rodic, L., Scheinberg, A., Velis, C. a, Alabaster, G., 2012. Comparative analysis of solid waste management in 20 cities. *Waste Manag. Res.* 30, 237–54. doi:10.1177/0734242X12437569

- Wilts, H., 2012. National waste prevention programs: indicators on progress and barriers. *Waste Manag. Res.* 30, 29–35. doi:10.1177/0734242X12453612
- Winkler, J., Bilitewski, B., 2007. Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management. *Waste Manag.* 27, 1021–31. doi:10.1016/j.wasman.2007.02.023
- Wood, S., Fanning, M., Venn, M., Whiting, K., 2013. Review of state of the art of waste to energy technologies. Stage two: Case studies.
- Worrell, E., Reuter, M.A., 2014. Chapter 1. Recycling: A key factor for resource efficiency, in: *Handbook of Recycling*. pp. 3–8. doi:10.1016/B978-0-12-396459-5.00020-9
- WRAP, 2010. Environmental benefits of recycling.
- WWF, 2014. El Planeta entra hoy en números rojos: ya hemos consumido nuestro capital natural para 2014 [WWW Document]. URL <http://www.wwf.es/?30400/El-Planeta-entra-hoy-en-numeros-rojos--ya-hemos-consumido-nuestro-capital-natural-para-2014> (accessed 9.1.14).
- WWF Internacional, 2004. Informe planeta vivo 2004.
- Xi, F., Geng, Y., Chen, X., Zhang, Y., Wang, X., Xue, B., Dong, H., Liu, Z., Ren, W., Fujita, T., Zhu, Q., 2011. Contributing to local policy making on GHG emission reduction through inventorying and attribution: A case study of Shenyang, China. *Energy Policy* 39, 5999–6010. doi:10.1016/j.enpol.2011.06.063
- Xu, L., Gao, P., Cui, S., Liu, C., 2013. A hybrid procedure for MSW generation forecasting at multiple time scales in Xiamen City, China. *Waste Manag.* 33, 1324–31. doi:10.1016/j.wasman.2013.02.012
- Xue, W., Cao, K., Li, W., 2015. Municipal solid waste collection optimization in Singapore. *Appl. Geogr.* 62, 182–190. doi:10.1016/j.apgeog.2015.04.002
- Zabargarbi, 2011. Un paso más en la valorización energética de los residuos.
- Zaman, A.U., 2014. Identification of key assessment indicators of the zero waste management systems. *Ecol. Indic.* 36, 682–693. doi:10.1016/j.ecolind.2013.09.024
- Zaman, A.U., 2015. A comprehensive review of the development of zero waste management: lessons learned and guidelines. *J. Clean. Prod.* 91, 12–25. doi:10.1016/j.jclepro.2014.12.013
- Zaman, A.U., Lehmann, S., 2011. What is the “Zero Waste City” Concept?, in: *Zero Waste SA Reserach Centre for Sustainable Design and Behaviour*. Universtiy Od South Australia.

Zaman, A.U., Lehmann, S., 2013a. The zero waste index: a performance measurement tool for waste management systems in a “zero waste city.” *J. Clean. Prod.* 50, 123–132.  
doi:10.1016/j.jclepro.2012.11.041

Zaman, A.U., Lehmann, S., 2013b. Development of demand forecasting tool for natural resources recouping from municipal solid waste. *Waste Manag. Res.* 31, 17–25.  
doi:10.1177/0734242X13496304

Zero Waste, 2009. Handbook on alternative waste management schemes.

ZWIA, 2009. Zero Waste Definition [WWW Document]. URL <http://zwia.org/standards/zw-definition/> (accessed 9.4.14).



## ABREVIATURAS

---

<b>4C</b>	<i>Sistema de 4 contenedores</i>
<b>5C</b>	<i>Sistema de 5 contenedores</i>
<b>ACB</b>	<i>Análisis Coste Beneficio</i>
<b>ACE</b>	<i>Análisis Coste Efectividad</i>
<b>ACV</b>	<i>Análisis de Ciclo de Vida</i>
<b>ALOJ</b>	<i>Plazas de alojamiento turístico (‰ habitantes)</i>
<b>AMC</b>	<i>Análisis Multi-Criteria</i>
<b>AR</b>	<i>Análisis de Riesgo</i>
<b>ARIMA</b>	<i>AutoRegressice Integrated Moving Average (modelo autorregresivo integrado de promedio móvil)</i>
<b>BFA</b>	<i>Bizkaiako Fopru Aldundia</i>
<b>CAV</b>	<i>Comunidad Autónoma Vasca</i>
<b>CCV</b>	<i>Coste del Ciclo de Vida</i>

<b>CD</b>	<i>Calidad del depósito</i>
<b>CE</b>	<i>Comisión Europea</i>
<b>CNAE</b>	<i>Clasificación Nacional de Actividades Económicas</i>
<b>COME1</b>	<i>Densidad comercial minorista (% habitantes)</i>
<b>COME2</b>	<i>Densidad comercial de bienes ocasionales (% habitantes)</i>
<b>C<sub>p</sub></b>	<i>Estadístico de Mallows</i>
<b>CSR</b>	<i>Combustible sólido recuperado</i>
<b>denPOP</b>	<i>Densidad poblacional (Hab./km<sup>2</sup>)</i>
<b>denVIV</b>	<i>Densidad de viviendas en suelo residencial (Viviendas/Ha.)</i>
<b>DMR</b>	<i>Directiva Marco de Residuos</i>
<b>EAE</b>	<i>Evaluación Ambiental Estratégica</i>
<b>EIA</b>	<i>Evaluación de Impacto Ambiental</i>
<b>EICV</b>	<i>Evaluación del Inventario de Ciclo de Vida</i>
<b>EL</b>	<i>Fracción Envases ligeros</i>
<b>FIV</b>	<i>Factor de inflación de la varianza</i>
<b>GEI</b>	<i>Gases de efecto invernadero</i>
<b>GF</b>	<i>Grado de fraccionamiento</i>
<b>GFA</b>	<i>Gipuzkoako Foru Aldundia</i>
<b>GR</b>	<i>Grado de recuperación</i>
<b>GS</b>	<i>Grado de separación</i>
<b>HDPE</b>	<i>Polietileno de baja densidad</i>
<b>IC</b>	<i>Índice de Condición</i>
<b>ICV</b>	<i>Inventario de Ciclo de Vida</i>
<b>ILCD</b>	<i>International Reference Life Cycle Data System</i>

<b>indSOBRE</b>	<i>Índice de sobre-envejecimiento: Población de 75 y más años (%)</i>
<b>IPCC</b>	<i>Panel Intergubernamental Contra el Cambio Climático</i>
<b>IV</b>	<i>Índice de verticalidad</i>
<b>LDPE</b>	<i>Polietileno de alta densidad</i>
<b>LER</b>	<i>Lista Europea de Residuos</i>
<b>LULU</b>	<i>Locally Unacceptable Land Use (uso local inaceptable de la tierra)</i>
<b>MAPE</b>	<i>Error absoluto porcentual medio</i>
<b>MAPE<sub>T</sub></b>	<i>MAPE de entrenamiento</i>
<b>MAPE<sub>v</sub></b>	<i>MAPE de validación</i>
<b>MO</b>	<i>Fracción Materia Orgánica</i>
<b>NI</b>	<i>Nivel de impurezas</i>
<b>NIMBY</b>	<i>Not In My Back Yard (no en mi patio trasero)</i>
<b>Ot</b>	<i>Otros</i>
<b>PaP</b>	<i>Sistema Puerta a Puerta</i>
<b>PCI</b>	<i>Poder calorífico inferior</i>
<b>PD</b>	<i>Punto de depósito</i>
<b>PET</b>	<i>Tereftalato de polietileno</i>
<b>PIGRUB</b>	<i>Plan Integral de Gestión de Residuos Urbanos de Bizkaia</i>
<b>Pop</b>	<i>Población</i>
<b>popAGRO</b>	<i>Población de 16 y más años ocupada en el sector agropesquero</i>
<b>PS</b>	<i>Poliestireno</i>
<b>PSC</b>	<i>Planta de Clasificación y Separación</i>
<b>PVC</b>	<i>Policloruro de vinilo</i>
<b>PyC</b>	<i>Fracción Papel y Cartón</i>

<b>R<sup>2</sup></b>	<i>Coefficiente de determinación</i>
<b>RC</b>	<i>Ratio de contenerización</i>
<b>RCo</b>	<i>Residuos comerciales</i>
<b>RD</b>	<i>Residuos Domésticos</i>
<b>RENTA</b>	<i>Renta personal total (Base CAE=100)</i>
<b>RENTAd</b>	<i>Renta personal disponible (Base CAE=100)</i>
<b>REST</b>	<i>Establecimientos de hostelería y restauración (% habitantes)</i>
<b>RESTO</b>	<i>Recogida en masa</i>
<b>RI</b>	<i>Residuos Industriales</i>
<b>RIC</b>	<i>Rango intercuartílico</i>
<b>r<sub>s</sub></b>	<i>Coefficiente de correlación de Spearman</i>
<b>RS</b>	<i>Residuos Similares</i>
<b>RSU</b>	<i>Residuo Sólido Urbano</i>
<b>RU</b>	<i>Residuos Urbano</i>
<b>SECUN</b>	<i>Población de más de 10 años que ha completado al menos Estudios Secundarios (%)</i>
<b>Sup</b>	<i>Superficie total del municipio</i>
<b>supVIV</b>	<i>Superficie media de las viviendas familiares (m<sup>2</sup>)</i>
<b>tasPARO</b>	<i>Población parada registrada en el INEM (% población de 16 a 64 años)</i>
<b>TIC</b>	<i>Tecnologías de la información y de la comunicación</i>
<b>TMB</b>	<i>Tratamiento Mecánico Biológico</i>
<b>UF</b>	<i>Unidad funcional</i>
<b>UNI</b>	<i>Población de más de 10 años que ha completado estudios Universitarios (%)</i>
<b>URB</b>	<i>Suelo urbano (%)</i>

**Vi** *Fracción Vidrio*

**Vol** *Fracción Voluminosos*

**ZWIA** *Zero Waste International Alliance (Alianza Internacional de Residuo Cero)*





## GLOSARIO

---

<b>Análisis del ciclo de vida</b>	<i>Técnica para evaluar los aspectos medioambientales y los potenciales impactos asociados con un producto mediante la recopilación de un inventario de las entradas y salidas relevantes del sistema, la evaluación de los potenciales impactos medioambientales asociados con esas entradas y salidas, e interpretando los resultados de las fases de análisis de inventario y evaluación de impacto de acuerdo con los objetivos del estudio (ISO 14040).</i>
<b>Basura</b>	<i>Sustancias o productos que no presentan ningún valor para el mercado, es decir, aquellos elementos de los que es imposible obtener ningún producto.</i>
<b>Basura cero</b>	<i>Objetivo ético, económico, eficiente y visionario, para guiar a la sociedad hacia un cambio en sus hábitos de vida y emular así los ciclos naturales, donde todos los materiales desechados se convierten en recursos para otros usos. Basura Cero significa el diseño y gestión de los productos y procesos para evitar y eliminar sistemáticamente el volumen y la toxicidad de los residuos y materiales, conservar y recuperar todos los recursos, y no quemar ni depositarlos (ZWIA, 2009).</i>
<b>Beneficio ambiental</b>	<i>Impactos positivos producidos sobre el sistema como por ejemplo evitar la extracción de materias vírgenes</i>
<b>Biomasa</b>	<i>Fracción biodegradable de los productos, desechos y residuos de origen biológico procedentes de actividades agrarias... así como la</i>

<b>Calidad del depósito.</b>	<i>fracción biodegradable de los residuos industriales y municipales (Directiva 2009/28/CE). Relación entre los materiales deseados depositados frente al total depositado.</i>
<b>Caracterización de la composición</b>	<i>La información relativa a qué tipo de residuos comprende la generación de residuos en un momento y espacio específico.</i>
<b>Caracterización de la generación</b>	<i>Proceso de recopilación de información relativa a la cantidad (cuantificación de la generación) y la composición (caracterización de la composición) de residuos.</i>
<b>Caracterización del escenario</b>	<i>Información relativa al análisis de los recursos utilizados en el escenario, y al análisis del grupo al que se da servicio.</i>
<b>Composición elemental</b>	<i>Características físicas, químicas y biológicas de las fracciones</i>
<b>Cuantificación de la generación</b>	<i>La información relativa a la distribución de la generación en las distintas fracciones residuales.</i>
<b>Directiva Marco de Residuos.</b>	<i>Directiva 2008/98/CE sobre residuos.</i>
<b>Evaluación del Inventario de Ciclo de Vida.</b>	<i>Fase de entendimiento y evaluación de la magnitud e importancia de los potenciales impactos ambientales del sistema producto.</i>
<b>Fracción</b>	<i>Corrientes residuales que conforman la bolsa de basura</i>
<b>Fracción primaria</b>	<i>Fracciones propuesta por el sistema de recogida selectiva para la separación en origen.</i>
<b>Fracción secundaria</b>	<i>Conjunto de fracciones de las que se compone una fracción primaria.</i>
<b>Grado de fraccionamiento</b>	<i>Peso de cada fracción residual sobre la generación total.</i>
<b>Grado de recuperación</b>	<i>Materiales limpios aptos para ser gestionados en los distintos tratamientos.</i>
<b>Grado de separación</b>	<i>Cantidad de material recogido selectivamente sobre la generación real de dicha fracción.</i>
<b>Huella ecológica</b>	<i>La suma de todos los bienes y servicios ecológicos demandados por la humanidad, en términos de área productiva, para producir los recursos y asimilar los residuos generados (Wackernagel et al., 1999)</i>

<b>Indicador directo</b>	<i>Parámetros que se cuantifican sin necesidad de obtener información complementaria, como por ejemplo el grado de fraccionamiento</i>
<b>Indicador indirecto</b>	<i>Parámetros que necesitan de información complementaria para su cuantificación, como por ejemplo, la generación per cápita.</i>
<b>Indicadores de impacto</b>	<i>Indicadores que hacen referencia a la contribución del sistema a una categoría de impacto específica, por ejemplo, el cambio climático o la acidificación del medio</i>
<b>Indicadores de rendimiento</b>	<i>Indicadores relacionados con el desempeño del sistema como el ratio de reciclaje o el desvío de residuos depositados de vertederos</i>
<b>Indicadores finales o end-point</b>	<i>Indicadores que expresan las consecuencias al final de la cadena causa-efecto</i>
<b>Indicadores intermedios o mid-point</b>	<i>Indicadores relacionados con el uso de recursos o las emisiones de un sistema.</i>
<b>Inventario de Ciclo de Vida.</b>	<i>Recopilación y cuantificación de las entradas y salidas del sistema producto.</i>
<b>Nivel de impurezas.</b>	<i>Materiales mal depositados.</i>
<b>Pre-recogida</b>	<i>Sistema por el cual se le pide a la ciudadanía que desagregue la bolsa de basura en las distintas fracciones primarias.</i>
<b>Principio de quien contamina paga</b>	<i>El principio de quien contamina paga es un principio rector a escala europea e internacional. El productor de los residuos y el poseedor de los residuos debe gestionarlos de forma que garantice un alto nivel de protección del medio ambiente y de la salud humana (Directiva 2008/98/CE)</i>
<b>Principio de responsabilidad ampliada del productor</b>	<i>Medidas legislativas o no legislativas para cualquier persona física o jurídica que desarrolle, fabrique, procese, trate, venda o importe productos de forma profesional (el productor del producto) en relación a gestión de su producto (Directiva 2008/98/CE)</i>
<b>Productos primarios,</b>	<i>Productos producidos exclusivamente con recursos extraídos de fuentes vírgenes</i>
<b>Productos reciclados</b>	<i>Productos producidos por materiales reciclados</i>
<b>Punto de depósito.</b>	<i>Lugar donde se depositan los residuos como por ejemplo los contenedores.</i>
<b>Ratio de contenerización.</b>	<i>Relación entre habitantes y punto de depósitos.</i>

<b>Ratio de sustitución</b>	<i>Relación entre el producto reciclado y el producto a partir de materiales vírgenes.</i>
<b>Recogida en masa.</b>	<i>Fracción no recogida selectivamente.</i>
<b>Recogida separada</b>	<i>Recogida en la que un flujo de residuos se mantiene por separado, según su tipo y naturaleza, para facilitar un tratamiento específico (Ley 22(2011, Art.3)</i>
<b>Recogida urbana</b>	<i>Labores de recogida de todos los puntos de depósito</i>
<b>Residuo</b>	<i>Producto que deja de ser útil para el propietario, pero que con un tratamiento adecuado sigue siendo útil para el mercado, considerándose materia prima para otros procesos productivos.</i>
<b>Residuo comercial</b>	<i>Residuos generados por la actividad propia del comercio, al por mayor y al por menor, de los servicios de restauración y bares, de las oficinas y de los mercados, así como del resto del sector servicios</i>
<b>Residuo industrial</b>	<i>Residuos resultantes de los procesos de fabricación, de transformación, de utilización, de consumo, de limpieza o de mantenimiento generados por la actividad industrial, excluidas las emisiones a la atmósfera reguladas en la Ley 34/2007, de 15 de noviembre</i>
<b>Residuo sólido urbano</b>	<i>Residuos producidos como consecuencia de las actividades domiciliarias, comerciales y de servicios, sanitarias en hospitales, clínicas y ambulatorios, en la limpieza viaria, y de zonas verdes y recreativas (Ley 42/1975).</i>
<b>Residuo urbano</b>	<i>Residuos producidos como consecuencia de las actividades domiciliarias, comerciales y de servicios, sanitarias en hospitales, clínicas y ambulatorios, en la limpieza viaria, y de zonas verdes y recreativas (Ley 10/1998)</i>
<b>Residuo doméstico</b>	<i>Residuos generados en los hogares como consecuencia de las actividades domésticas (incluyendo aparatos eléctricos y electrónicos, ropa, pilas, acumuladores, muebles y enseres así como los residuos y escombros procedentes de obras menores de construcción y reparación domiciliaria), los residuos similares generados en servicios e industrias</i>
<b>Residuo primario</b>	<i>Cualquier sustancia u objeto del cual su poseedor se desprenda o tenga la intención o la obligación de desprenderse.</i>
<b>Residuo secundario</b>	<i>Desechos generados por las instalaciones de tratamientos de residuos durante el tratamiento.</i>

---

<b>Residuos similares</b>	<i>Residuos que, por su naturaleza y composición, son equiparables a los residuos domésticos</i>
<b>Separación en origen</b>	<i>Separación que ocurre en los puntos de generación como por ejemplo los hogares</i>
<b>Sistema de 4 contenedores.</b>	<i>Sistema de recogida mediante contenedores que recoge selectivamente tres fracciones (vidrio, papel y cartón, y envases ligeros) y otra no selectivamente (resto).</i>
<b>Sistema de 5 contenedores.</b>	<i>Sistema de recogida mediante contenedores que recoge selectivamente cuatro fracciones (vidrio, papel y cartón, envases ligeros y materia orgánica) y otra no selectivamente (resto).</i>
<b>Sistema producto</b>	<i>Conjunto de procesos unitarios conectados material y energéticamente para realizar una función definida (ISO 14040)</i>
<b>Sistema Puerta a Puerta.</b>	<i>Sistema de recogida basado en la cercanía de los puntos de depósitos a la ciudadanía. Distancia mínima.</i>
<b>Sistemas de gestión final</b>	<i>Conjunto de tratamientos para el cometido de preparación para la reutilización o reciclaje, valorización, inertización o eliminación de las corrientes residuales</i>
<b>Sistemas de pago por generación</b>	<i>Sistema de tasa en el que la ciudadanía paga el servicio en base al uso del servicio en relación a su nivel de corresponsabilización</i>
<b>Unidad funcional</b>	<i>En el marco del Análisis del Ciclo de Vida, la cuantificación de la función del sistema del producto (ISO 14040)</i>



A<sub>A</sub>

## **ANEXO A: FUENTES DE INFORMACIÓN**

---

*El objeto de este anexo es describir las fuentes de datos consultadas para la consecución de los resultados presentados en esta tesis doctoral.*



## A.1 Matrices de caracterización

### A.1.1 Datos Bizkaia

**Tabla A.1.** Campos de la información relativa a la cuantificación de la generación de los municipios de Bizkaia (BFA, 2012b)

<b>Campo de información</b>
Municipio
Recogida en masa (kg)
Papel-cartón (kg)
Vidrio (kg)
Voluminosos (kg)
Envases (kg)
Total RD (kg)
RD (kg/hab/día) (kg)
Habitantes (kg)

**Tabla A.2.** Matriz de caracterización de Bizkaia

<b>Fracción primaria</b>	<b>Fracción secundaria</b>
Materia orgánica putrescible	Restos de comida sin cocinar Resto de comida cocinada Restos de poda y jardinería
Papel-cartón	Papel impreso Periódicos Revistas y folletos Envases de cartoncillo punto verde Embalaje cartón Papel sucio/paño/pañales/otros
Vidrio	Vidrio plano Vidrio hueco
Envases ligeros	
Envases ligeros plástico	PET PEAD PVC PEBD PP PS
Envases ligeros metálicos	Hojalata Aluminio
Otros envases	Complejos/briks
Otros plásticos no envases	
Metales férricos no envase	
Residuos peligrosos del hogar	Medicamentos Pilas Pinturas/aerosoles/barnices Otros
Misceláneos	Cueros Textiles Madera tratada Madera sin tratar
Voluminosos	Caucho/goma Electrodomésticos Otros
Inertes	Finos/tierras/cenizas Cerámica Piedras y pétreos

## A.1.2 Datos Gipuzkoa

**Tabla A.3.** Campos de la información relativa a la cuantificación de la generación de los municipios de la mancomunidad de Urola Kosta (Elkartea, 2013)

<b>Campo de información</b>
Municipio
Recogida en masa (kg)
Papel-cartón (kg)
Vidrio (kg)
Voluminosos (kg)
Envases (kg)
Materia orgánica (kg)
Participación experiencia 5º contenedor
Participación en autocompostaje

**Tabla A.4.** Campos de la información relativa a la cuantificación de la generación de los municipios de la mancomunidad de San Marcos

<b>Fracción primaria</b>	<b>Información complementaria</b>
Materia orgánica	Autocompostaje (kg) Contenedores de orgánica en la vía pública con llave doméstico Puerta a puerta de orgánica doméstica y comercial
Papel-cartón	Contenedores en vía pública de papel/cartón Papel-cartón en administraciones y centros escolares Subtotal Puerta a puerta de cartón en comercios Puerta a puerta cartón comercial Centro Puerta a puerta cartón comercial Barrios Puerta a puerta cartón comercial Parte vieja Puerta a puerta de papel/cartón en domicilios y comercios
Envases ligeros	Contenedores en vía pública de envases ligeros Puerta a puerta de envases ligeros
Vidrio	Contenedores en vía pública de vidrio Puerta a puerta de hostelería en zonas de difícil acceso
Restos de jardín	Material no leñoso: hierba, brozas, hojas. Material leñoso: ramas, arbustos, podas.
Pilas	Recogida de pilas en contenedores en la vía pública
Textiles	Contenedores en vía pública de textiles
Aceite de cocina	Aceite de cocina recogido en el punto verde móvil Aceite de cocina recogido en contenedores en la vía pública
RAEEs	RAEEs recogidos por los servicios municipales
Voluminosos	
Maderas	

**Tabla A.5.** Campos de la información relativa a la cuantificación de la generación de los municipios de Gipuzkoa (Kontsortzioa, 2013)

<b>Fracción primaria</b>	<b>Información complementaria</b>
Materia orgánica	
Autocompostaje y compostaje comunitario	Número de familias Kg/habitante y año Personas familia
Materia orgánica putrescible	Materia orgánica PaP Materia orgánica vía contenedor Materia orgánica grandes generadores Materia orgánica en polígonos Otros materia orgánica
Material no leñoso: hierba, brozas, hojas	Material no leñoso Material no leñoso en garbigune
Material leñoso: ramas, arbustos, podas	Material leñoso Material leñoso en garbigune
Papel-cartón	Papel-cartón PaP (doméstico y comercio) Papel-cartón vía contenedor Papel-cartón zona aportación (comercial) Papel-cartón PaP comercio Papel-cartón administración y centros educativos Papel-cartón grandes generadores Papel-cartón garbigune
Envases ligeros	Envases ligeros PaP Envases ligeros grandes generadores Envases ligeros vía contenedor Envases ligeros garbigune
Vidrio	Vidrio vía contenedor Vidrio PaP (comercial) Vidrio en garbigune
Voluminosos	Voluminosos ayuntamiento Voluminosos en garbigune
Madera	Madera sin tratar en polígonos Madera tratada en polígonos Madera mercados y ferias Madera garbigune Madera playas
Textil	Textil contenedor Textil garbigune
Aceite	Aceite cocina Aceite cocina punto móvil Aceite cocine garbigune

	Aceite mineral garbigune (aceite motores)
Pilas	Pilas contenedor Pilas y baterías en garbigune Pilas en establecimiento
Aparatos eléctricos y electrónicos (RAEEs)	RAEEs ayuntamiento RAEEs –blanco garbigune RAEEs –marrón garbigune RAEEs –garbigune (fluorescentes,...)
Residuos peligrosos hogar (RPH)	RPH garbigune RPH en punto movil
Plásticos	Film plástico en polígono Film plástico en garbigune Mezcla plástico en polígono Mezcla plástico en garbigune
Metales	Chatarra ayuntamiento Chatarra garbigune Aluminio garbigune Otros metales garbigune
Poliespan	Poliespan Poliespan garbigune
Ruedas	Ruedas garbigune Ruedas calle
Juegos	Juegos garbigune Juegos calle
Resto	Resto PaP Resto contenedor Resto en calle Resto PaP Comercio y polígonos Limpieza viaria Brigadas municipales Resto mercados y ferias Resto grandes generadores a vertedero Resto playas, ríos,... Resto garbigune Resto vertido incontrolado
Papel-cartón	
Madera	
Plástico y envases ligeros	
Inertes a vertedero	
Resto	
Escombros	Escombros limpio garbigune Escombros limpio en zona de aportación o vertedero de inertes Escombros mezclado en zona de aportación o vertedero de inertes

Tabla A.6. Matriz de caracterización fracción resto Gipuzkoa 2007 (GFA, 2007)

<b>Fracción primaria</b>	<b>Fracción secundaria</b>
Materia orgánica	
Materia orgánica putrescible	Comida sin cocinar animal Comida sin cocinar vegetal Comida cocinada vegetal Restos de poda y jardinería
Otra orgánica biodegradable	Cuero Textiles Madera tratada Madera sin tratar Pañales Otras celulosas Asimilables a orgánicos (serrín, corcho, pelo, etc.)
Papel y cartón	Papel impreso no encuadernado Periódico Información comercial (propaganda) Otros (información institucional, extractos bancarios,.etc.) Revistas Libros Otros encuadernados Envase cartón/papel primario doméstico Envase cartón/papel secundario doméstico Envase cartón/papel secundario industrial /comercial Envase cartón/papel terciario doméstico
Envases vidrio	Agua mineral Sidra Otros Envases plásticos Envase primario PET agua mineral Envase primario PET otros Envase primario PEAD agua mineral Envase primario PVC Envase primario PP Envase primario PS Envase primario otros PET Envase secundario/terciario PET Envase secundario/terciario PEAD Envase secundario/terciario PVC Envase secundario/terciario PS Envase secundario/terciario otros plásticos Film doméstico extensible y retráctil Film domestico no extensible y no retráctil Film industrial/comercial extensible y retráctil Film industrial/comercial no extensible y no retráctil Bolsa basura camisa reutilizada

Envases no plásticos	<p>Envases férricos</p> <p>Envases no férricos rígidos</p> <p>Envases no férricos flexibles</p> <p>Bricks</p> <p>Otros envases complejos</p> <p>Envases madera</p> <p>Otros envases</p>
Varios y misceláneos	<p>Bolsa de basura negra</p> <p>Vidrio plano</p> <p>Plástico no envase</p> <p>Metales no envase</p> <p>Cauchos y gomas</p> <p>Cables</p> <p>Juguetes no RAE</p>
Residuos peligrosos del hogar	<p>Medicamentos</p> <p>Pilas botón</p> <p>Pilas</p> <p>Aceites minerales</p> <p>Pinturas/aceites/aerosoles (envase con contenido o RP)</p> <p>Otros residuos peligrosos</p>
Voluminosos	<p>Voluminosos línea blanca</p> <p>Voluminosos línea gris</p> <p>Voluminosos línea marrón</p> <p>Pequeños RAE línea blanca</p> <p>Pequeños RAE línea gris</p> <p>Pequeños RAE línea marrón</p> <p>Juguetes RAE</p> <p>Varios voluminosos</p>
Inertes	<p>Finos inorgánicos/tierras/cenizas</p> <p>Cerámicas</p> <p>Piedras y pétreos</p>

Tabla A.7. Matriz caracterización fracción resto en Gipuzkoa 2012 (GFA, 2012c)

<b>Fracción primaria</b>	<b>Fracción secundaria</b>
Materia orgánica compostable	
Restos alimentos	Despilfarro No despilfarro
Restos jardinerías	Leñoso No leñoso
Madera (no envase)	Tratado Sin tratar
Papel-cartón	Papel-cartón no envase Envases papel-cartón
Material mixto	Pañales y compresas Cuero y textiles
Envases vidrio	Transparente Color
Envases ligeros	
Envases plásticos	PET (primario, secundario y terciario) PEAD (primario, secundario y terciario) PVC (primario, secundario y terciario) PP (primario, secundario y terciario) PS (primario, secundario y terciario) Otros plásticos Film (excepto bolsa camisa) Film (bolsa camisa)
Envases metálicos	Envases férricos Envases no férricos
Envases complejos	Bricks Capsulas café Otros complejos
Otros envases	Envases madera Otros (cerámicos,...) Otro rechazo
Varios y misceláneos	Bolsa de basura negra Vidrio no envase Plástico no envase Metal no envase (férrico, no férrico) Otros (cables, gomas, juguetes no RAE, poliespan no envase ...)
Residuos peligrosos hogar	Medicamentos Pilas Aceites, pinturas, barnices, aerosoles Otros (fluorescentes, lámparas mercurio,...)
RAEEs	Electrodomésticos categoría 2 RD 208/2005 Equipos y aparatos electrónicos categorías 3,4,5,6,7,8,9 y 10 RD 208/2005
Voluminosos	
Inertes	

### A.1.3 Datos España

**Tabla A.8.** Matriz de caracterización a nivel estatal (MAAMA, 2012a)

<b>Fracción primaria</b>	<b>Fracción secundaria</b>
Materia orgánica biodegradable	Restos alimentos Restos jardinería Celulósicos Otros materia orgánica
Envases y embalajes	Papel cartón con punto verde Papel cartón sin punto verde Brick Envases férricos Aluminio Vidrio blanco Vidrio color Madera Cerámicos Otros PET PEAD natural PAD color Film (excepto bolsas camisa) Film (bolsa camisa) PVC PP PS (excepto EPS) EPS Otros plásticos
Otros residuos	Plástico no envase (excepto bolsa basura) Film bolsa basura Papel-cartón no envase Vidrio no envase Madera no envase Metales férricos no envase Metales no férricos no envase RAEE (cat 1 y 2 RD 208/2005) RAEE (cat 3, 4 y 7 RD 208/2005) RAEE (cat 5, 6, 8, 9 y 10 RD 208/2005) Pilas y acumuladores Batería de vehículos Fluorescentes y lámparas de mercurio) Textiles Textiles sanitarios Otros Tierras y escombros

## A.2 Variable dependiente

Los datos relativos a la generación de residuos se obtienen de diversas fuentes. La fuente principal es el Observatorio permanente de residuos urbanos de la Diputación Foral de Bizkaia (BFA, 2012b).

El Observatorio tiene por objeto en localizar, clasificar y cuantificar los residuos urbanos (RU) que se generan en el Territorio Histórico de Bizkaia mediante el diseño y mantenimiento de un sistema permanente de recopilación de datos de generación de RU, atendiendo a la clasificación que de ellos se hace en la Ley 22/2011 de Residuos y suelos contaminados. De esta forma, se cuantifican dos tipos de residuos:

- Residuos Domésticos (RD), que a su vez se dividen en Residuos de Hogares (RH) y Residuos Similares de Servicios e Industrias (RSSI)
- Residuos Comerciales (RC)

Este órgano publica datos históricos desde 1999 de los 112 municipios vizcaínos sobre las fracciones recogidas selectivamente (papel-cartón, vidrio, voluminosos, envases) y recogida en masa, contenedores instalados para las fracciones reciclables y resto, y cuantificaciones anuales de los residuos generados en el territorio.

Por otro lado, está el Sistema de información municipal de la Comunidad Autónoma Vasca, el portal Udalmap, que dispone de datos relativos a la generación de residuos urbanos por habitante y año, y contenedores instalados (resto, vidrio, papel, envases y plásticos, pilas, ropa/textiles) para el conjunto de la CAV (251 municipios a 2009).

Asimismo, se envió un cuestionario a los municipios/mancomunidades del territorio (Tabla A.10). 32 municipios de los 112 (bien mediante comunicación individual bien mediante comunicación conjunta por medio de la mancomunidad) respondieron con información relativa a la descripción del sistema. No se obtuvo ninguna respuesta relativa a la caracterización de residuos.

Por otro lado, las empresas encargadas de la recogida de dos de las principales fracciones reciclables (envases ligeros y vidrio) Garbiker (1998-2013) y Ecovidrio (2005-2013), han proporcionado datos históricos de la recogida selectiva de dichas fracciones. La Tabla A.9 muestra el conjunto de datos obtenido para la variable dependiente.

Tabla A.9. Fuentes de datos para la caracterización de la generación

Fuente	Descripción general	Sub-descripción	Acronimo	Escala temporal	Escala espacial	Serie temporal	
						Dataset	Intervalo
(BFA, 2012b)	Residuos domésticos	Envases ligeros	EL	1999-2014	Bizkaia	112	Anual
		Papel-cartón	PyC	1999-2014	Bizkaia	112	Anual
		Vidrio	Vi	1999-2014	Bizkaia	112	Anual
		Voluminosos	Vol	1999-2014	Bizkaia	112	Anual
		Pilas	Pil	1999-2014	Bizkaia	112	Anual
		Resto	RESTO	1999-2014	Bizkaia	112	Anual
		Contenedor	ContRESTO	2000-2014	Bizkaia	112	Anual
		es	ContPyC	2000-2014	Bizkaia	112	Anual
(Garbiker, 2013)	Envases ligeros	Envases ligeros	ContEL	2000-2014	Bizkaia	112	Anual
		Vidrio	ContVi	2000-2014	Bizkaia	112	Anual
		Pilas	ContPil	2000-2014	Bizkaia	112	Anual
		Contenedores		1998-2014	Bizkaia		Mensual
(Ecovidrio, 2013b)	Vidrio	Neumática			Bizkaia	4	Mensual
		Garbigune		1998-2013	Bizkaia		Mensual
		Contenedores		2005-2012	CAV	252	Anual
Cuestionario				2012		32/112	

Tabla A.10. Cuestionario enviado a municipios y mancomunidades

<b>1. INFORMACIÓN MUNICIPAL</b>						
<b>1.1. Municipio</b>						
<b>1.2. Habitantes</b>						
<b>1.3. Año</b>						
<b>2. GENERACIÓN y RECOGIDA DE RESIDUOS</b>						
<b>2.1. Generación total (kg/año)</b>						
<b>2.2. Recogida selectiva</b>						
	<b>Papel y cartón</b>	<b>Envases ligeros</b>	<b>Vidrio</b>	<b>Materia orgánica</b>	<b>Resto</b>	
<i>Sistema de recogida</i>						
<i>Año de implantación</i>						
<i>Impropios</i>						
<b>Vehículos</b>						
<i>Frecuencia recogida</i>						
<i>Número de vehículos</i>						
<i>Capacidad vehículos (m3 o litros)</i>						
<i>Consumo (l combustible / año)</i>						
<b>Contenedores</b>						
<i>Tipo contenedor</i>						
<i>Número de contenedores</i>						
<i>Volumen contenedores (m3 o litros)</i>						
<i>Material contenedor (acero, HDPE,...)</i>						
<b>Recogida neumática</b>						
<i>Bocas instaladas</i>						
<i>Kilómetros de la instalación</i>						
<b>Destino (tratamiento)</b>						
<i>Tratamiento</i>						
<i>Distancia hasta instalación (km)</i>						

---

---

## 3. COMPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS

---

---

%

---

### Materia orgánica putrescible

---

#### Papel-cartón

Papel impreso  
Periódicos  
Revista y folletos  
Envases de cartón  
Pañales

---

#### Vidrio

---

#### Envases ligeros plásticos

PET  
PEAD  
PVC  
PEBD  
PP  
PS

---

#### Otros plásticos no envases

---

#### Envases ligeros metálicos

Acero  
Aluminio

---

#### Otros envases

Briks

---

#### Residuos peligrosos del hogar

---

#### Misceláneos

---

#### Voluminosos

---

#### Inertes

---

Tabla A.11. Respuesta del municipio de Sopela al cuestionario para el año 2012

## 1. INFORMACIÓN MUNICIPAL

1.1. Municipio	Sopela
1.2. Habitantes	13.001
1.3. Año	2012

## 2. GENERACIÓN Y RECOGIDA DE RESIDUOS

2.1. Generación total (kg/año)	5.133.675,90
2.1. Generación total (kg/año)	846.255,90

	Papel y cartón	Envases ligeros	Vidrio	Materia orgánica	Resto
<i>Sistema de recogida</i>	C	C	C	C	C
<i>Año de implantación</i>	/	/	/	2013	/
<i>Impropios</i>	/	/	/	/	/
<b>Vehículos</b>					
<i>Frecuencia recogida</i>	2-3 s	Mensual	2 s	1 s	6-7 s
<i>Número de vehículos</i>	/	/	/	/	3
<i>Capacidad vehículos (m3 o litros)</i>	/	/	/	/	/
<i>Consumo (l combustible / año)</i>	/	/	/	/	/
<b>(C)Contenedores</b>					
<i>Tipo contenedor</i>	/	Iglú	/	/	/
<i>Número de contenedores</i>	64	58	83	19	285
<i>Volumen contenedores (m3 o litros)</i>	2.400	3.200	3.200	1.100	1.100-1.700
<i>Material contenedor (acero, HDPE,...)</i>	HDPE	Acero	HDPE	HDPE	HDPE
<b>(RN) Recogida neumática</b>					
<i>Bocas instaladas</i>	/	/	/	/	/
<i>Kilómetros de la instalación</i>	/	/	/	/	/
<i>Destino (tratamiento)</i>	/	/	/	/	/
<i>Tratamiento</i>	Reci.	Reci.	Reci.	Compo.	Incine.
<i>Distancia hasta instalación (km)</i>	35	38	35	22	22

### A.3 Variables explicativas

Las variables macro-económicas se obtienen del portal Udalmap, cuya finalidad es prestar un servicio público al permitir un mejor conocimiento de la realidad socio-económica de los municipios vascos, y facilitar la toma de decisiones por parte de todos aquellos agentes, tanto públicos como privados, involucrados en el crecimiento y desarrollo local y regional del País Vasco (“Udalmap (2013) Municipal-Level Indicators of Sustainability,” n.d.). El panel consta de 144 indicadores municipales de sostenibilidad Tabla A.12.

Todas y cada una de las variables cumple con los siguientes criterios:

- Tienen una interpretación clara
- Proviene de una estadística consolidada
- Son cuantificables y comparables con los obtenidos en otro ámbitos territoriales (comparabilidad externa)
- Están sometidos a continua revisión

Son transparentes y fácilmente accesibles por los usuarios

**Tabla A.12.** Panel de indicadores de Udalmap

	<b>Indicador</b>	<b>Intervalo</b>	<b>Filtro</b>	<b>Acrónimo</b>
	<b>Economía / Competitividad</b>			
	<b>Estructura Económica</b>			
1	Valor Añadido Bruto del sector agropesquero (%)	2000-2005-2008	1	/
2	Población de 16 y más años ocupada en el sector agropesquero (%)	2001-2006-2010	Incluida	popAGRO
3	Valor Añadido Bruto del sector industria (%)	2000-2005-2008	1	/
4	Población de 16 y más años ocupada en el sector industria (%)	2001-2006-2010	Incluida	popIND
5	Valor Añadido Bruto del sector construcción (%)	2000-2005-2008	1	/
6	Población de 16 y más años ocupada en el sector construcción (%)	2001-2006-2010	Incluida	popCONS
7	Valor Añadido Bruto del sector servicios (%)	2000-2005-2008	1	/
8	Población de 16 y más años ocupada en el sector servicios (%)	2001-2006-2010	Incluida	popSERV
	<b>Mercado de Trabajo</b>			
9	Tasa de actividad (%)	2001-2006-2010	Incluida	tasACT
10	Tasa de actividad de las mujeres (%)	2001-2006-2010	2	/
11	Tasa de actividad de los hombres (%)	2001-2006-2010	2	/
12	Tasa de ocupación de la población de 16 a 64 años (%)	2001-2006	3	/
13	Tasa de ocupación de la población de 55 a	2001-2006	3	/

	64 años (%)			
14	Tasa de ocupación de las mujeres de 16 a 64 años (%)	2001-2006	2	/
15	Tasa de ocupación de los hombres de 16 a 64 años (%)	2001-2006	2	/
16	Tasa de ocupación juvenil de la población de 16 a 24 años (%)	2001-2006	3	/
17	Tasa de ocupación: brecha de género (p.p.)		2	/
18	Tasa de afiliación a la Seguridad Social por municipio de trabajo (% habitantes de 16 y más años)	2003;2012	4	/
19	Tasa de afiliación a la Seguridad Social por municipio de trabajo: Mujeres (% mujeres de 16 y más años)	2003;2012	2	/
20	Tasa de afiliación a la Seguridad Social por municipio de trabajo: Hombres (% hombres de 16 y más años)	2003;2012	2	/
21	Tasa de afiliación a la Seguridad Social por municipio de residencia (% habitantes de 16 y más años)	2003;2012	4	/
22	Tasa de afiliación a la Seguridad Social por municipio de residencia: Mujeres (% mujeres de 16 y más años)	2003;2012	2	/
23	Tasa de afiliación a la Seguridad Social por municipio de residencia: Hombres (% hombres de 16 y más años)	2003;2012	2	/
24	Tasa de afiliación a la seguridad social por municipio de residencia: población 16-24 años (%habitantes)	2003;2012	3	/
25	Tasa de afil.a la S.S. según Grupo Cotización: Personal directivo (% sobre total personas afiliadas)	2011;2012	3	/
26	Tasa de afil.a la S.S. según Grupo Cotización: Personal administrativo (% sobre total personas afiliadas)	2011;2012	3	/
27	Tasa de afil.a la S.S. según Grupo Cotización: Oficiales de Producción (% sobre total personas afiliadas)	2011;2012	3	/
28	Tasa de afil.a la S.S. según Grupo Cotización: Personal no cualificado y Aprendices (% sobre total personas afiliadas)	2011;2012	3	/
29	Población parada registrada en el INEM (% población de 16 a 64 años)	2003;2012	Incluida	tasPARO
30	Población parada de larga duración registrada en el INEM (% población de 16 a 64 años)	2005;2012	1	/

31	Población de 45 y más años parada registrada en el INEM (% población de 45 y 64 años)	2003;2012	1	/
32	Mujeres paradas registradas en el INEM (% mujeres de 16 a 64 años)	2004;2012	2	/
33	Hombres parados registrados en el INEM (% hombres de 16 a 64 años)	2004;2012	2	/
34	Índice de rotación contractual (contratos/personas)	2005;2012	4	/
35	Índice de rotación contractual: mujeres (contratos/mujeres)	2005;2012	2	/
36	Índice de rotación contractual: hombres (contratos/hombres)	2005;2012	2	/
<b>Tejido empresarial</b>				
37	Empleo generado por las microempresas (0-9 empleados) (%)	2003;2012	4	/
38	Tamaño medio de los establecimientos industriales (nº de empleados)	2003;2012	4	/
39	Porcentaje de establecimientos del sector industrial sobre el total (%)	2003;2012	Incluida	%IND
40	Porcentaje de establecimientos del sector construcción sobre el total (%)	2000;2012	Incluida	%CONS
41	Porcentaje de establecimientos del sector servicios sobre el total (%)	2000;2012	Incluida	%SERV
<b>Dinamismo económico</b>				
42	PIB municipal per cápita (€)	1996-2000-2005-2008	1	/
43	PIB municipal per cápita (Base CAE=100)	1996-2000-2005-2008	Incluida	PIBcae
44	Tasa de crecimiento acumulativo anual del PIB en el último periodo (%)	2000-2005-2008	4	/
45	PIB municipal por persona ocupada (€)	1996-2000-2005-2008	1	/
46	PIB municipal por persona ocupada (Base CAE=100)	1996-2000-2005-2008	1	/
47	Contratos registrados en el año (‰ habitantes)	2005;2012	4	/
48	Población contratada en el año (‰ habitantes)	2005;2012	4	/
49	Contratos indefinidos registrados en el año (% total contratos)	2005;2012	4	/
50	Contratos indefinidos registrados en el año: mujeres (% total contratos indefinidos)	2005;2012	4	/
51	Contratos indefinidos registrados en el año: menores de 30 años (% total contratos indefinidos)	2005;2012	4	/
52	Contratos indefinidos registrados en el año: población de 45 y más años (% total)	2005;2012	4	/

	contratos indefinidos)			
53	Variación interanual en la cifra de empleo (%)	2003;2012	4	/
54	Saldo neto de establecimientos (%o habitantes)	2003;2012	4	/
55	Tasa de creación de nuevos establecimientos (%o habitantes)	2003;2012	4	/
<b>Recursos económicos de la población</b>				
56	Renta personal total (€)	1997-2001-2003-2006-09	1	/
57	Renta personal total. Mujeres (€)	1997-2001-2003-2006-2009	2	/
58	Renta personal total. Hombres (€)	1997-2001-2003-2006-2009	2	/
59	Renta personal total (Base CAE=100)	1997-2001-2003-2006-2009	Incluida	RENTAcae
60	Renta personal disponible (€)	1997-2001-2003-2006-2009	1	/
61	Renta personal disponible. Mujeres (€)	1997-2001-2003-2006-2009	2	/
62	Renta personal disponible. Hombres (€)	1997-2001-2003-2006-2009	2	/
63	Renta personal disponible (Base CAE=100)	2001-2003-2006-2009	Incluida	RENTAdiscae
64	Tasa media de crecimiento acumulativo anual de la renta personal en el último trienio	2006-2009	3	/
65	Tasa media de crecimiento acumulativo anual de la renta personal en el último trienio. Mujeres	2006-2009	2	/
66	Tasa media de crecimiento acumulativo anual de la renta personal en el último trienio. Hombres	2006-2009	2	/
67	Renta personal derivada del trabajo (% renta personal total)	2001-2003-2006-2009	1	/
68	Renta personal derivada del trabajo (% renta personal total). Mujeres	2001-2003-2006-2009	2	/
69	Renta personal derivada del trabajo (% renta personal total). Hombres	2001-2003-2006-2009	2	/
70	Unidades convivenciales perceptoras de Renta Básica (%o habitantes)	2003-2008	4	/
71	Unidades convivenciales perceptoras de Ayudas de Emergencia Social (%o habitantes)	2003-2007	4	/
72	Población perceptora de pensiones no contributivas (%o habitantes)	2003-2006	4	/

Vitalidad turística y comercial				
73	Plazas de alojamiento turístico (% habitantes)	2005;2010	Incluida <sup>1</sup>	turALOJ
74	Establecimientos de hostelería y restauración (% habitantes)	2003;2012	Incluida	REST
75	Densidad comercial minorista (% habitantes)	2003;2012	Incluida	COME1
76	Superficie comercial minorista por habitante (m <sup>2</sup> )	2003;2012	1	/
77	Densidad comercial de bienes ocasionales (% habitantes)	2003;2012	Incluida	COME2
Formación				
78	Población de más de 10 años que ha completado al menos Estudios Secundarios (%)	1996-2001-2006-2010	Incluida	popSECUN
79	Población de más de 10 años que ha completado estudios profesionales (%)	1996-2001-2006-2010	Incluida	popPROF
80	Población de más de 10 años que ha completado estudios Universitarios (%)	1996-2001-2006-2010	Incluida	popUNI
Gestión económico financiera municipal				
81	Gasto liquidado del Ayuntamiento por habitante (€)	2002-2011	3	/
82	Recaudación impositiva del Ayuntamiento por habitante (€)	2002-2011	3	/
83	Deuda viva del Ayuntamiento por habitante (€)	2002-2011	3	/
84	Inversión neta del Ayuntamiento por habitante (€)	2002-2011	3	/
Cohesión social / Calidad de vida				
Demografía <sup>2</sup>				
85	Población total (hab.)	1996;2012	Incluida	POP
86	Variación interanual de la población (%)	2002;2011	2	/
87	Variación de la población en la última década (%)	2002;2011	2	/
88	Índice de infancia: Población de 0-14 años (%)	2003;2012	Incluida	indINF
89	Índice de envejecimiento: Población de 65 y más años (%)	2003;2012	Incluida	indENVE

<sup>1</sup> Esta variable parece que se ha dejado de calcular, sin embargo, la literatura muestra un efecto significativo de variables relacionada con el turismo. En este caso, la variable plazas de alojamiento turístico, puede ser descriptivo de ese efecto. Por ello, aun no teniendo datos para los años siguiente de 2010, se incluye en el estudio.

<sup>2</sup> Las variables sobre datos demográficos se duplican al incluir en el estudio las variables disponibles en Eustat, El objetivo es intentar describir el efecto de la composición de los habitantes del municipios lo mejor posible, y dado que la información disponible en eustat es diferente, se utilizarán ambos datos.

90	Índice de sobreenvejecimiento: Población de 75 y más años (%)	2003;2012	Incluida	indSOBEN
91	Índice de dependencia demográfica (%)	2003;2012	Incluida	indDEPE
92	Índice de sobreenvejecimiento: Mujeres de 75 y más años (%)	2003;2012	4	/
93	Índice de sobreenvejecimiento: Hombres de 75 y más años (%)	2003;2012	4	/
<b>Movimiento natural de la población y migraciones</b>				
94	Tasa bruta de natalidad (‰)	2002;2012	Incluida	tasNAT
95	Tasa de crecimiento vegetativo (‰)	2002;2012	Incluida	tasCRE
96	Saldo migratorio externo (‰)	2002;2012	3	/
97	Población extranjera (%)	2002;2012	Incluida	popEXTR
98	Población extranjera de fuera de la UE-15 (% población extranjera)	2002;2012	1	/
99	Población extranjera de fuera de la UE-27 (% población extranjera)	2002;2012	1	/
100	Población extranjera. Mujeres (%)	2002;2012	4	/
101	Población extranjera. Hombres (%)	2002;2012	4	/
<b>Vivienda</b>				
102	Superficie media de las viviendas familiares (m <sup>2</sup> )	2001-2006-2010-2011	Incluida	VIVm2
103	Viviendas familiares desocupadas (%)	2001-2011	2	/
104	Viviendas familiares con más de 50 años de antigüedad (%)	2001-2006-2010-2011	4	/
105	Índice de confort de las viviendas familiares principales	2001-2006	2	/
106	Viviendas familiares principales en edificios en estado ruinoso, malo o deficiente (%)	2001	2	/
107	Antigüedad media de las viviendas familiares	1991-1996-2001-2006-2010-2011	4	/
108	Solicitudes de vivienda que constan en Etxebide (‰ habitantes)	2001-2006-2010-2011	3	/
109	Viviendas adjudicadas por Etxebide en el último trienio por cada 100 solicitudes inscritas	2005;2011	3	/
110	Viviendas protegidas (VPO) adjudicadas por Etxebide en el último quinquenio (‰ habitantes)	2005;2011	3	/
111	Licencias de vivienda nueva concedidas en el último quinquenio (‰ habitantes)	2005;2011	3	/
112	Viviendas protegidas (VPO) terminadas en el último quinquenio (‰ habitantes)	2005;2011	3	/
<b>Urbanismo</b>				
113	Suelo urbano (%)	2004;2012	Incluida	%URB
114	Superficie residencial urbanizable (%)	2004;2012	Incluida	%RES
115	Densidad poblacional (Hab./Km <sup>2</sup> )	2004;2012	Incluida	denPOP

116	Equipamientos y edificios municipales accesibles (%)	2005;2009	4	/
117	Edificios de viviendas de 2 o más plantas sin ascensor (%)	2005;2009	3	/
118	Densidad de viviendas en suelo residencial (Viviendas/Ha.)	2004;2012	Incluida	denVIV
<b>Bienestar social</b>				
119	Gasto corriente del presupuesto municipal per capita en Servicios Sociales (€)		4	/
120	Gasto total per cápita en Servicios Sociales (€)		4	/
121	Grado de ocupación de los centros de día (3ª edad y personas con discapacidad) (%)		4	/
122	Grado de ocupación de los centros residenciales (3ª edad y personas con discapacidad) (%)		4	/
123	Plazas en centros de día para la 3ª edad (%o habitantes de 65 y más años)		4	/
124	Plazas en centros residenciales para la 3ª edad (%o habitantes de 65 y más años)		4	/
125	Plazas en centros residenciales para la 3ª edad (%o habitantes de 65 y más años)		4	/
126	Plazas en centros de día para personas discapacitadas (%o habitantes)		4	/
127	Plazas en centros residenciales para personas discapacitadas (%o habitantes)		4	/
<b>Infraestructuras básicas</b>				
128	Índice de rendimiento del sistema de abastecimiento de agua (%)		4	/
129	Hidrantes contra incendios instalados en suelo urbano (hidrantes/ha.)		4	/
130	Puntos de alumbrado público (%o habitantes)		4	/
131	Edificios de viviendas familiares principales con instalación de gas por tubería (%)		4	/
<b>Equipamientos de uso colectivo</b>				
132	Unidades de educación infantil por cada 100 habitantes de 0 a 2 años		4	/
133	Volúmenes de las bibliotecas de acceso público por habitante		4	/
134	Pantallas de cine (nº )		4	/
135	Aforo de cines (butacas por %o habitantes)		4	/
136	Farmacias (por cada 10.000 habitantes)		4	/
137	Tiempo medio de desplazamiento al hospital de referencia (min.)		4	/
138	Zonas públicas de juegos infantiles (%o habitantes de 0 a 14 años)		4	/

139	Oficinas bancarias ( por cada 10.000 habitantes)		4	/
140	Oficinas de Correos (por cada 10.000 habitantes)		4	/
141	Gasolineras (por cada 10.000 habitantes)		4	/
142	Instalaciones de aseos públicos (10.000 habitantes)		4	/
143	Teléfonos públicos (por cada 1.500 habitantes)		4	/
<b>Seguridad ciudadana</b>				
144	Dotación policial local (‰ habitantes)		4	/
145	Índice de delitos (‰ habitantes)		4	/
146	Accidentes de tráfico registrados (‰ habitantes)		4	/
147	Peatones atropellados en accidentes registrados (por cada 10.000 habitantes)		4	/
<b>Participación ciudadana</b>				
148	Participación en elecciones municipales (% s/censo electoral)		4	/
<b>Medioambiente y Movilidad</b>				
<b>Agua y aire</b>				
149	Demanda total de agua por habitante y día (l/hab./día)	2013	3	/
150	Demanda industrial de agua por habitante y día (l./hab./día)	2001	3	/
151	Calificación sanitaria del agua de consumo		4	/
152	Días con calidad del aire buena o admisible (%)		4	/
153	Superficie municipal con uso urbano potencialmente inundable (%)		4	/
<b>Energía</b>				
154	Consumo eléctrico anual del municipio (Kwh./habitante)	2002;2012	Incluida	Kwhmun
155	Consumo eléctrico anual no industrial (Kwh./habitante)	2002;2012	Incluida	kwhmunno
156	Consumo eléctrico anual del sector industrial (Kwh./habitante)		4	/
157	Potencia fotovoltaica instalada (kW por 10.000 habitantes)		4	/
158	Potencia eólica instalada (kW por 10.000 habitantes)		4	/
159	Potencia hidráulica instalada (kW por 10.000 habitantes)		4	/
160	Superficie solar térmica instalada (m <sup>2</sup> por cada 10.000 habitantes)		4	/
<b>Concienciación medioambiental</b>				
161	Establecimientos con acreditación	2006-2007-2008	3	/

	medioambiental (%)			
162	Certificaciones Medioambientales (% establecimientos)	2003;2008	3	/
163	Viviendas con certificado de eficiencia energética (CADEM) (% )	2004;2010	3	/
<b>Transporte y movilidad</b>				
164	Superficie destinada a infraestructuras de transporte y comunicaciones (%)		4	/
165	Superficie destinada a carreteras (%)		4	/
166	Red de bidegorris o carriles-bici (km por cada 10.000 habitantes)		4	/
167	Población ocupada de 16 y más años que trabaja fuera del municipio de residencia (%)		4	/
168	Población estudiante de 16 y más años que estudia fuera del municipio de residencia (%)		4	/
169	Parque de vehículos (vehículos/habitante)		4	/
170	Parque de turismos (turismos/habitante)		4	/
171	Licencias de taxi (por cada 10.000 habitantes)		4	/
172	Conectividad del municipio mediante transporte público: autobús interurbano (nº de municipios)		4	/
173	Accesibilidad del municipio		4	/
174	Tiempo medio de desplazamiento a los restantes municipios de la C.A.de Euskadi (min.)		4	/
175	Tiempo medio de acceso a carreteras principales (min.)		4	/
176	Distancia a la capital del Territorio Histórico (% rodeo)		4	/
177	Tiempo medio de acceso a la capital del Territorio Histórico (min.)		4	/
<b>Zonas verdes y áreas protegidas</b>				
178	Superficie ocupada por parques, jardines y zonas verdes urbanas (%/suelo urbano)	2005;2009	3	/
179	Superficie ocupada por parques, jardines y zonas verdes urbanas (m <sup>2</sup> /persona)	2005;2009	3	/
180	Superficie municipal de especial protección (% superficie total)	2006;2010	3	/
181	Superficie forestal (% s superficie total)	2005	3	/

Por otro lado, se obtiene información del Instituto Vasco de Estadística (**Eustat**). Es un organismo autónomo del Gobierno Vasco adscrito al Departamento de Economía

y Hacienda. Su función es recoger, analizar y difundir la información estadística oficial sobre aquellos aspectos de la sociedad y de la economía vasca que se le encomienden.

**Tabla A.13.** Indicadores Eustat

<b>Indicador</b>	<b>Rango</b>	<b>Acrónimo</b>
<b>Población</b>		
Población total	1996, 2001, 2006, 2011	/
0-19	1996, 2001, 2006, 2011	/
20-64	1996, 2001, 2006, 2011	/
>64	1996, 2001, 2006, 2011	/
<b>Movimiento de la población</b>		
Nacimientos totales	1975;2012	NACI
Defunciones totales	1975;2012	DEFUN



AB

## **ANEXO B: ANÁLISIS DE CORRELACIÓN**

---

*En este anexo se presentan los análisis de correlación realizados en los diferentes apartados de la tesis*



Tabla B.1. Variables pre-seleccionadas y sus estadísticos

Grupo característico	Indicador	Abreviatura	Media	Mínimo	Máximo	Normalidad <sup>3</sup>
Estructura económica (7)	Población de 16 y más años ocupada en el sector agropesquero (%)	popAGRO	2,375	0,05	18,69	No
	Población de 16 y más años ocupada en el sector industria (%)	popIND	23,492	10,00	44,09	No
	Población de 16 y más años ocupada en el sector construcción (%)	popCONS	8,799	2,99	19,22	Si
	Población de 16 y más años ocupada en el sector servicios (%)	popSERV	65,333	47,46	81,54	No
	Porcentaje de establecimientos del sector industrial sobre el total (%)	%IND	11,624	0,00	57,14	No
	Porcentaje de establecimientos del sector construcción sobre el total (%)	%CONS	16,424	0,00	37,50	No
	Porcentaje de establecimientos del sector servicios sobre el total (%)	%SERV	71,960	30,95	95,45	Si
Dinamismo económico y recursos de la ciudadanía (9)	Tasa de actividad (%)	tasACT	48,662	36,52	55,45	Si
	Población parada registrada en el INEM (% población de 16 a 64 años)	tasPARO	7,528	1,33	14,42	Si
	PIB municipal per cápita (Base CAE=100)	PIBcae	125,616	35,24	918,71	No
	Renta personal total (Base CAE=100)	RENTAcare	99,252	61,49	167,95	Si
	Renta personal disponible (BaseCAE=100)	RENTAdisc	98,9556	64,06	156,73	Si
Vitalidad turística	Plazas de alojamiento turístico (%o habitantes)	turALOJ	48,245	0,00	2136,99	No
	Establecimientos de hostelería y restauración (%o habitantes)	REST	8,929	3,64	32,18	No

<sup>3</sup> Normalidad de acuerdo al test de Anderson-Darling

**Cont tabla B.1.** Variables pre-seleccionadas y sus estadísticos

Grupo característico	Indicador	Abreviatura	Media	Mínimo	Máximo	Normalidad <sup>4</sup>
Vitalidad comercial	Densidad comercial minorista (%o habitantes)	COME1	6,952	0,000	18,82	No
	Densidad comercial de bienes ocasionales (%o habitantes)	COME2	4,3138	0,000	16,67	No
Demografía (11)	Población total (hab.)	POP	10301	112,000	353187	No
	Índice de infancia: Población de 0-14 años (%)	indINF	13,179	6,83	17,86	Si
	Índice de envejecimiento: Población de 65 y más años (%)	indENVE	19,501	10,86	28,02	Si
	Índice de sobreenvejecimiento: Población de 75 y más años (%)	indSOBE N	10,827	4,83	17,08	Si
	Índice de dependencia demográfica (%)	indDEPE	57,224	44,37	78,48	Si
	Tasa bruta de natalidad (%o)	tasNAT	10,197	2,07	27,19	No
	Tasa de crecimiento vegetativo (%o)	tasCRE	0,2333	-18,18	25,00	Si
	Población extranjera (%)	popEXTR	4,515	0,00	14,72	No
	Nacimientos totales	NACI	95,420	0,00	2927	No
	Defunciones totales	DEFUN	98,321	0,00	3732	No
	Formación (3)	Población de más de 10 años que ha completado al menos Estudios Secundarios (%)	popSECU N	59,295	41,06	80,35
Población de más de 10 años que ha completado estudios profesionales (%)		popPROF	16,712	11,14	25,45	Si
Población de más de 10 años que ha completado estudios Universitarios (%)		popUNI	22,682	12,15	43,71	No
Morfología urbana (7)	Superficie media de las viviendas familiares (m <sup>2</sup> )	VIVm2	106,36	69,00	195,40	No
	Suelo urbano (%)	%URB	7,458	0,17	71,14	No
	Densidad poblacional (Hab./Km <sup>2</sup> )	denPOP	858,565	17,22	14955	No
	Densidad de viviendas en suelo residencial (Viviendas/Ha.)	denVIV	31,853	2,04	145,03	No

<sup>4</sup> Normalidad de acuerdo al test de Anderson-Darling

Cont tabla B.1. Variables pre-seleccionadas y sus estadísticos

Grupo característico	Indicador	Abreviatura	Media	Mínimo	Máximo	Normalidad <sup>5</sup>
Energía (2)	Consumo eléctrico anual del municipio (Kwh./habitante)	Kwhmun	9759,391	1765,80	61764,55	No
	Consumo eléctrico anual no industrial (Kwh./habitante)	kwhmun	3313,502	1652,09	12725,25	No

<sup>5</sup> Normalidad de acuerdo al test de Anderson-Darling

**Tabla B.2.** Correlación bivariadas para la inicialización de los modelos

<b>Variable explicativa</b>	<b>PM</b>	<b>C<sub>AA</sub></b>	<b>C<sub>MA</sub></b>	<b>C<sub>BB</sub></b>
popAGRO	0,362 a	0,145	0,552	0,044
popIND	0,120	-0,257	0,188	-0,172
popCONS	-0,094	-0,771	-0,176	-0,110
popSERV	-0,133	0,771	-0,067	0,235 a
%IND	0,026	-0,486	0,273	-0,158
%CONS	0,132	-0,943 a	0,091	-0,075
%SERV	-0,101	0,771	-0,261	0,173
tasACT	0,190	0,257	-0,539	0,046
tasPARO	-0,470 a	-1 a	-0,236	-0,275 a
PIBcae	-0,044	-0,200	-0,564	0,176
RENTAcae	0,292 b	0,943 a	-0,370	0,368 a
RENTAdisca	0,292 b	0,943 a	-0,370	0,368 a
turALOJ	0,226 b	-0,314	0,321	0,220
REST	0,361 a	0,029	0,830 a	0,419 a
COME1	-0,446 a	0,543	0,333	-0,176
COME2	-0,430 a	0,600	-0,006	-0,220 b
POP	-0,526 a	0,771	-0,527	-0,236 b
indINF	0,104	0,143	-0,236	0,104
indENVE	0,065	-0,257	0,491	0,065
indSOBEN	0,204 b	-0,314	0,479	0,101
indDEPE	0,109	-0,486	0,503	0,131
tasNAT	-0,115	-0,657	-0,224	-0,121
tasCRE	-0,118	0,200	-0,382	0,099
popEXTR	-0,121	0,086	0,091	0,220
NACI	-0,497 a	0,600	-0,527	-0,202
DEFUN	-0,534 a	0,600	-0,285	-0,266 a
popSECUN	0,243 b	0,943 a	-0,152	-0,397 a
popPROF	0,108	-0,314	-0,442	-0,126
popUNI	0,263 a	0,829 b	-0,067	0,411 a
VIVm2	0,446 a	0,886 b	-0,03	0,106
%URB	-0,325 a	-0,772 a	-0,382	0,159
denPOP	-0,437 a	0,086	-0,406 a	-0,052
denVIV	-0,373 a	-0,543	0,273	-0,076
Kwhmun	-0,104	-0,829 a	-0,564	0,005
kwhmunno	-0,098	-0,771	0,067	0,279 a

Tabla B.3. Valores de indicadores de impacto ambiental

Indicadores de impacto									
	Cambio climático (GWP)	Agotamiento de recursos (RRA)	Acidificación (AC)	Eutrofización (EU)	Agotamiento estratosférico (RCO)	Formación agentes fotoquímicos n(FAF)	Toxicidad humana (TH)	Eco-toxicidad (ECO)	Demanda energética (CED)
4CA	7,59E+4	5,95E+0	3,58E+6	1,29E+7	-4,27E-3	3,42E+6	9,25E-1	1,60E+6	7,95E+7
4CB	-2,27E+4	9,74E+0	1,58E+6	5,74E+6	-4,36E-2	1,67E+6	-2,53E+1	-1,39E+7	6,98E+7
5CA	1,38E+5	5,18E+0	2,93E+6	1,06E+7	-7,54E-3	2,81E+6	-5,30E+0	-2,26E+6	6,55E+7
5CB	-5,15E+4	8,15E+0	1,30E+6	4,71E+6	-4,45E-2	1,37E+6	-2,66E+1	-1,49E+7	5,65E+7
PaP	-7,25E+5	6,84E+0	1,60E+4	1,12E+5	-2,72E-2	1,59E+5	-3,23E+1	-1,69E+7	2,63E+7

**Tabla B.4. Valores indicadores de rendimiento ambiental**

Indicadores de rendimiento				Estrategia de gestión					
<i>GF</i>	<i>GS reco</i>	<i>GS bruto</i>	<i>GS neto</i>	<i>Reci</i>	<i>Comp</i>	<i>Inci</i>	<i>Vert</i>	<i>valo_ mat</i>	<i>valo_ energ</i>
4CA	1,93E-1	1,93E-1	1,61E-1	1,62E-1	0,00E+0	8,38E-1	0,00E+0	1,62E-1	8,38E-1
4CB	1,93E-1	1,93E-1	6,18E-1	2,64E-1	3,70E-1	3,65E-1	0,00E+0	6,34E-1	3,65E-1
5CA	3,61E-1	3,61E-1	3,15E-1	2,22E-1	9,44E-2	6,84E-1	0,00E+0	3,17E-1	6,84E-1
5CB	3,61E-1	3,61E-1	6,88E-1	3,07E-1	3,96E-1	2,97E-1	0,00E+0	7,03E-1	2,97E-1
PaP	8,02E-1	8,02E-1	8,28E-1	4,32E-1	4,63E-1	0,00E+0	1,05E-1	4,32E-1	0,00E+0

**Tabla B.5.** Tratamiento de residuos primarios en los distintos tratamientos y generación de residuos secundarios

Escenario		Compostaje	Reciclaje	Incineración	Vertedero	Residuos secundarios
4CA	Caso 1	0	18,5	81,5	0	14,3
	Caso 2	0	16,2	83,8	0	11,1
4CB	Caso 1	37	28,7	34,3	0	10,5
	Caso 2	37	26,4	36,5	0	7,4
5CA	Caso 1	9,4	25,6	64,9	0	12,9
	Caso 2	9,4	22,2	68,4	0	8,5
5CB	Caso 1	39,6	34,2	26,2	0	9,8
	Caso 2	39,6	30,7	29,7	0	5,4
PAP	Caso 1	46,3	43,3	0	10,4	0,5
	Caso 2	46,3	43,2	0	10,5	0

**Tabla B.6.** Correlaciones entre indicadores de impacto e indicadores de rendimiento

		Indicadores de impacto									
		<i>GWP</i>	<i>RRA</i>	<i>AC</i>	<i>EU</i>	<i>RCO</i>	<i>FAF</i>	<i>TH</i>	<i>ECO</i>	<i>CED</i>	
Indicadores de impacto	<i>GWP</i>	Pearson	1	-,387	,921*	,921*	-,516	,924*	,758	,680	,891*
		Sig.		,520	,026	,026	,373	,025	,137	,206	,042
	<i>RRA</i>	Pearson	-,387	1	-,550	-,549	-,520	-,526	-,780	-,817	-,104
		Sig.	,520		,336	,338	,370	,362	,120	,092	,868
	<i>AC</i>	Pearson	,921*	-,550	1	1,000**	-,256	1,000**	,932*	,885*	,887*
		Sig.	,026	,336		,000	,678	,000	,021	,046	,045
	<i>EU</i>	Pearson	,921*	-,549	1,000**	1	-,257	1,000**	,931*	,884*	,888*
		Sig.	,026	,338	,000		,676	,000	,021	,046	,044
	<i>RCO</i>	Pearson	-,516	-,520	-,256	-,257	1	-,279	,109	,223	-,605
		Sig.	,373	,370	,678	,676		,650	,861	,719	,280
	<i>FAF</i>	Pearson	,924*	-,526	1,000**	1,000**	-,279	1	,922*	,873	,900*
		Sig.	,025	,362	,000	,000	,650		,026	,053	,037
	<i>TH</i>	Pearson	,758	-,780	,932*	,931*	,109	,922*	1	,993**	,675
		Sig.	,137	,120	,021	,021	,861	,026		,001	,211
	<i>ECO</i>	Pearson	,680	-,817	,885*	,884*	,223	,873	,993**	1	,597
		Sig.	,206	,092	,046	,046	,719	,053	,001		,287
	<i>CED</i>	Pearson	,891*	-,104	,887*	,888*	-,605	,900*	,675	,597	1
		Sig.	,042	,868	,045	,044	,280	,037	,211	,287	

\*. La correlación es significante al nivel 0,05 (bilateral).

\*\*.. La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

**Cont Tabla B.6.** Correlación entre indicadores de impacto e indicadores de rendimiento

		Indicadores de rendimiento					Estrategia de gestión						
			GS	GS	GS				val_	val_			
		GF	reco	bruto	neto	reci	compo	inci	verte	mat	ener		
Indicadores de rendimiento	<b>GF</b>	Pearson	1	1,000**	,595	,622	,857	,464	-,751	,942*	,606	-,751	
		Sig.		,000	,290	,262	,063	,431	,143	,017	,279	,143	
	<b>GSreco</b>	Pearson	1,000**	1	,595	,622	,857	,464	-,751	,942*	,606	-,751	
		Sig.	,000		,290	,262	,063	,431	,143	,017	,279	,143	
	<b>GSbruto</b>	Pearson	,595	,595	1	,999**	,922*	,987**	-,969**	,546	,999**	-,969**	
		Sig.	,290	,290		,000	,026	,002	,006	,341	,000	,006	
	<b>GSneto</b>	Pearson	,622	,622	,999**	1	,935*	,982**	-,979**	,583	1,000**	-,979**	
		Sig.	,262	,262	,000		,020	,003	,004	,302	,000	,004	
	Estrategia de gestión	<b>reci</b>	Pearson	,857	,857	,922*	,935*	1	,853	-,981**	,809	,928*	-,981**
			Sig.	,063	,063	,026	,020		,066	,003	,097	,023	,003
<b>compo</b>		Pearson	,464	,464	,987**	,982**	,853	1	-,929*	,437	,986**	-,929*	
		Sig.	,431	,431	,002	,003	,066		,023	,462	,002	,023	
<b>inci</b>		Pearson	-,751	-,751	-,969**	-,979**	-,981**	-,929*	1	-,735	-,976**	1,000**	
		Sig.	,143	,143	,006	,004	,003	,023		,157	,004	,000	
<b>verte</b>		Pearson	,942*	,942*	,546	,583	,809	,437	-,735	1	,571	-,735	
		Sig.	,017	,017	,341	,302	,097	,462	,157		,315	,157	
<b>val_mat</b>		Pearson	,606	,606	,999**	1,000**	,928*	,986**	-,976**	,571	1	-,976**	
		Sig.	,279	,279	,000	,000	,023	,002	,004	,315		,004	
<b>val_ener</b>	Pearson	-,751	-,751	-,969**	-,979**	-,981**	-,929*	1,000**	-,735	-,976**	1		
	Sig.	,143	,143	,006	,004	,003	,023	,000	,157	,004			

\*. La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

\*\*. La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Cont Tabla B.6. Correlación entre indicadores de impacto e indicadores de rendimiento

		Indicadores de impacto									
		<i>GWP</i>	<i>RRA</i>	<i>AC</i>	<i>EU</i>	<i>RCO</i>	<i>FAF</i>	<i>TH</i>	<i>ECO</i>	<i>CED</i>	
Indicadores de rendimiento	<i>GF</i>	Pearson	-,827	-,121	-,755	-,756	,775	-,773	-,475	-,382	-,969**
		Sig.	,084	,846	,140	,140	,124	,125	,418	,526	,007
	<i>GSreco</i>	Pearson	-,827	-,121	-,755	-,756	,775	-,773	-,475	-,382	-,969**
		Sig.	,084	,846	,140	,140	,124	,125	,418	,526	,007
	<i>GSbruto</i>	Pearson	-,803	,674	-,966**	-,966**	,006	-,961**	-,988**	-,970**	-,774
		Sig.	,101	,213	,007	,008	,993	,009	,002	,006	,124
	<i>GSneto</i>	Pearson	-,830	,661	-,977**	-,977**	,048	-,972**	-,984**	-,961**	-,795
		Sig.	,082	,225	,004	,004	,938	,005	,002	,009	,108
Estrategia de gestión	<i>reci</i>	Pearson	-,912*	,383	-,981**	-,981**	,385	-,986**	-,859	-,801	-,956*
		Sig.	,031	,524	,003	,003	,523	,002	,062	,103	,011
	<i>compo</i>	Pearson	-,744	,780	-,926*	-,925*	-,128	-,916*	-1,000**	-,995**	-,667
		Sig.	,149	,120	,024	,024	,837	,029	,000	,000	,219
	<i>inci</i>	Pearson	,916*	-,552	1,000**	1,000**	-,246	,999**	,935*	,889*	,886*
		Sig.	,029	,334	,000	,000	,690	,000	,020	,044	,046
	<i>verte</i>	Pearson	-,895*	-,012	-,742	-,743	,833	-,756	-,455	-,349	-,901*
		Sig.	,040	,985	,151	,150	,080	,139	,442	,565	,037
	<i>val_mat</i>	Pearson	-,823	,678	-,974**	-,974**	,032	-,969**	-,988**	-,966**	-,782
		Sig.	,087	,208	,005	,005	,959	,007	,002	,008	,118
	<i>val_ener</i>	Pearson	,916*	-,552	1,000**	1,000**	-,246	,999**	,935*	,889*	,886*
		Sig.	,029	,334	,000	,000	,690	,000	,020	,044	,046

\*. La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

\*\* . La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).



Ac

## **ANEXO C: ESTADO DEL ARTE**

---

*En este anexo se resumen los artículos más relevantes consultados clasificándolos según el objeto del mismo.*



**Tabla C.1.** Artículos revisados según criterios: base de datos: SCOPUS, keywords: municipal solid waste management; período: 2015-2010

<b>Año</b>	<b>Tema</b>	<b>Subtema</b>	<b>Referencia</b>	<b>Resumen</b>
2015	Caracterización de la generación	Cuantificación y composición	(Korhonen y Kaila, 2015)	Caracterización de la generación en los puntos de depósito mediante sensores
			(Edjabou <i>et al.</i> , 2015)	Metodología para la caracterización
			(Hla y Roberts, 2015)	Composición elemental de los residuos de poda y jardinería
		Análisis	(Talalaj y Walery, 2015)	Efecto del género y estructura de edad en la generación
			(Gu <i>et al.</i> , 2015)	Estudio de los aspectos impulsores de la generación de residuos
	Planificación	Recogida	(Gallardo <i>et al.</i> , 2015)	Metodología para el diseño de la gestión de residuos
			(Xue <i>et al.</i> , 2015)	Diseño de sistemas de recogida de residuos
	Evaluación de los sistemas	Indicadores de rendimiento	(Wilson <i>et al.</i> , 2015)	Compendio de indicadores para la evaluación de la sostenibilidad de los sistemas de gestión de residuos
			(Huysman <i>et al.</i> , 2015)	Debilidades y fortalezas de los indicadores de eficiencia
		Indicadores de impacto	(Erses Yay, 2015)	Análisis de Ciclo de Vida para la comparación de alternativas
		Análisis global	(Tan <i>et al.</i> , 2015)	Análisis energético, medioambiental y económico (3E) de diferentes alternativas de waste-to-energy

Cont. **Tabla C.1.** Artículos revisados según criterios: base de datos: SCOPUS, keywords: municipal solid waste management; período: 2015-2010

<b>Año</b>	<b>Tema</b>	<b>Subtema</b>	<b>Referencia</b>	<b>Resumen</b>
2014	Caracterización de la generación	Cuantificación y composición	(Gallardo <i>et al.</i> , 2014)	Metodología para la construcción de mapas de la distribución de la generación de residuos
			(Al-Jarallah y Aleisa, 2014)	Caracterización de la generación en Kuwait
		Análisis	(Denafas <i>et al.</i> , 2014)	Efecto de la estacionalidad en la generación de residuos
			(Hoorweg <i>et al.</i> , 2014)	Predicción de la generación de residuos a nivel mundial
	Planificación	Recogida	(Ramieri <i>et al.</i> , 2014)	Diseño de los sistemas de recogida en áreas turísticas
	Evaluación de los sistemas	Indicadores de rendimiento	(Park y Chertow, 2014)	Desarrollo de un indicador que cuantifique el potencial de reutilización de un escenario
		Indicadores de impacto	(Fernández-Nava <i>et al.</i> , 2014)	Análisis de Ciclo de Vida para la comparación de alternativas
			(Laurent <i>et al.</i> , 2014a)	Estado del arte sobre la aplicación del análisis de ciclo de vida en la gestión de residuos
			(Laurent <i>et al.</i> , 2014b)	Estado del arte sobre la aplicación del análisis de ciclo de vida en la gestión de residuos
		Análisis global	(Greene y Tonjes, 2014)	Análisis del sesgo de los indicadores
			(Allesch y Brunner, 2014)	Estado del arte sobre metodologías de evaluación aplicadas a la gestión de residuos
			(Antonopoulos <i>et al.</i> , 2014)	Evaluación de alternativas de gestión en base procesos analíticos jerárquicos

Cont. **Tabla C.1.** Artículos revisados según criterios: base de datos: SCOPUS, keywords: municipal solid waste management; período: 2015-2010

<b>Año</b>	<b>Tema</b>	<b>Subtema</b>	<b>Referencia</b>	<b>Resumen</b>
2014		Inventario (análisis input-output)	(Margallo <i>et al.</i> , 2014)	Análisis input-output a escala micro y macro para instalaciones de incineración en España y Portugal
			(Clavreul <i>et al.</i> , 2014)	Desarrollo de herramienta de ACV para la gestión de residuos
2013	Caracterización de la generación	<b>Cuantificación y composición</b>	(Horttanainen <i>et al.</i> , 2013)	Caracterización de la composición de la fracción resto en Italia
			(Lin <i>et al.</i> , 2013)	Modelo predictivo de poder calorífico de los residuos
			(Larsen <i>et al.</i> , 2013)	Caracterización de residuos alimentados a incineración
		<b>Análisis</b>	(Mateu-Sbert <i>et al.</i> , 2013)	Efecto del turismo en la generación de residuos
			(Owusu <i>et al.</i> , 2013)	Efecto de los incentivos económicos en la participación de la ciudadanía en los sistemas de recogida selectiva
			(Abbasi <i>et al.</i> , 2013)	Predicción de la generación mediante <i>support vecto machine</i>
			(Xu <i>et al.</i> , 2013)	Predicción de la generación en China
	Planificación	<b>Recogida</b>	(Rada <i>et al.</i> , 2013)	Optimización de la recogida
			(Puyuelo <i>et al.</i> , 2013)	Optimización de la recogida
			(Di Maria y Micale, 2013)	Optimización de la recogida
		<b>Gestión integral</b>	(Santibañez-Aguilar <i>et al.</i> , 2013)	Optimización de la gestión integral

**Cont. Tabla C.1.** Artículos revisados según criterios: base de datos: SCOPUS, keywords: municipal solid waste management; período: 2015-2010

<b>Año</b>	<b>Tema</b>	<b>Subtema</b>	<b>Referencia</b>	<b>Resumen</b>
2013	Evaluación de los sistemas	<b>Indicadores de rendimiento</b>	(Zaman y Lehmann, 2013a)  (Zaman y Lehmann, 2013b)	Desarrollo de un indicador para cuantificar los recursos naturales recuperados en un escenario  Desarrollo de un indicador para cuantificar los recursos naturales recuperados en un escenario
		<b>Indicadores d impacto</b>	(Tulokhonova y Ulanova, 2013)  (Eisted y Christensen, 2013)  (Aranda Usón <i>et al.</i> , 2013)  (Manfredi y Goralczyk, 2013)  (Hanan <i>et al.</i> , 2013)  (García-Pérez <i>et al.</i> , 2013)  (Karmperis <i>et al.</i> , 2013)	Estudio de análisis de ciclo de vida  Estudio de análisis de ciclo de vida para evaluar distintas alternativas de gestión en Groenlandia  Metodología para evaluar los impactos medioambientales de sistemas de recogida  Indicadores de impacto de los sistemas de gestión de residuos a nivel europeos  Aplicación de metodología multicriterio para evaluar las alternativas de gestión del papel  Estudio sobre mortalidad de cáncer en municipios adyacentes a instalaciones de incineración y de gestión de residuos peligrosos  Estado del arte sobre herramientas de apoyo a la decisión aplicadas a la gestión de residuos

Cont. **Tabla C.1.** Artículos revisados según criterios: base de datos: SCOPUS, keywords: municipal solid waste management; período: 2015-2010

<b>Año</b>	<b>Tema</b>	<b>Subtema</b>	<b>Referencia</b>	<b>Resumen</b>
2013	Evaluación de los sistemas	Análisis global	(Achillas <i>et al.</i> , 2013)	Estado del arte sobre herramientas multicriterio aplicadas a la gestión de residuos
			(Seigné Itoiz <i>et al.</i> , 2013)	Herramienta para el cálculo de indicadores de rendimiento y de impacto
		Análisis input-output	(Morf <i>et al.</i> , 2013)	Análisis input-output a escala micro para instalaciones de incineración en Suiza
			(Ortner <i>et al.</i> , 2013)	Cuantificación de los GEI y balance energético para distintas alternativas de gestión de los biorresiduos
			(Montejo <i>et al.</i> , 2013)	Análisis input-output a escala macro para instalaciones de tratamiento mecánico biológico
2012	Caracterización de la generación	Cuantificación y composición	(Komilis <i>et al.</i> , 2012)	Metodología para estimación del poder calorífico inferior a partir de la composición elemental de los residuos
			(Aranda Usón <i>et al.</i> , 2012)	Metodología para estimación del poder calorífico inferior de los residuos de las plantas de tratamiento mecánico biológico
		Análisis	(Keser <i>et al.</i> , 2012)	Análisis espacial y no espacial para identificar los factores impulsores de la generación de residuos
	Planificación	Recogida	(Rimaliyte <i>et al.</i> , 2012)	Predicción de la generación
			(Ghani <i>et al.</i> , 2012)	Metodología para la localización de los puntos de depósito

**Cont. Tabla C.1.** Artículos revisados según criterios: base de datos: SCOPUS, keywords: municipal solid waste management; período: 2015-2010

<b>Año</b>	<b>Tema</b>	<b>Subtema</b>	<b>Referencia</b>	<b>Resumen</b>
2012	Evaluación de los sistemas	Indicadores de rendimiento	(Wilts, 2012)	Indicadores relativos a la prevención de residuos
			(Wilson <i>et al.</i> , 2012)	Comparación de indicadores de rendimiento en 20 ciudades
		(Gallardo <i>et al.</i> , 2012a)	Comparación de sistemas de recogida de residuos	
		(Gallardo <i>et al.</i> , 2012b)	Evolución de los sistemas de recogida en España	
2011	Caracterización de la generación	Indicadores de impacto	(Clavreul <i>et al.</i> , 2012)	Análisis del sesgo de los indicadores
			(Merrild <i>et al.</i> , 2012)	Comparación ambiental de sistemas de recogida de residuos mediante ACV
		(Díaz <i>et al.</i> , 2012)	Análisis del uso de la ciudadanía de los puntos limpios	
	Planificación	Análisis	(Eisted y Christensen, 2011a)	Caracterización de la composición de residuos en Groenlandia
			(Lebersorger y Beigl, 2011)	Predicción de la generación
			(Li <i>et al.</i> , 2011)	Efecto de las actividades comerciales y estratos de la ciudadanía en la generación de residuos
			(Tavares <i>et al.</i> , 2011)	Metodología para la localización óptima de plantas de incineración

**Cont. Tabla C.1.** Artículos revisados según criterios: base de datos: SCOPUS, keywords: municipal solid waste management; período: 2015-2010

<b>Año</b>	<b>Tema</b>	<b>Subtema</b>	<b>Referencia</b>	<b>Resumen</b>
2011	Evaluación de los sistemas	Indicadores de rendimiento	(Ibáñez <i>et al.</i> , 2011)	Modelado del grado de separación según factores socio-económicos
		Indicadores de impacto	(Boldrin <i>et al.</i> , 2011)	Evaluación de alternativas de gestión de biorresiduos mediante ACV
			(Consonni y Viganò, 2011)	Comparación de escenarios en base al grado de recuperación energética
			(Larsen y Astrup, 2011)	Influencia de la recogida selectiva en la emisión de GEI de plantas incineradoras
			(Manfredi <i>et al.</i> , 2011)	Alternativas de gestión para distintas fracciones residuales en base al ACV
		Análisis global	(Johnson <i>et al.</i> , 2011)	Las ciudades como agentes tractores hacia un futuro sostenible
			(Montejo <i>et al.</i> , 2011)	Análisis del rendimiento de plantas incineradoras según alimentación
			(Consonni <i>et al.</i> , 2011)	Comparación de escenario en base a indicadores de rendimiento y de impacto
			(Astrup <i>et al.</i> , 2011)	Análisis input-output a escala micro para instalaciones de incineración
			(Eisted y Christensen, 2011b)	Gestión de residuos en Groenlandia

**Cont. Tabla C.1.** Artículos revisados según criterios: base de datos: SCOPUS, keywords: municipal solid waste management; período: 2015-2010

<b>Año</b>	<b>Tema</b>	<b>Subtema</b>	<b>Referencia</b>	<b>Resumen</b>
2010	Caracterización de la generación	Cuantificación y composición	(Boldrin y Christensen, 2010)	Generación y composición de residuos de poda y jardinería en Dinamarca
			(den Boer <i>et al.</i> , 2010)	Caracterización de la generación en Polonia
		Análisis	(Shan, 2010)	Predicción de la generación
			(Pai <i>et al.</i> , 2010)	Predicción de la generación
			(Noori <i>et al.</i> , 2010)	Predicción de la generación
	Evaluación de los sistemas	Indicadores de rendimiento	(Gallardo <i>et al.</i> , 2010)	Comparación de sistemas de recogida de residuos según indicadores de rendimiento
			(Fragkou <i>et al.</i> , 2010)	Desarrollo de indicador de rendimiento
			(Montejo <i>et al.</i> , 2010)	Presencia de improprios en fase de compostaje de plantas de tratamiento mecánico biológico
		Indicadores de impacto	(Rigamonti <i>et al.</i> , 2010)	Comparación de alternativas de gestión según ACV
		Inventario	(Larsen <i>et al.</i> , 2010)	Comparación de sistemas de recogida en base a ACV
			(Rives <i>et al.</i> , 2010)	Comparación de sistemas de pre-almacenamiento mediante ACV
			(Bovea <i>et al.</i> , 2010)	Comparación de sistemas de gestión de residuos mediante ACV
			(Nguyen y Wilson, 2010b)	Modelado del consumo de fuel en sistemas de recogida

**A<sub>D</sub>**

## **ANEXO D: ESCENARIOS**

---

*En este Anexo se presentan los distintos escenarios potenciales de existir en relación a la información disponible sobre la gestión integral de residuos.*



Tabla D.1. Escenarios según calidad de la información

ESCENARIO	DATOS							ESCENARIO			
	CARACTERIZACIÓN DE LA GENERACIÓN			CARAC_ ESCENARIO		USO DE LOS RECURSOS		CARACTERIZACIÓN DE LA GENERACIÓN	CARACTERIZACIÓN DEL ESCENARIO	USO DE LOS RECURSOS	INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA
	IDENTIFICACIÓN GENERADOR	CC1: CUANTIFICACIÓN INDIVIDUALIZADA	CC2: CONTROL CALIDAD (punto depósito)	CARAC. MACRO	CARAC. COMPOSICIÓN	INPUT-OUTPUT MACRO	INPUT-OUTPUT MICRO				
1	No	No	No	No	No	No	No	1 A	1 A	1	A
2	No	No	No	No	No	Sí	No			2	E
3	No	No	No	No	No	Sí	Sí			3	F
4	No	No	No	No	Sí	No	No		2 A	1	C
5	No	No	No	No	Sí	Sí	No			2	G
6	No	No	No	No	Sí	Sí	Sí			3	H
7	No	No	No	Sí	No	No	No		2 B	1	B
8	No	No	No	Sí	No	Sí	No			2	I
9	No	No	No	Sí	No	Sí	Sí			3	J
10	No	No	No	Sí	Sí	No	No		3 A	1	D
11	No	No	No	Sí	Sí	Sí	No			2	K
12	No	No	No	Sí	Sí	Sí	Sí			3	L
13	No	Sí	No	No	No	No	No	1 B		1 A	1
14	No	Sí	No	No	No	Sí	No		2		E
15	No	Sí	No	No	No	Sí	Sí		3		F
16	No	Sí	No	No	Sí	No	No		2 A	1	C
17	No	Sí	No	No	Sí	Sí	No			2	G
18	No	Sí	No	No	Sí	Sí	Sí			3	H
19	No	Sí	No	Sí	No	No	No		2 B	1	B
20	No	Sí	No	Sí	No	Sí	No			2	I
21	No	Sí	No	Sí	No	Sí	Sí			3	J
22	No	Sí	No	Sí	Sí	No	No		3 A	1	D
23	No	Sí	No	Sí	Sí	Sí	No			2	K
24	No	Sí	No	Sí	Sí	Sí	Sí			3	L

Cont Tabla D.1. Escenarios según calidad de la información

ESCENARIO	DATOS							ESCENARIO				
	CARACTERIZACIÓN DE LA GENERACIÓN			CARAC_ ESCENARIO		USO DE LOS RECURSOS		CARACTERIZACIÓN DE LA GENERACIÓN	CARACTERIZACIÓN DEL ESCENARIO	USO DE LOS RECURSOS	INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA	
	IDENTIFICACIÓN GENERADOR	CC1: CUANTIFICACIÓN INDIVIDUALIZADA	CC2: CONTROL CALIDAD (punto depósito)	CARAC. MACRO	CARAC. COMPOSICIÓN	INPUT-OUTPUT MACRO	INPUT-OUTPUT MICRO					
25	No	Sí	Sí	No	No	No	No	1 C	1 A	1	A	
26	No	Sí	Sí	No	No	Sí	No			2	E	
27	No	Sí	Sí	No	No	Sí	Sí			3	F	
28	No	Sí	Sí	No	Sí	No	No		2 A	1	C	
29	No	Sí	Sí	No	Sí	Sí	No			2	G	
30	No	Sí	Sí	No	Sí	Sí	Sí			3	H	
31	No	Sí	Sí	Sí	No	No	No		2 B	1	B	
32	No	Sí	Sí	Sí	No	Sí	No			2	I	
33	No	Sí	Sí	Sí	No	Sí	Sí			3	J	
34	No	Sí	Sí	Sí	Sí	No	No		3 A	1	D	
35	No	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	No			2	K	
36	No	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí			3	L	
37	Sí	No	No	No	No	No	No			2 A-3 A	1 A	1
38	Sí	No	No	No	No	Sí	No		2			E
39	Sí	No	No	No	No	Sí	Sí		3			F
40	Sí	No	No	No	Sí	No	No		2 A		1	C
41	Sí	No	No	No	Sí	Sí	No	2			G	
42	Sí	No	No	No	Sí	Sí	Sí	3			H	
43	Sí	No	No	Sí	No	No	No	2 B	1		B	
44	Sí	No	No	Sí	No	Sí	No		2		I	
45	Sí	No	No	Sí	No	Sí	Sí		3		J	
46	Sí	No	No	Sí	Sí	No	No	3 A	1		D	
47	Sí	No	No	Sí	Sí	Sí	No		2		K	
48	Sí	No	No	Sí	Sí	Sí	Sí		3		L	

Cont Tabla D.1. Escenarios según calidad de la información

ESCENARIO	DATOS							ESCENARIO			
	CARACTERIZACIÓN DE LA GENERACIÓN			CARAC_ ESCENARIO		USO DE LOS RECURSOS		CARACTERIZACIÓN DE LA GENERACIÓN	CARACTERIZACIÓN DEL ESCENARIO	USO DE LOS RECURSOS	INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA
	IDENTIFICACIÓN GENERADOR	CC1: CUANTIFICACIÓN INDIVIDUALIZADA	CC2: CONTROL CALIDAD (punto depósito)	CARAC. MACRO	CARAC. COMPOSICIÓN	INPUT-OUTPUT MACRO	INPUT-OUTPUT MICRO				
49	Sí	Sí	No	No	No	No	No	2 B-3 B	1 A	1	A
50	Sí	Sí	No	No	No	Sí	No			2	E
51	Sí	Sí	No	No	No	Sí	Sí			3	F
52	Sí	Sí	No	No	Sí	No	No		2 A	1	C
53	Sí	Sí	No	No	Sí	Sí	No			2	G
54	Sí	Sí	No	No	Sí	Sí	Sí			3	H
55	Sí	Sí	No	Sí	No	No	No		2 B	1	B
56	Sí	Sí	No	Sí	No	Sí	No			2	I
57	Sí	Sí	No	Sí	No	Sí	Sí			3	J
58	Sí	Sí	No	Sí	Sí	No	No		3 A	1	D
59	Sí	Sí	No	Sí	Sí	Sí	No	2		K	
60	Sí	Sí	No	Sí	Sí	Sí	Sí	3		L	
61	Sí	Sí	Sí	No	No	No	No	2 C-3 C	1 A	1	A
62	Sí	Sí	Sí	No	No	Sí	No			2	E
63	Sí	Sí	Sí	No	No	Sí	Sí			3	F
64	Sí	Sí	Sí	No	Sí	No	No		2 A	1	C
65	Sí	Sí	Sí	No	Sí	Sí	No			2	G
66	Sí	Sí	Sí	No	Sí	Sí	Sí			3	H
67	Sí	Sí	Sí	Sí	No	No	No		2 B	1	B
68	Sí	Sí	Sí	Sí	No	Sí	No			2	I
69	Sí	Sí	Sí	Sí	No	Sí	Sí			3	J
70	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	No	No		3 A	1	D
71	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	No	2		K	
72	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	3		L	



**A E**

## **ANEXO E: CONTRIBUCIONES CIENTÍFICAS**

*En este anexo se presentan las principales contribuciones científicas.*





## Identification of influencing municipal characteristics regarding household waste generation and their forecasting ability in Biscay



Iraia Oribe-García\*, Oihane Kamara-Esteban, Cristina Martín, Ana M. Macarulla-Arenaza, Ainhoa Alonso-Vicario

Deusto Institute of Technology, DeustoTech Energy, University of Deusto, Bilbao, Bizkaia, Spain

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 23 October 2014

Accepted 9 February 2015

Available online 11 March 2015

#### Keywords:

Household waste generation  
Relevant municipal characteristics  
Forecasting  
Regression  
Biscay

### ABSTRACT

The planning of waste management strategies needs tools to support decisions at all stages of the process. Accurate quantification of the waste to be generated is essential for both the daily management (short-term) and proper design of facilities (long-term). Designing without rigorous knowledge may have serious economic and environmental consequences. The present work aims at identifying relevant socio-economic features of municipalities regarding Household Waste (HW) generation by means of factor models. Factor models face two main drawbacks, data collection and identifying relevant explanatory variables within a heterogeneous group. Grouping similar characteristics observations within a group may favour the deduction of more robust models. The methodology followed has been tested with Biscay Province because it stands out for having very different municipalities ranging from very rural to urban ones. Two main models are developed, one for the overall province and a second one after clustering the municipalities. The results prove that relating municipalities with specific characteristics, improves the results in a very heterogeneous situation. The methodology has identified urban morphology, tourism activity, level of education and economic situation as the most influencing characteristics in HW generation.

© 2015 The Authors. Published by Elsevier Ltd. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

### 1. Introduction

Sustainable development of cities requires an integral waste management strategy that takes into account all the stages from the generation to the final disposal (Aranda Usón et al., 2013). When taking decisions about the design of infrastructures or the implementation of management policies, experts worldwide have recognized the importance of considering the whole system in a holistic manner (Coffey and Coad, 2010). Waste treatment is usually pointed out as the most important stage of Urban Waste (UW) management. Nevertheless, this stage is directly linked to waste quantity and quality (composition). An inaccurate estimation of the amount of waste generated difficulties to optimise the design of the required infrastructures and facilities. Under- or over-estimation of the UW generation has therefore significant consequences in terms of additional costs and environmental impacts (Beigl et al., 2003). In general, the accurate design of the waste management strategies requires of meticulous analysis of the generation data.

The success of waste management planning either for short-term (daily municipal management) or long-term (design of processing facilities), lies in the knowledge of the problem as well as in the accuracy and reliability of the used data (Chen and Chang, 2000; Navarro-Esbri et al., 2002; Zaman and Lehmann, 2013). Forecasting models are useful to estimate future UW generation profiles. However, forecasting or estimation of waste generation is not an easy issue, mainly due to the generally little amount of available data and to the rapid change of factors that may influence it, such as socio-economic factors like gross domestic product in developing countries or the impact of the tourism among others (Beigl et al., 2008; Mateu-Sbert et al., 2013).

There is a huge range of forecasting methodologies applied to UW generation, which are classified in two wide groups: qualitative and quantitative models. The first ones are based on expert knowledge and do not necessarily use quantitative data. The second ones are more comprehensive and can provide better results when accurate data about the influencing factors are available (Armstrong, 2001). The literature shows a wide range of quantitative models, but three main groups can be distinguished: time series models, data-driven models and factor models.

Time series models aim at deducing variation patterns with time and show great ability to determine data repeatability. These models only need historical data about the dependent

\* Corresponding author at: Deusto Institute of Technology, DeustoTech Energy, University of Deusto, Av. de las Universidades 24, 48007 Bilbao, Bizkaia, Spain. Tel.: +34 944139000.

E-mail address: [iraia.oribe@deusto.es](mailto:iraia.oribe@deusto.es) (I. Oribe-García).

variable. The simplest models used simple autocorrelation functions for the detection of autocorrelation embedded in time series data (Chang and Lin, 1997). Time series models have also been used successfully in order to assess the seasonal variations of waste generation (Denafas et al., 2014). Other models combine autoregressive techniques with seasonal exponential smoothing (Rimaityte et al., 2012), grey system theory (Xu et al., 2013) or support vector machines (Pai et al., 2010). Data-driven models run input–output data being able to identify their relationships. In the UW generation several applications have been presented using neuronal networks (Kumar et al., 2011) or support vector machines (Abbasi et al., 2013).

The main drawback of these methods is that they do not allow empirical reasoning about the influencing factors, which makes it difficult to identify the most important aspects in UW generation and consequently, to implement measures to reduce or control its generation (Noori et al., 2009; Shan, 2010).

Factor models or regression models are statistical models that provide insights of the reasons behind the UW generation. They allow identifying the interrelationships among different socio-economic factors with UW generation. These methods have been widely used in order to explain UW generation due to their mature theory and simple algorithms in order to forecast daily or annual generation (Lebersorger and Beigl, 2011; Ojeda-Benítez et al., 2008), at household, municipal or regional level (Afon and Okewole, 2007). Being easily applied, the main difficulty lies in the preparation of the data.

UW generation is a direct consequence of human daily activities, and it is closely related to consumption patterns, which are very local and generally depend on social, cultural, economic, environmental and demographic factors (Li et al., 2011). Therefore, applying techniques that encourage grouping observations with similar characteristics should result on more robust and precise models. Beigl et al. (2004) and Bandara et al. (2007) stratified municipalities according to prosperity and income levels deducing a multivariable regression model for each stratum. Other authors have applied GIS-based estimating techniques in order to include the spatial dependency of socio-economic characteristic in their models (Keser et al., 2012; Purcell and Magette, 2009).

The aim of this work is to develop models based on relevant socio-economic features regarding Household Waste (HW) generation at municipality level, and assess their forecasting ability. The resulting models will be able to support decision making process in the short-term planning of HW management. The applicability of the methodology followed is shown using real data of socio-economic features such as unemployment rate or tourist activity, from the province of Biscay.

## 2. Materials and methods

### 2.1. Case study: the province of Biscay

Biscay is one of the three historical territories of the Autonomous Community of the Basque Country, along with Gipuzkoa and Araba. Biscay is a territory with a long industrial trajectory, but ever since the deep deindustrialization, the economy has come to rely on the services sector. Located in the north of the Iberian Peninsula, Biscay has 1.1 million inhabitants, an average population density of 523 people per square kilometre, and an area of 2217 km<sup>2</sup>. The province has 112 municipalities, the vast majority of which, 79 out of 112, are classified as rural (Fig. 1). According to the classification used in Biscay, rural municipalities are those with less than 5,000 inhabitants, and urban municipalities those with more than 50,000 inhabitants. The remaining ones are, those between 5,000 and 50,000 inhabitants denoted semi-urban municipalities (Basque Government, 2010, 2009).

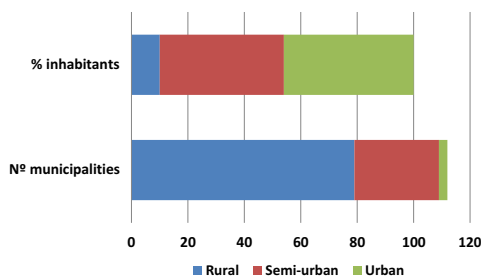


Fig. 1. Distribution of Biscay's municipalities by inhabitants according to waste management companies (Basque Government, 2010, 2009): rural (<5,000 inh), semi-urban (5,000 < inh < 50,000), urban (inh < 50,000).

Biscay towns are mainly grouped in communities (unions of services) in order to accomplish waste collection activities (Lozano Valencia and Lozano Valencia, 2008). All towns use separate collection systems for main recyclable materials. Glass, light-weight packages, paper and cardboard are collected mainly at drop-off points, and kerbside collection is used for mixed waste. Additionally, oil, textiles and batteries, as well as bulky and miscellaneous wastes, are collected separately by specific management services or at clean points. The 1999/31/CE European Directive (EU, 1999), transposed to Spanish legal framework by the Royal Decree 1481/2001 (MMA, 2001), established that in 2016 the amount of biodegradable waste sent to landfill must be reduced to 35% of the total generation in 1995, encouraging the separate collection of the organic fraction. Not only Biscay municipalities have started to implement totally or partially this collection system, 26 out of 112 municipalities, but also different treatments have been launched, such as composting or mechanical–biological treatment in order to accomplish that values (Biscay Provincial Council, 2013).

According to Biscay Council's terminology (Biscay Provincial Council, 2012a), Urban Wastes (UW) are classified according to Eq. (1). Industrial wastes are counted separately. Additionally, Household Wastes (HW) are divided into wastes strictly produced at home and similar waste produced at service establishments. Another difference is made with regard to the collection system. Wastes are distinguished between those collected separately, from those collected in a mixed way.

$$\text{Urban Waste}(UW) = \text{Household waste}(HW) + \text{Commercial Waste}(CW) \quad (1)$$

In 2012 UW were composed of 75% of HW, and 25% of CW. The 79% of HW (without taking into account building waste) were not collected separately, that is as mixed waste. The remaining 21% was collected separately (Biscay Provincial Council, 2012b). The waste streams separately collected were sent to recycle programs. The mixed waste was partially incinerated and partially sent to landfill, 52% and 27%, respectively. Fig. 2 shows the evolution of the fractioning ratio, that is, the ratio between the gross amount of one waste fraction collected separately with the total amount of waste generated. Thus, for the 2012, the mixed waste was nearly 80% of the total generation, paper and cardboard 5%, glass 4%, light-weight packaging 3% and other separate fractions 8%.

### 2.2. Methodology

The methodology followed to identify relevant municipal characteristics regarding HW generation is depicted in Fig. 3. Hereinafter the “dependent variable” will refer to the HW per

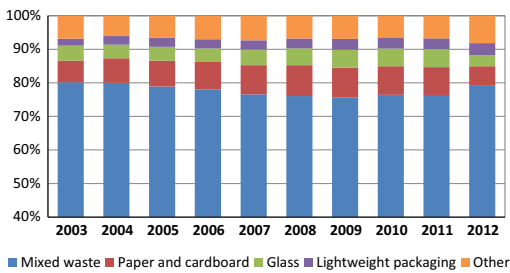


Fig. 2. Evolution of the fractioning rate of HW main waste streams.

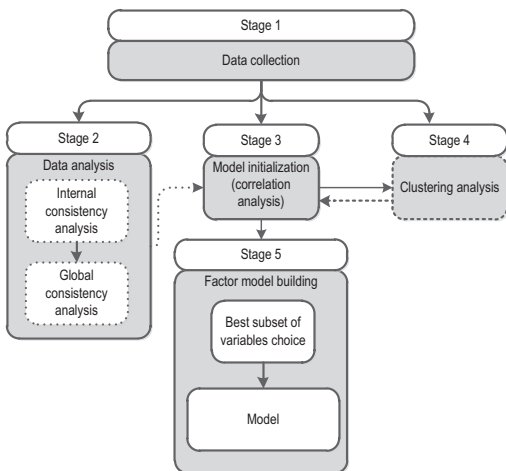


Fig. 3. The flowchart for factor models building in terms of sustainability indicators for the management of Household Waste (HW).

capita generation, and the “explanatory variables” to the data describing the population features, such as, unemployment rate, industrial activity, tourism relevance, etc. Firstly, data about the dependent and explanatory variables are collected (Stage 1). Subsequently, data about the dependent variable is analysed in order to find anomalous data, which will be corrected, and to identify municipalities with different behaviour (Stage 2). Previous to the model building, each model is initialized according to a correlation analysis (Stage 3). Additionally, and due to the aim of identifying influencing municipal characteristics regarding HW generation, municipalities are grouped by means of similar socio-economic characteristics (Stage 4), and the models are rebuilt. Finally, the factor model is built for each of the identified observation groups and its forecasting ability is assessed (Stage 5).

### 2.2.1. Step 1: Data collection

The first stage aims at collecting information about both the dependent variable and the explanatory variables. Data about dependent variable was gathered from Waste’s Permanent Observatory of Biscay Provincial Council (Biscay Provincial Council, 2012b). The web portal contains data for each municipality of Biscay for the 1999–2013 period about the separate collected waste streams glass, paper and cardboard, lightweight packaging, bulky waste and battery waste, as well as data of not properly separated waste, that is mixed waste. In the 2013, data about separately collected biowaste was added. In order to check the

data, complementary data was collected from waste management companies (Ecodrio, 2013; Garbiker, 2013) and from municipalities or communities by personal communication.

The dependent variable is defined as the HW annual per capita generation at municipal level, according to the assertion concerning the dominant influence of the population. This study only applies to HW generation which is related to human daily activity and socio-economic characteristics. On the contrary, Commercial Wastes (CW) are more specific to their activity. Moreover, HW generation is significantly higher comparing to CW generation, 75% of HW generation against 25% CW generation (Biscay Provincial Council, 2012b). However, it should be taken into account that despite the division between household and commercial waste seems easy, nowadays it is nearly impossible the actual accounting for the main waste streams such as glass, paper and cardboard or mixed waste, due to the incorrect use of the service.

This study only takes into account HW’s main waste streams: glass, paper and cardboard, lightweight packaging and mixed waste. Other waste streams are left aside due to missing data or unsteady generation. In the same manner, the data of 1999 year is not included in the study, due to missing data.

Literature mentions a wide range of socio-economic variables (explanatory variables) influencing UW generation and thus HW. In order to assure the applicability of the models in the future, information about explanatory variables from public open-sources is used, such as Udalmap (Udalmap, 2013) and Eustat (Eustat, 2013). An overall of 146 potential explanatory variables are gathered.

### 2.2.2. Step 2: Analysis of HW generation data

The aim of this step is to identify outlier municipalities with atypical or extreme behaviour over the entire time-span. Data analysis is essential for the quality of the results. The process includes two steps to analyse the consistency of municipality data by means of Box and Whisker plot. Outliers are defined on the basis of the interquartile range (IQR). That is, a value which is 1.5 or 3 times the IQR distance from the first or third quartile is considered atypical or extreme value respectively.

The first step consists of internal data consistency analysis of each municipality, in order to correct occasional errors or deviations from the normal municipality behaviour. These occasional outliers, if possible, are corrected by other information sources, or alternatively by linear interpolation.

The second step consists of global consistency analysis. Municipalities which appear to be outliers with respect to the rest over the entire time-span are excluded from the general group and analysed aside.

### 2.2.3. Step 3: Analysis of socio economic variables influencing HW generation

The aim is to model the HW generation by means of different municipal characteristics. Hence, different screening criteria are set according to the state of the art analysis. The first filtering process avoids duplicate explanatory variables, explanatory variables with insufficient data, explanatory variables for gender discrimination, etc. Subsequently, the explanatory variables are classified in different significant groups describing the main socio-economic characteristics of the different municipalities.

The model building process will be initialized by using one single explanatory variable for each group of the main socio-economic features considered regarding a bivariate explorative analysis. The selection of the pre-selected variables follows an iterative process. Initially the variable with the highest correlation within each group is included in the model, changing by another variable of the same group until the best one is found. Following this

procedure, we ensure that only one variable within each group is included in the model.

2.2.4. Step 4: Clustering analysis

In a further step, and due to the aim of identifying relevant socio-economic characteristics regarding HW generation, municipalities with similar characteristics are grouped by a hierarchical clustering process. The hierarchical methods begin with N clusters consisting on the number of individuals (in this case municipalities), search the similarity matrix for the most similar pair of clusters and reduce the number of clusters until one through merging the most similar pair of clusters.

Criteria for the selection of cluster variables are methodological (partially correlated with the dependent variables and not highly correlated among them) and factual considerations. Dependent variable is not used as cluster criteria due to its nature as explained variable.

This research work use the squared Euclidean distance and the Ward's methods as clustering distance and algorithm respectively. The squared euclidean distance (Eq. (2)) measures the distance between individual, where  $x_{ic}$  and  $x_{jc}$  are the geometric centres of different individuals or clusters. The Ward method's objective is to find at each step a pair of clusters that would lead a minimum increase of variance by merging them (Hervada-Sala and Jarauta-Bragulat, 2004).

$$d(x_i, x_j) = \sum_{c=1}^p (x_{ic} - x_{jc})^2 \tag{2}$$

The number of final cluster is defined following the elbow criterion, that relates the number of clusters with the average of the distances between them (Mooi and Sarstedt, 2011).

2.2.5. Step 5: Model building

The model is developed in order to support the decision making process one year ahead ( $n + 1$ ), assuming that waste management planners are taking decisions during the year  $n$  using data from  $n - 1$  year (Eq. (3)). In this manner, short-term waste management

would be supported by the use of macro-economic variables ( $VAR_1, VAR_2 \dots VAR_m$ ).

$$HW_{n+1} = k + b_1 VAR_{1,n-1} + b_2 VAR_{2,n-1} + \dots + b_m VAR_{m,n-1} \tag{3}$$

where  $k, b_1, b_2 \dots b_m$  are the parameter estimators of the models to be determined at each case study. Note that while data analysis process takes into account the whole time spam of available data (2000–2013), the models are built using data only from the last two years, the first one for training the model and another to validate it.

Best subset procedure (Frost, 2012) is used to build the model. It consists of evaluating different subsets of explanatory variables (one per significant group) in terms of  $R^2$  and Mallows's Cp statistics. Using only  $R^2$  could be misleading because it improves whenever a new variable is included. Therefore, the decision is supported by Mallows's Cp statistic, which represents an interesting selection criteria since it takes into account the number of factors included (Mallows, 1973), and besides, Minitab 16 software use it in order to execute Best subset Regression. Cp is defined by (Eq. (4)).

$$C_p = \frac{SSE_p}{\hat{\sigma}^2} - n + 2p \tag{4}$$

where  $SSE_p$  is the residual sum of squares from a model containing  $p$  parameters,  $\hat{\sigma}^2$  is an estimate of the error variance with all possible variables, and  $n$  is the number of observations. If  $\hat{\sigma}^2$  is an unbiased estimator of total variance, the ratio  $SSE_p / \hat{\sigma}^2$  has an expected value  $n - p$  and hence a well fitted model is close to  $p$  (Sinikasaran, 2008). Generally, models with low Cp values close to  $p$  are desirable. The Minitab 16 and SPSS 19 software have been used for statistical analysis.

Concurrently, and in order to ensure the validity of the model, the regression model's assumptions of multicollinearity, linearity, homoscedasticity and normality of the error distribution will be corroborated. Multicollinearity problems may appear when two or more explicative variables are highly correlated increasing the standard error of the model and the uncertainty of the estimated coefficients (high  $p$  values). Variance Inflation Factor (VIF) is

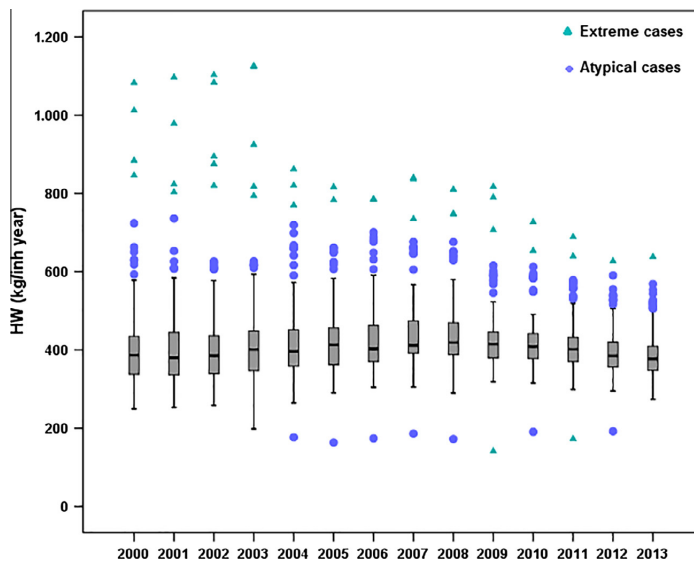


Fig. 4. HW per capita generation in Biscay municipalities.

usually used to identify this effect. VIF indicator measures the increase of the variance of a given factor due to the presence of multicollinearity.  $VIF \leq 1$  indicates no multicollinearity, while predictors with  $VIF > 1$  may be correlated. There is no clear threshold for this statistic, but the general acceptance is that VIF should not exceed  $1/(1-R^2)$  (Kleinbaum et al., 1998). In addition, the decision of the existence of multicollinearity is supported with analysis of the condition index (CI) indicator and the variance proportion of each factor (Belsley et al., 1980). Note that VIF and CI analysis are complementary to support the same results.

Residuals should be normally distributed. This assumption is assessed by means of histogram and normal probability plot. Residuals should also hold homoscedasticity or the assumption of equal variances, which implies that the variation of residuals is uniform throughout the range of values; this will be assessed by scatterplot of standardized predicted dependent variable against the standardized residuals. Outliers are identified by means of standardized residuals and leverages. The first are deviations between observed values and fitted ones, while leverages measures abnormal values of the explanatory variables. The model is readjusted after excluding them.

### 2.2.6. Step 6: Forecasting ability

The model's forecasting ability is assessed by means of the Mean Absolute Percentage Error (MAPE, Eq. (5)), where  $y$  is the observed value,  $f$  is the forecasted value for  $i$  municipality, and  $n$  is the number of observations. MAPE is selected to evaluate the performance of the models since it is dimensionless.

$$MAPE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left| \frac{y_i - f_i}{y_i} \right| \quad (5)$$

Firstly, training-MAPE ( $MAPE_t$ ) is analysed and then model's forecasting ability is evaluated ( $MAPE_v$ ) by using data from 2011 to forecast HW generation of 2013.

## 3. Results and discussion

### 3.1. HW data generation in Biscay

The available information about dependent variable includes 14 datasets about glass, paper and cardboard, lightweight packaging and mixed waste generated by the 112 municipalities of Biscay for the 2000–2013 period, that is, exactly 6252 data (note that until 2004 in Biscay were 111). The two-phase correction process was performed for a total of 99 data, that is, 1.58%. Fig. 4 illustrates the municipalities identified by having an anomalous behaviour along the data range analysed, which comprised a total of 12 municipalities that host 2.4% of the total population. Some of these towns are characterized by a high tourist activity that implies high seasonal variability of the population along the year. Moreover, the management of 6 of them belong to a same community, which might be using a different quantification system. Fig. 4 shows that the average HW generation in Biscay has decreased from 418 kg inh<sup>-1</sup> in 2008 to 377 kg inh<sup>-1</sup> in 2013. Despite the population has increase in about 10,000 inhabitants, that is less than 1,5% of the current population, the waste generation has decreased by 10%, probably due to the financial crisis.

### 3.2. Data analysis, selection of main variables

In the Step 3, a deep analysis of the state of the art about the type of explanatory variables usually used in the literature was made. This was made in order to establish a set of screening criteria which would allow a previous reduction in the number of the explanatory variables. Thus, a set of 40 potential explanatory

variables out of the initial 146 were identified. Table 1 resumes the seven most representative groups of variables in which the explicative variables with similar meaning were gathered. The tourist activity of the municipality will be featured in the models by at least one of the associated variables, the spaces for tourist accommodation (tACCO) and the ratio of hotel and catering

**Table 1**

Seven most representative groups of explicative variables (socio-economic indicators), the definition of the explicative variables and their acronym, and selected variables normality and the correlation with HW analysis.

Significant groups of explicative variables (main socio-economic features)	Explicative variables		Normality <sup>1</sup>	Correlation with HW <sup>2</sup> $r_s$
	Definition of the indicators	Acronym		
Economic structure	Population employed in the agriculture and fisheries sector (%)	popAGRO	No	0.362 <sup>a</sup>
Economic dynamism and resources of population	Unemployment rate aged 16 to 64 (%)	UNEM	Yes	-0.470 <sup>a</sup>
	Total personal income (€ Base CAE = 100)	INCOME	No	0.290 <sup>a</sup>
	Available personal income (€ Base CAE = 100)	INCOMEav	Yes	0.294 <sup>a</sup>
Tourist activity	Spaces for tourist accommodation (% in inhabitants)	tACCO	No	0.225 <sup>a</sup>
	Hotel and catering establishments (% in inhabitants)	HOCA	No	0.361 <sup>a</sup>
Commercial activity	Density of Retail outlets (% in inhabitants)	RetD	No	0.447 <sup>a</sup>
	Density of occasional goods outlets (% in inhabitants)	OCCA	No	-0.429 <sup>a</sup>
Demography Level of education	Overaging index Population over 10 years that have completed at least secondary edu. (%)	Over SECUN	No	0.204 <sup>b</sup> 0.239 <sup>b</sup>
	Population over 10 years that have completed at least university education (%)	UNI	No	0.263 <sup>a</sup>
Urban morphology	Average surface of family dwelling (m <sup>2</sup> )	DWE	No	0.438 <sup>a</sup>
	Density of housing on resident land (dwelling/ha)	denDWE	No	-0.372 <sup>a</sup>
	Municipal urban land (%)	URB	No	-0.327 <sup>a</sup>
	Population density (inh/km <sup>2</sup> )	denPOP	No	-0.448 <sup>a</sup>

<sup>1</sup> Normality according to Anderson–Darling test.

<sup>2</sup> Correlation analysis according to Spearman coefficient.

<sup>a</sup> Significant level at 99%.

<sup>b</sup> Significant level at 95%.

**Table 2**  
Factor models with their main characteristics.

Dependent variable and model	Model summary		Explicative variables				Significance test		Collinearity analysis	
			Non standardized coefficients	Beta coefficients	T	p value	VIF	Condition index		
HW <sub>PM</sub>	R <sup>2</sup>	0.424	Constant	344.57		18.771	0.000		15.999	
	S	27.512	URB	-1.01	-0.355	-3.964	0.000	1.325		
			HOCA	2.56	0.308	3.649	0.000	1.178		
			UNI	1.44	0.271	3.325	0.001	1.098		
			UNEM	-1.42	-0.191	-1.805	0.018	1.592		
HW <sub>CHH</sub>	R <sup>2</sup>	0.980	Constant	382		31.014	0.000		17.12	
	S	4.016	HOCA	9.24	0.420	4.789	0.017	1.184		
			UNEM	-10.19	-1.077	-12.269	0.001	1.184		
HW <sub>CMH</sub>	R <sup>2</sup>	0.948	Constant	211		12.975	0.000		12.533	
	S	9.346	HOCA	26.85	0.995	11.294	0.000	1.049		
			denPOP	-0.01	-0.278	-3.159	0.016	1.049		
HW <sub>CLL</sub>	R <sup>2</sup>	0.279	Constant	330		21.922	0.000		9.493	
	S	32.99	HOCA	2.37	0.282	2.857	0.005	1.083		
			UNI	2.01	0.336	3.520	0.001	1.009		
			denPOP	-0.03	-0.191	-1.945	0.040	1.074		

establishments (HOCA). Similarly, the average surface of family dwelling, population and dwelling density and the ratio of municipal urban land describe the urban morphology of each town.

As previously mentioned, the model building will be initialized by using one single explicative variable within each significant group. A bivariate explorative analysis is conducted using the Spearman correlation (*r<sub>s</sub>*) coefficient in order to assess the correlation among dependent and explanatory variables, due to most of the explanatory data do not follow a normal distribution according to the Anderson–Darling test. Additionally, *r<sub>s</sub>* has the strength to evaluate monotonic relationship between variables, that is, the variables tend to change together but not necessarily at constant rate. The variable selected will be the one with highest correlation coefficient with the dependent analysis (Table 1). Initially included variables are popAGRO (Economic structure), UNEM (Economic dynamism and resources of population), HOCA (Tourist activity), RetD (commercial activity), UNI (level of education), Over (Demography) and denPOP (Urban morphology).

3.3. Factor models for the HW generation in Biscay

As mentioned in global data consistency analysis, there are 12 municipalities that do not follow the general group’s generation profile (Fig. 4). For that reason, a partial model (PM) is developed without those municipalities (Eq. (6)).

$$HW_{PM} = 344.57 - 1.01 URB + 2.56 HOCA + 1.44 UNI - 1.42 UNEM \tag{6}$$

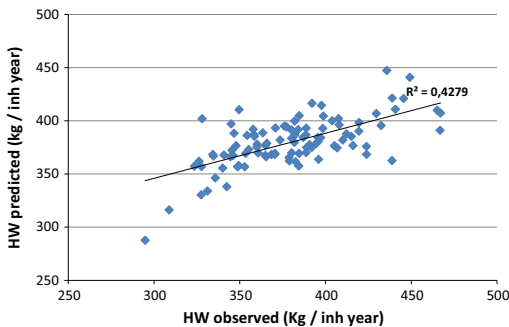


Fig. 5. PM model fit.

Table 2 shows the main characteristics of the PM model. The model with the explanatory variables HOCA, UNI, UNEM and URB shows the best performance explaining 42.4% of the variation of HW (Fig. 5). The typified beta coefficients show that municipal urban land ratio (URB) has the highest relative impact in the model.

The descriptive capability of the model is within the published results in literature. According to Lebersorger and Beigl (2011), R<sup>2</sup> rarely exceeds 50%, except for cases with small sample size or models with large amount of independent variables. Ojeda-Benitez et al. (2008) developed a model with three variables that explained 51% of the daily UW per capita generation in Mexicali (Baja California); Lebersorger and Beigl (2011) achieved to explain 74.3% of the variability with a four variable model applied to several municipalities in Styria (Austria) and Afon and Okewole (2007) explains 88% with a five variable model applied to the UW generation in Nigeria.

The significance test (*T* and *p* value) shows that all explanatory variables included in the model are significant. VIF values are close to 1 and CI is 16, smaller than 30, the threshold value set (Belsley et al., 1980; Kleinbaum et al., 1998), indicating non collinearity problems. Anderson–Darling normality test’ shows that is not sufficient evidence to suggest that the standardized residuals do not follow a normal distribution. Regression residuals plots show also that the regression model assumptions of homoscedasticity, linearity of the relationship between dependent and explanatory variables are met.

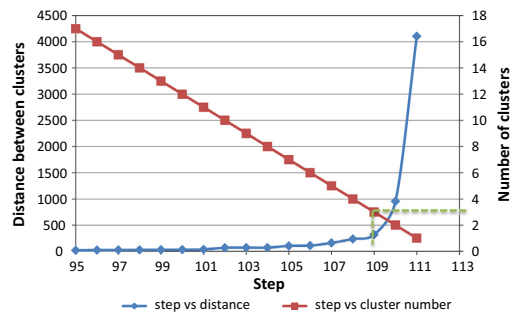


Fig. 6. Elbow-criterion for the decision making on the optimal cluster number for the 2010.

3.4. Factor models for the different clusters of municipalities identified

Although meeting regression model's assumptions, the model will be enhanced by grouping municipalities of Biscay with similar socio- economic characteristics into one. Hierarchical clustering is applied to group municipalities. Within all the potential variables those highly correlated with HW generation are chosen (Table 1). Clustering analysis is made regarding unemployment rate (UNEM) and density of retail outlets (RetD) because of their high degree of evidence shown concerning waste generation, as indicators of purchasing power of the citizens and potential to consume within the municipality. They are partially correlated with the dependent variable (Table 1) and within them ( $r_s = 0.543$ , significant at 0.001 level). Additionally, due to significant differences between municipalities regarding urban morphology (Fig. 1) this characteristic is included by the population density (denPOP).

The most significant "elbow" corresponds to 3 clusters (Fig. 6). The clusters are defined according to high (H), medium (M) or low (L) unemployment and commercial rate.

Fig. 7 sums up the cluster's characteristics for the year 2010. Cluster  $C_{HH}$  is formed by 6 municipalities, which comprises 52% of the population of Biscay. Municipalities in Cluster  $C_{HH}$  are featured by having high unemployment rate and high commercial activity (above the mean of Biscay). Moreover they are big towns featured by high population density. The municipalities of Cluster  $C_{LL}$  have low unemployment rate and low commercial activity, covering 23% of the total population. These municipalities are mainly little and disperse towns with low population density (Fig. 7). Municipalities from cluster  $C_{MH}$  (10 municipalities, 22% population) are featured by, with medium unemployment and high commercial activity.

From the various tested models, Eq. (7)–(9) shows the models selected as the best ones for each cluster. Table 2 the model's main statistics.

$$HW_{CHH} = 382 + 9.24 HOCA - 10.19 UNEM \tag{7}$$

$$HW_{CMH} = 211 + 26.85 HOCA - 0.01 denPOP \tag{8}$$

$$HW_{CLL} = 330 + 2.37 HOCA + 2.01 UNI - 0.03 denPOP \tag{9}$$

While the model for cluster  $C_{LL}$  has little explicative capacity, the models deduced for cluster  $C_{HH}$  and  $C_{MH}$  have exceptional explicative capacity, describing up to 98.05% and 94.82% respectively (see Fig. 8). All the parameters included in the models are significant at the 5% error level and in all cases regression models

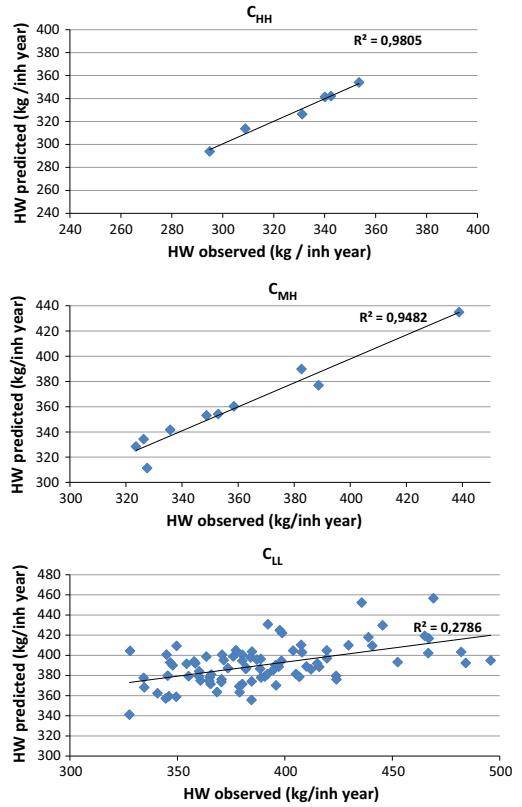


Fig. 8. Cluster models fit:  $C_{HH}$  (6 municipalities, 52% population),  $C_{MH}$  (10 municipalities, 21% population) and  $C_{LL}$  (84 municipalities, 23% population).

assumptions are met. However, the explicative capacity of the model developed for the  $C_{LL}$  cluster is far away from the other two models. This might be due to the no inclusion in the study of the explicative variables behind the HW generation in that kind of municipalities.

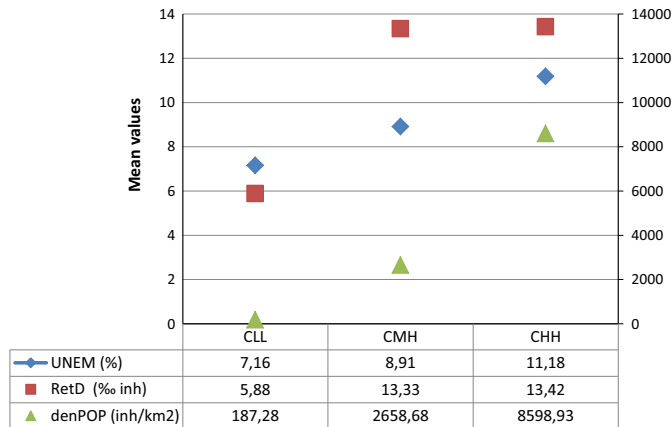


Fig. 7. The main characteristics (mean values) for the clusters on the basis of high (H), medium (M) or low (L) levels of UNEM, RetD and denPOP for the 2010. (UNEM and RetD left axis, denPOP right axis).

According to beta coefficients, the most significant explicative variables (the maximum absolute value of beta) in each model are different, being UNEM, HOCA and UNI respectively. This endorses the necessity of discrimination between municipalities.

### 3.5. Forecasting ability of each model

Despite having less explicative capacity in one of the models deduced, the  $MAPE_t$  of 6.28 achieved with PM model has been improved until a  $MAPE_t$  of 5.05 by aggregating each municipality to its model deduced. Additionally, it is analysed whether the models developed could be extrapolated in the time by validating each model with socio-economic data of 2011 in order to forecast 2013 HW generation ( $MAPE_v$ ). In this case also, the models deduced after the clustering analysis give better results than the PM model improving the  $MAPE_v$  of 8.93 until 6.15. However, it should be noticed that the forecasting ability of the models worsen a bit. This is due to the rapid change of the explicative variables value compared to the HW generation.

### 3.6. Meaningful explanatory variables

The identification of relevant explanatory variables is not straightforward, more in a very heterogeneous observation group as shown in the cluster analysis step. From the different models tested it is shown how the relevant variables are different. Nonetheless, the characteristic groups are quite similar.

Tourism has a huge positive impact on the economy of the municipalities and territories. However, the negative impact of tourism is the waste generation. Mateu-Sbert et al. (2013) and Ranieri et al. (2014) do not hesitate to say that one of the main impacts of tourism is waste generation. Lorena et al. (2013) estimate that a tourist can represent 0.3–0.6 kg of sorted HW per day. In this work tourism activities of municipalities are described by hotel and catering establishment present in the municipality and the spaces available for tourist accommodation, which are partially correlated ( $r_s = 0.433$ , significant at 0.001 level). This effect has also been studied by other authors in terms of the overnight rate in touristic establishments (Bach et al., 2004; Ibáñez et al., 2011) which would be really interesting for further research.

Urban morphology appears relevant in nearly all models deduced. It includes variables describing municipalities such as population density, dwelling density, municipal urban land and average surface of family dwelling all of them strongly correlated. These parameters present a decreasing effect on HW generation. This may be due to the quantification methodology used in order to assign waste generation to each municipality, which may be favouring large municipalities. Other studies have also reported its decreasing effect on HW generation describing its impact by household size (persons per household) (Bandara et al., 2007; Lebersorger and Beigl, 2011).

Not surprisingly, educational level appears to have significant importance on HW generation. UNI refers to population older than 10 that have completed university studies. However, while high educational level is expected to be related with high level of awareness on environmental issues, the model reflects the opposite (with a negative coefficient for this factor). This may be due to the fact that the variable is cumulative. That is, every year the variable increases with the new number of graduates, but the environmental awareness does not increase at the same rhythm.

Finally, the economic situation of inhabitants is crucial for HW generation. The unemployment rate (UNEM) is an indirect indicator of the economic situation of the municipalities. It refers to the number of unemployed people in the municipality. When the unemployment rate increases, available income of the families decreases ( $r_s = -0.498$ ), and therefore HW generation. Obviously,

the purchasing power of households with unemployed members is undermined, and thus the consumption. This result is consistent with other studies (Beigl et al., 2004; Keser et al., 2012).

In this study age structure and economic structure do not show significant effect on HW generation. However, other studies have shown that this aspects are critical (Afon and Okewole, 2007; Beigl et al., 2004).

## 4. Conclusions

Following the methodology described in this paper, different regression models were deduced in order to forecast HW per capita generation at municipality level regarding influential municipality characteristics. The methodology has been tested in the Province of Biscay that has 112 municipalities hosting 1.1 million of inhabitants. The study about the nature of the dependent variable (HW per capita) proves the existence of 12 municipalities with anomalous behaviour in the HW generation. While some of them have great tourism activity which may not be measured by the explanatory variables included in this work, other may be using different quantification system.

Due to the high heterogeneity between Biscay's municipalities hierarchical clustering process has been used. Three well differentiated clusters of municipalities have been deduced according to high, medium and low unemployment rate (UNEM), density of retail outlets (RetD) and population density (denPOP) (Fig. 7).

Altogether, four models have been developed, one for the overall group without anomalous municipalities (PM model), and one model per each cluster as shown in Table 2. The PM model has a descriptive capacity of 42.2%. The biggest cluster models, regarding hosted population, have significantly better descriptive capacity, with 98% and 94% for  $C_{HH}$  and  $C_{MH}$  clusters respectively. Nonetheless, the model developed for little and disperses municipalities, cluster  $C_{LL}$ , do have little explicative capacity, only 27%. Despite this, to relate each municipality with a specific model, regarding different socio-economic characteristics, improves the overall result. In this study this has been proved by the improved  $MAPE_t$  and  $MAPE_v$  get by the clusters models.

Thereby, urban morphology, tourism activity, educational level and economic dynamism and resources of population, have stood out over other characteristics showing significant effects in different models. While some of them describe the purchasing power of the families, other are related to the impact generated by tourism activities.

The methodology highlights the importance of having accurate data about both dependent and explanatory variables in order to deduce robust models for forecasting household waste generation. Relating municipalities with similar socio-economic characteristics allows inferring models with higher forecasting ability. At this point, the biggest challenge is being able to identify and include the influential explanatory information in the model.

In the same manner that there are significant differences between municipalities in terms of socio-economic characteristics, the same happens within big municipalities. The assessment of more deep levels of generation such as neighbourhoods or streets, will promote the optimization of service within municipalities.

## Acknowledgements

The authors wish to thanks the Waste section from the Environment Department of the Provincial Council of Biscay, the different companies responsible for the management of the urban wastes, as well as the municipalities of the province of Biscay for supplying the waste related data necessary for accomplish this work.

## References

- Abbasi, M., Abdul, M.A., Omidvar, B., Baghvand, A., 2013. Forecasting municipal solid waste generation by hybrid support vector machine and partial least square model. *Int. J. Environ. Res.* 7, 27–38.
- Afon, A.O., Okewole, A., 2007. Estimating the quantity of solid waste generation in Oyo, Nigeria. *Waste Manage. Res.* 25, 371–379. <http://dx.doi.org/10.1177/0734242X07078286>.
- Aranda Usón, A., Ferreira, G., Zambrana Vázquez, D., Zabalza Bribián, I., Llera Sastrera, E., 2013. Environmental-benefit analysis of two urban waste collection systems. *Sci. Total Environ.* 463–464, 72–77. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.053>.
- Armstrong, J.S., 2001. Selecting forecasting methods. In: Armstrong, J.S. (Ed.), *Principles of Forecasting. A Handbook For Researchers and Practitioners*. Kluwer Academic Publishers, pp. 365–386.
- Bach, H., Mild, A., Natter, M., Weber, A., 2004. Combining socio-demographic and logistic factors to explain the generation and collection of waste paper. *Resour. Conserv. Recycl.* 41, 65–73. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2003.08.004>.
- Bandara, N.J.G.J., Hettiaratchi, J.P.A., Wirasinghe, S.C., Pilapiya, S., 2007. Relation of waste generation and composition to socio-economic factors: a case study. *Environ. Monit. Assess.* 135, 31–39. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-007-9705-3>.
- Basque Government, 2009. Convenio Marco entre la Comunidad Autónoma Vasca del País Vasco y el sistema integrado de gestión promovido por Eoembalajes España, S.A.
- Basque Government, 2010. Convenio entre la administración general del País Vasco (Departamento de Medio Ambiente, planificación territorial, agricultura y pesca) y la sociedad Ecológica para el reciclado de los envases de vidrio (ECOVIDRIO) para la gestión de envases usados y residuos de envases de vidrio en la CAPV.
- Beigl, P., Wassermann, G., Schneider, F., Salhofer, S., Mackow, I., Mrowinski, P., Sebastian, M., 2003. LCA- IWM Report D2.1: Waste Generation Prognostic Model, The Use of Life Cycle Assessment Tool for the Development of Integrated Waste Management Strategies for Cities and Regions with Rapid Growing Economies LCA- IWM.
- Beigl, P., Wassermann, G., Schneider, F., Salhofer, S., 2004. Forecasting Municipal Solid Waste Generation in Major European Cities. In: Pahl/Wostl, C., Schmidt, S., Jakeman, T. (Eds.), *IEMSS 2004 International Congress: "Complexity and Integrated Resources Management"*. Osnabrueck, Germany.
- Beigl, P., Lebersorger, S., Salhofer, S., 2008. Modelling municipal solid waste generation: a review. *Waste Manage.* 28, 200–214. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2006.12.011>.
- Belsley, D.A., Kuh, E., Welsch, R.E., 1980. Detecting and assessing collinearity. In: Wiley (Ed.), *Regression Diagnostic: Identifying Influential Data and Sources of Collinearity*, pp. 85–191.
- Biscay Provincial Council, 2012a. Segunda revisión ordinaria del II Plan Integral de Gestión de Residuos Urbanos de Bizkaia 2005.
- Biscay Provincial Council, 2012b. Observatorio permanente de residuos urbanos [WWW Document]. URL [http://www.bizkaia.net/home2/Temas/DetalleTema.asp?Tem\\_Codigo=7709&idioma=CA&bnetwork=0&dpto\\_biz=9&codpath\\_biz=9|351|7709](http://www.bizkaia.net/home2/Temas/DetalleTema.asp?Tem_Codigo=7709&idioma=CA&bnetwork=0&dpto_biz=9&codpath_biz=9|351|7709).
- Biscay Provincial Council, 2013. 5th container for organic matter [WWW Document]. URL [http://www.bizkaia.net/home2/Temas/DetalleTema.asp?Tem\\_Codigo=8668&idioma=CA&bnetwork=0&dpto\\_biz=9&codpath\\_biz=9|351|8668](http://www.bizkaia.net/home2/Temas/DetalleTema.asp?Tem_Codigo=8668&idioma=CA&bnetwork=0&dpto_biz=9&codpath_biz=9|351|8668) (accessed 6.23.14).
- Chang, N.-B., Lin, Y.T., 1997. An analysis of recycling impacts on solid waste generation by time series intervention modeling. *Resour. Conserv. Recycl.* 19, 165–186. [http://dx.doi.org/10.1016/S0921-3449\(96\)01187-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-3449(96)01187-1).
- Chen, H.W., Chang, N.-B., 2000. Prediction analysis of solid waste generation based on grey fuzzy dynamic modeling. *Resour. Conserv. Recycl.* 29, 1–18. [http://dx.doi.org/10.1016/S0921-3449\(99\)00052-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-3449(99)00052-X).
- Coffey, M., Coad, A., 2010. *Collection of Municipal Solid Waste in Developing Countries*. Gutenberg Press, Malta.
- Denafas, G., Ruzgas, T., Martuzevičius, D., Shmarin, S., Hoffmann, M., Mykhaylenko, V., Ogorodnik, S., Romanov, M., Neguliaeva, E., Chusov, A., Turkadze, T., Bochoidze, I., Ludwig, C., 2014. Seasonal variation of municipal solid waste generation and composition in four East European cities. *Resour. Conserv. Recycl.* 89, 22–30. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.06.001>.
- Ecovidrio, 2013. Vidrio aportación ciudadana [WWW Document]. URL [http://www.ecovidrio.es/estadisticas\\_espana.aspx](http://www.ecovidrio.es/estadisticas_espana.aspx).
- EU, 1999. Council Directive 1999/31/EC of 26 April on the landfill of waste.
- Eustat, 2013. Basque statistic office [WWW Document]. URL <http://www.eustat.es>.
- Frost, J., 2012. Regression Smackdown: Stepwise versus Best Subsets! [WWW Document]. Minitab Blog. URL <http://blog.minitab.com/blog/adventures-in-statistics/regression-smackdown-stepwise-versus-best-subsets> (accessed 6.23.14).
- Garbiker, 2013. Datos recogida del contenedor amarillo [WWW Document]. URL [http://garbiker.bizkaia.net/esp/ca\\_Cantid\\_Regocida\\_Municipios.asp?General=1&Pred\\_1=Municipios](http://garbiker.bizkaia.net/esp/ca_Cantid_Regocida_Municipios.asp?General=1&Pred_1=Municipios).
- Hervada-Sala, C., Jarauta-Bragulat, E., 2004. A program to perform Ward's clustering method on several regionalized variables. *Comput. Geosci.* 30, 881–886. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cageo.2004.07.003>.
- Ibáñez, M.V., Prades, M., Simó, A., 2011. Modelling municipal waste separation rates using generalized linear models and beta regression. *Resour. Conserv. Recycl.* 55, 1129–1138. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.07.002>.
- Keser, S., Duzgun, S., Aksoy, A., 2012. Application of spatial and non-spatial data analysis in determination of the factors that impact municipal solid waste generation rates in Turkey. *Waste Manage.* 32, 359–371. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.017>.
- Kleinbaum, D.G., Kupper, L.L., Muller, K.E., Nizam, A., 1998. *Applied Regression Analysis and Other Multivariable Methods*, Third Edit. ed.
- Kumar, J.S., Subbaiah, K.V., Rao, P.V.V.P., 2011. Prediction of municipal solid waste with RBF net work- a case study of Eluru, A. P, India. *IJIMT* 2, 2–7.
- Lebersorger, S., Beigl, P., 2011. Municipal solid waste generation in municipalities: quantifying impacts of household structure, commercial waste and domestic fuel. *Waste Manage.* 31, 1907–1915. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2011.05.016>.
- Li, Z., Fu, H., Qu, X., 2011. Estimating municipal solid waste generation by different activities and various resident groups: a case study of Beijing. *Sci. Total Environ.* 409, 4406–4414. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.07.018>.
- Lorena, A., Niza, S., Ferrão, P., 2013. Forecasting Municipal Solid Waste Collection and Benchmarking Infrastructure Provision. In: 7th International Conference of the International Society for Industrial Ecology, University of Ulsan June 25–28.
- Lozano Valencia, M.A., Lozano Valencia, P.J., 2008. Las mancomunidades de servicios, un ejemplo de vertebración territorial para Guipúzcoa. Caracterización de los residuos domésticos en dicho territorio a partir de la gestión mancomunada. *Bol. Inj. AGE* 48, 155–174.
- Mallows, C.L., 1973. Some comments on Cp. *Technometrics* 15, 661–675.
- Mateu-Sbert, J., Ricci-Cabello, I., Villalonga-Olives, E., Cabeza-Irigoyen, E., 2013. The impact of tourism on municipal solid waste generation: the case of Menorca Island (Spain). *Waste Manage.* 8–12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2013.08.007>.
- MMA, 2001. Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuo mediante depósito en vertedero.
- Mooi, E., Sarstedt, M., 2011. Cluster analysis. In: Springer, Berlin Heidelberg (Ed.), *A Concise Guide to Market Research. The Process, Data, and Methods Using IBM SPSS Statistics*, pp. 237–284. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-12541-6>.
- Navarro-Esbrí, J., Diamadopoulos, E., Ginestar, D., 2002. Time series analysis and forecasting techniques for municipal solid waste management. *Resour. Conserv. Recycl.* 35, 201–214. [http://dx.doi.org/10.1016/S0921-3449\(02\)00002-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-3449(02)00002-2).
- Noori, R., Abdoli, M.A., Farokhnia, A., Abbasi, M., 2009. Results uncertainty of solid waste generation forecasting by hybrid of wavelet transform-ANFIS and wavelet transform-neural network. *Expert Syst. Appl.* 36, 9991–9999. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eswa.2008.12.035>.
- Ojeda-Benítez, S., Lozano-Olivera, G., Morelos, R.A., De Vega, C.A., 2008. Mathematical modeling to predict residential solid waste generation. *Waste Manage.* 28 (Suppl 1), S7–S13. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2008.03.020>.
- Pai, P.-F., Lin, K.-P., Lin, C.-S., Chang, P.-T., 2010. Time series forecasting by a seasonal support vector regression model. *Expert Syst. Appl.* 37, 4261–4265. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eswa.2009.11.076>.
- Purcell, M., Magette, W.L., 2009. Prediction of household and commercial BMW generation according to socio-economic and other factors for the Dublin region. *Waste Manage.* 29, 1237–1250. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2008.10.011>.
- Ranieri, E., Rada, E.C., Ragazzi, M., Masi, S., Montanaro, C., 2014. Critical analysis of the integration of residual municipal solid waste incineration and selective collection in two Italian tourist areas. *Waste Manage. Res.* <http://dx.doi.org/10.1177/0734242X14533605>.
- Rimaityte, I., Ruzgas, T., Denafas, G., Racys, V., Martuzevičius, D., 2012. Application and evaluation of forecasting methods for municipal solid waste generation in an Eastern-European city. *Waste Manage. Res.* 30, 89–98. <http://dx.doi.org/10.1177/0734242X10396754>.
- Shan, C.S., 2010. Projecting municipal solid waste: the case of Hong Kong SAR. *Resour. Conserv. Recycl.* 54, 759–768. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.11.012>.
- Sinikaran, E., 2008. A geometric interpretation of Mallows' Cp statistic and an alternative plot in variable selection. *Comput. Stat. Data Anal.* 52, 3459–3467. <http://dx.doi.org/10.1016/j.csda.2007.10.023>.
- Udalmap (2013) Municipal-Level Indicators of Sustainability [WWW Document]. n.d. URL [http://www.ogusun.ejgv.euskadi.net/r51-udalmap/es/contenidos/informacion/udalmap/es\\_udalmap/udalmap.html](http://www.ogusun.ejgv.euskadi.net/r51-udalmap/es/contenidos/informacion/udalmap/es_udalmap/udalmap.html) (accessed 10.8.13).
- Xu, L., Gao, P., Cui, S., Liu, C., 2013. A hybrid procedure for MSW generation forecasting at multiple time scales in Xiamen City, China. *Waste Manage.* 33, 1324–1331. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2013.02.012>.
- Zaman, A.U., Lehmann, S., 2013. The zero waste index: a performance measurement tool for waste management systems in a "zero waste city". *J. Clean. Prod.* 50, 123–132. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.11.041>.





