

# 17 Residus i recursos

## Autors

Xavier Gabarrell Durany

María Eugenia Suárez Ojeda

Ramon Farreny Gaya

Joan Rieradevall

Xavier Font Segura

Gara Villalba

Carles Martínez Gasol

**Xavier Gabarrell Durany** és llicenciat en ciències químiques (química industrial) per la Universitat Autònoma de Barcelona (UAB) i doctor en biotecnologia (1995). Actualment és professor titular al Departament d'Enginyeria Química, Biològica i Ambiental de la UAB, exdirector (2003-2006) de l'Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals (ICTA) i secretari acadèmic de l'Escola de Doctorat de la UAB. S'ha especialitzat en la docència i la recerca en l'àmbit de l'enginyeria, i és coordinador del grup de recerca Sostenibilitat i Prevenció Ambiental (Sostenipra). Durant els darrers deu anys ha estat autor de més de cent articles publicats en revistes científiques d'impacte internacional i ha destacat en el camp de l'anàlisi del cicle de vida i d'indicadors com ara la petjada de carboni, les emissions de gasos amb efecte d'hivernacle, l'ecologia industrial i la gestió dels residus. És autor de la CO2ZW®, The Carbon Footprint Tool for Waste Management in Europe, una eina de càlcul traduïda a diversos idiomes.

**Ramon Farreny Gaya** és llicenciat en ciències ambientals i doctor en ciència i tecnologia ambientals per la UAB. És investigador sènior del grup de recerca Sostenipra i investigador vinculat a l'Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals (ICTA-UAB). És professor col·laborador a la UAB i a l'Elisava, l'Escola Superior de Disseny i Enginyeria de Barcelona, i soci fundador d'Inèdit, una empresa de recerca del

Parc de Recerca de la UAB que també forma part del grup de recerca Sostenipra. S'ha especialitzat en l'àmbit de la petjada de carboni i l'anàlisi del cicle de vida de la gestió dels residus, així com en l'àmbit de l'ecodisseny i l'ecoinnovació en diferents àmbits geogràfics i sectorials. És autor de la CO2ZW®, The Carbon Footprint Tool for Waste Management in Europe, una eina de càlcul de petjada de carboni de la gestió dels residus municipals traduïda a diversos idiomes.

**Xavier Font Segura** és llicenciat en ciències químiques (bioquímica, 1991) i doctor en ciències (1997) per la UAB. Ha estat professor i director de l'Escola Universitària Politècnica del Medi Ambient, i és professor del Departament d'Enginyeria Química, Biològica i Ambiental de la UAB, del qual també ha estat director (2010-2013). Forma part del Grup de Compostatge de la UAB i ha centrat la recerca en el tractament biològic d'aigües residuals, especialment les tòxiques o poc biodegradables, i, en els darrers anys, en el tractament biològic de residus mitjançant la digestió anaeròbica i el compostatge. Actualment treballa en la determinació dels impactes ambientals associats a les instal·lacions de tractament de residus sòlids orgànics, principalment mitjançant l'anàlisi de les emissions, així com en l'obtenció de productes de valor mitjançant processos de transformació biològica de residus. És autor de més de seixanta publicacions en revistes d'impacte internacional.

**Carles Martínez Gasol** és llicenciat en ciències ambientals per la Universitat de Girona i doctor en ciències ambientals per la UAB. És investigador sènior del grup de recerca Sostenipra, investigador vinculat a l'ICTA-UAB i professor associat a la UAB en els programes de màster i de grau. Ha publicat més de trenta articles en revistes indexades internacionals i ha col·laborat en projectes de recerca finançats tant nacionalment com internacionalment. És director de projectes i soci fundador d'Inèdit, una empresa de recerca del Parc de Recerca de la UAB i del grup de recerca Sostenipra. S'ha especialitzat en els camps de la petjada de carboni i de l'anàlisi del cicle de vida de la gestió de la biomassa i dels residus, així com en l'ecodisseny aplicat a diferents àmbits geogràfics i sectorials. És autor de la CO2ZW®, The Carbon Footprint Tool for Waste Management in Europe, una eina de càlcul de petjada de carboni de la gestió dels residus municipals traduïda a diversos idiomes.

**María Eugenia Suárez Ojeda** és enginyera química per la Universitat Simón Bolívar (Caracas, 1999), màster en enginyeria química (Universitat Simón Bolívar, 2001) i doctora en enginyeria química i processos per la Universitat Rovira i Virgili (Tarragona, 2006). Actualment és professora i investigadora del Departament d'Enginyeria Química, Biològica i Ambiental de la UAB, i centra la investigació en les línies següents: I) el tractament biològic d'aigües residuals industrials tòxiques i recalitrants, II) l'eliminació de nitrogen mitjançant sistemes de dues etapes basats en la nitrificació parcial i l'anammox,<sup>1</sup> III) la producció de biopolímers mitjançant de cultius microbians mixtos, IV) l'acoblament de mètodes d'oxidació química i tractaments biològics per a aigües residuals recalitrants, i V) les emissions a les xarxes de clavegueram. Com a resultat de la investigació ha participat en nombrosos projectes nacionals i internacionals i ha contribuït a la publicació de diversos articles en revistes internacionals.

**Joan Rieradevall Pons** és doctor en ciències químiques per la UAB, màster en gestió gerencial per l'Escola d'Alta Direcció i Administració (EADA) i diplomant en enginyeria ambiental pel Ministeri d'Indústria i

Energia. És professor titular del Departament d'Enginyeria Química, Biològica i Ambiental de la UAB, investigador del grup de recerca Sostenipra de l'ICTA i coordinador de ciències ambientals de la UAB. Ha dut a terme recerques en els camps de l'anàlisi del cicle de vida, l'ecodisseny, la prevenció i el reciclatge de residus, l'aprofitament energètic de la biomassa i l'ecologia industrial. Ha publicat més de cent articles en revistes indexades, uns cent cinquanta articles en publicacions científiques i tècniques i uns cinquanta llibres o capítols de temàtiques mediambientals. Ha estat premiat pel millor Projecte Ecodisseny per al Reciclatge de la Generalitat de Catalunya (2013), pel millor Projecte de Recerca Europeu en Curs pel projecte Life Aquaenvec (2013) i pel Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya en la modalitat universitats (2006). També ha guanyat el Premi Projectes Sostenibles Agenda 21 Ciutat de Barcelona (2004), el premi de Disseny per al Reciclatge 2000 del Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya (2001) i el Premi Ciutat de Barcelona 1990 de Tecnologia Aplicada al Medi Ambient de l'Ajuntament de Barcelona (1991).

**Gara Villalba** és professora del Departament d'Enginyeria Química, Biològica i Ambiental de la UAB. Es va formar en enginyeria química a l'Institut de Tecnologia de Massachusetts (EUA) i posteriorment es va especialitzar en temes de medi ambient i materials per mitjà de la tesi doctoral (Universitat de Barcelona, 2003). Imparteix el curs d'ecologia industrial del programa de màsters d'estudis ambientals i coordina el programa Erasmus Mundus en estudis ambientals. Els interessos principals en recerca i experiència deriven de l'ecologia industrial, un camp que té per objectiu tornar a configurar l'activitat industrial com a resposta al coneixement de les conseqüències ambientals. S'ha centrat en l'avaluació i el disseny dels sistemes urbans i ha analitzat els fluxos de materials, d'energia i d'aigua amb l'objectiu de reduir les emissions dels gasos amb efecte d'hivernacle i la dependència dels recursos no renovables.

1. El terme *anammox* és una paraula formada per acronímia de l'expressió anglesa *anaerobic ammonium oxidation* ('oxidació anaeròbica de l'ió amoni').

**Sumari**

Síntesi .....	412
17.1. Introducció .....	413
17.2. Els residus i els recursos .....	413
17.3. El bioestabilitzat .....	416
17.4. Els factors locals d'emissions en plantes de valorització de FORM a Catalunya .....	417
17.5. El mapa comarcal d'emissions en el sistema de gestió de residus.....	420
17.5.1. La comptabilitat de les emissions.....	420
17.5.2. La petjada de carboni dels residus urbans de Catalunya.....	421
17.6. L'estalvi d'emissions en el reciclatge .....	422
17.6.1. La metodologia.....	423
17.6.2. Els crèdits del material recuperat .....	424
17.7. El cicle urbà de l'aigua: aigua potable i aigua residual .....	426
17.7.1. L'impacte del cicle de l'aigua urbana en les emissions de GEH.....	426
17.7.2. Nous esquemes de tractament de les aigües residuals urbanes .....	429
17.8. Conclusions .....	429
17.9. Recomanacions .....	431
Referències bibliogràfiques .....	432

## Síntesi

La gestió dels residus, juntament amb les estratègies de prevenció per a reduir el consum, obre oportunitats a una optimització més bona dels recursos mitjançant la reutilització i el reciclatge per a reduir i estalviar emissions de gasos amb efecte d'hivernacle (GEH). Els valors de recollida selectiva a Catalunya s'han estancat, i els darrers anys se situen al 38-40 %, si bé el 2007 eren només del 34 %. La via principal de tractament de la fracció restant (terme preferible a *fracció resta*, mal format lingüísticament) a Catalunya per a l'any 2013 és el tractament mecanicobiològic (TMB) (el 52 %), seguida del dipòsit controlat (el 37 %) i la valorització energètica per mitjà de la incineració (l'11 %). Al mateix temps, la qualitat del bioestabilitzat procedent dels TMB és desigual; el paràmetre més crític és la manca d'estabilitat biològica. El bioestabilitzat es gestiona per mitjà de dipòsit controlat, en el qual genera emissions de metà fruit de la degradació anaeròbica. Això eleva el potencial d'escalfament global associat a la gestió d'aquest flux de residus. Pel que fa a les tecnologies de tractament de la fracció orgànica, el consum d'energia s'incrementa en augmentar la complexitat de la instal·lació. D'una manera inversa, les emissions a l'atmosfera disminueixen en augmentar la complexitat de la instal·lació. Així, els processos basats en piles voltejades presenten consums més baixos d'energia, però, com a contrapartida, com que no disposen d'un sistema de captació i tractament dels gasos tenen un impacte superior quant a les emissions a l'atmosfera.

A fi de comptabilitzar les emissions de GEH, l'Agència de Residus de Catalunya utilitza, des de l'any 2011, l'eina Carbon Footprint Tool for Waste Management (CO2ZW®), desenvolupada pel grup de recerca Sostenipra. La contribució principal a les emissions del tractament dels residus prové dels dipòsits controlats, que emeten grans quantitats

de metà (tot i la captació de biogàs). D'altra banda, la recollida selectiva contribueix, en bona part, a reduir la petjada de carboni del sector (els impactes evitats). Les variables que més condicionen aquestes emissions són: 1) la generació de residus per habitant i 2) la fracció restant enviada directament a dipòsit controlat, les quals contribueixen a augmentar les emissions, i 3) la recollida selectiva, la qual contribueix a minimitzar les emissions. En el cas de la petjada de carboni de la gestió dels residus municipals per habitant, en el període 2011-2013 s'observa una reducció del 21 % fins a arribar a 94 kg CO<sub>2</sub> equiv./hab., fruit de la davallada en la generació de residus (de l'11 %) i la disminució de les emissions per tona de residu gestionat. Amb relació als crèdits de GEH, el balanç entre els generats i els evitats, l'alumini és la fracció de residus que genera més crèdits, -12.580 kg CO<sub>2</sub> equiv./t, en comparació dels 354 kg CO<sub>2</sub> equiv./t del plàstic o dels 46 kg CO<sub>2</sub> equiv./t del paper. Aquests crèdits s'obtenen tenint en compte que el 38 % del paper, el 25 % del plàstic i el 57 % de l'alumini s'exporten fora de Catalunya i d'Espanya, i que els crèdits evitats a cada país depenen de la tecnologia i també de la combinació energètica.

El factor d'emissió de GEH global del cicle de l'aigua podria arribar a ser de 2.148,4 g CO<sub>2</sub> equiv./m<sup>3</sup> d'aigua consumida o més. Les incerteses en les dades fan imprescindible que es continui treballant en els estudis globals del cicle urbà de l'aigua a Catalunya.

La situació dels residus d'origen ramader, i més concretament la dels purins, és insostenible i ha comportat el tancament de les sis plantes de tractament que hi havia a Catalunya, de manera que es torna a ser al mateix punt que deu anys endarrere.

### Paraules clau

CO2ZW®, crèdits CO<sub>2</sub>, petjada de carboni, reciclatge, reutilitzar, ACV, economia circular

### 17.1. Introducció

Els residus són un recurs i una de les constatacions de les ineficiències de la nostra societat. La generació de residus representa un malbaratament de recursos i energia i causa impactes en el medi ambient, molt especialment la generació de fraccions orgàniques, ja que la mala gestió repercuteix, entre d'altres, en l'emissió de gasos amb efecte d'hivernacle (GEH). El procés d'eliminació dels abocaments de les activitats econòmiques i socials només pot tenir èxit mitjançant l'aplicació d'una sèrie de polítiques i mesures basades en l'ecodisseny i la prevenció que incorporin la visió del cicle de vida. Cal abandonar el model lineal de producció i consum i substituir-lo pel model del cicle de la natura. Per aconseguir avançar en la conservació dels recursos, hi ha dues eines i metodologies cabdals a l'hora de quantificar els impactes i monitorar el progrés: l'anàlisi de fluxos de matèria i energia i l'anàlisi dels impactes per mitjà de l'anàlisi del cicle de vida (ACV). En aquest capítol veurem alguns exemples de la utilització d'aquestes metodologies.

La gestió dels residus pot oferir oportunitats per a una optimització més bona dels recursos mitjançant la reutilització i el reciclatge, que, juntament amb una estratègia de prevenció i reducció del consum, afavoreixen un cicle més tancat de les matèries primeres que necessitem. Durant aquests darrers anys, el flux de residus que ha experimentat un canvi més substancial ha estat la fracció restant que va a tractament, que anteriorment anava directament a l'abocador i que genera l'anomenat *bioestabilitzat*, procedent dels ecoparc. En l'apartat 17.3 d'aquest INFORME s'incorpora una introducció d'aquest residu secundari, el bioestabilitzat. El fet de reciclar comporta la recuperació de materials, ja sigui per la recollida selectiva feta pels ciutadans o bé per la recuperació a les plantes de tractament del conjunt d'infraestructures de gestió de residus catalanes. Tots els tractaments són emissors nets de GEH. Per això es presenta un apartat amb la recopilació dels factors d'emissió per tipologia de plantes de tractament de la matèria orgànica que hi ha a Catalunya segons els estudis realitzats en els darrers anys (apartat 17.4). Les dades presentades tenen en compte, pel que fa a les emissions dels abocadors, les causades pels residus dipositats l'any d'estudi durant els cent

anys següents, de manera que permeten analitzar més bé la presa de decisions i les conseqüències, si bé aquest nombre no és comparable directament amb el valor que s'obté seguint la metodologia del Grup Intergovernamental d'Experts en Canvi Climàtic (IPCC), que estima les emissions de l'any en curs dels abocadors, derivades dels residus acumulats al llarg dels decennis anteriors. L'apartat 17.5 presenta la petjada de carboni per comarques i també inclou les emissions generades i les emissions evitades de GEH. El reciclatge evita la producció de matèria primera i el consum de recursos: són les emissions que es comptabilitzen com a evitades en aquest capítol i que es mostren tant en l'apartat 17.5 com, amb un altre enfocament, en l'apartat 17.6, en el qual es té en compte la gestió de les fraccions de residus de paper, alumini i plàstic recollides a Catalunya.

Les emissions del cicle urbà de l'aigua (apartat 17.7) s'inclouen en les diverses categories dels inventaris nacionals d'emissions de GEH. En aquest capítol es tracten les emissions generades en les etapes d'extracció, distribució, transport de les aigües residuals i tractament de les aigües residuals per fer palès que la reducció de GEH depèn de la bona gestió i de la planificació dels components del cicle urbà de l'aigua.

### 17.2. Els residus i els recursos

La taula 17.1 mostra l'evolució dels residus a Catalunya durant el segle XXI, i hi podem veure una disminució clara en la generació dels residus, molt considerable pel que fa als residus industrials i a la runa a partir de l'any 2007. La generació dels residus sòlids municipals (RSM) també ha seguit una tendència a la baixa en els darrers anys, en bona part a conseqüència de la crisi econòmica, de manera que ha disminuït d'un 12 a un 15 % durant els darrers sis anys. Així, entre els anys 2011 i 2013 s'ha passat de generar 1,47 kg de RSM per persona i dia a generar-ne 1,30 kg. D'altra banda, la situació dels residus d'origen ramader, i més concretament la que fa referència als purins, ha canviat considerablement els darrers dos anys. La reforma del sector elèctric iniciada a començament del 2014 (Llei 24/2013, del 26 de setembre, del sector elèctric) ha modificat el sistema retributiu de la producció d'energia elèctrica amb cogeneració i tractament de purins i ha comportat el tancament

de les sis plantes d'aquest tipus que hi havia a Catalunya. En el cas concret dels purins, cal tenir en compte que, d'una banda, ja es coneixia d'antuvi que hi hauria una reducció en la prima i que, de l'altra, aquest sistema de gestió de purins es va concebre atribuint un pes excessiu al benefici relacionat amb l'obtenció d'energia i no tant a la gestió del residu mateix. Per tal de gestionar correctament els purins, l'any 2015 el Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural ha iniciat actuacions per a canviar el model de gestió dels purins de les explotacions afectades.

Els darrers anys hi ha hagut un interès creixent per les diferents opcions de gestió de residus per a dissenyar estratègies de recuperació dels recursos i polítiques de gestió dels residus d'una manera sostenible. En aquest context, l'ACV s'ha utilitzat com a metodologia prioritària per a la presa de decisions pel que fa a l'elecció dels sistemes de gestió de residus o a l'ús de recursos. L'ACV es basa en l'escandall dels fluxos d'entrada i de sortida del sistema objecte d'estudi, que inclou, entre d'altres, les emissions de la degradació i/o la combustió de les deixalles i els materials i/o l'energia consumida al llarg del procés de tractament. L'ACV estudia els aspectes ambientals i els impactes potencials durant tota la vida del producte o servei, des de l'obtenció de les matèries primeres fins a la producció, l'ús i la disposició final (del bressol a la tomba). Com més complexitat tenen les solucions proposades, més necessàries són les metodologies com l'ACV per a analitzar-les. Des del moment que els nous processos i els tractaments són el resultat de la combinació d'un nombre més gran d'operacions bàsiques i/o requereixen més energia o transport, l'ACV serà la metodologia que ens permetrà valorar les millores (o no)

d'aquests nous tractaments i processos des del punt de vista ambiental.

Amb l'objectiu d'una optimització més bona dels recursos mitjançant la valorització dels residus, s'ha utilitzat l'ACV per a comparar diferents tecnologies per a la recuperació i el segrest de CO<sub>2</sub> de biogàs generat per la digestió anaeròbica i els abocadors (Starr *et al.*, 2012). El biogàs té un alt contingut de metà (CH<sub>4</sub>) i podria ser un bon substitut del gas natural o es podria utilitzar per a la generació d'electricitat. El biogàs procedent dels residus sòlids urbans (RSU) es genera de la matèria orgànica que arriba als abocadors i a les plantes de digestió anaeròbica (DA). Durant l'any 2013, a Catalunya es van dipositar 817.558 tones de residus als abocadors i van arribar a les plantes de DA 646.153 tones de matèria orgànica procedents de la recollida selectiva orgànica i de les plantes de tractament mecanicobiològic (TMB) (ARC, 2014a). D'acord amb una mitjana de captura de biometà dels abocadors del 30 % (en pes) i amb la metodologia establerta per l'IPCC, que també inclou les emissions dels residus que s'han abocat en els darrers anys, es pot determinar una generació de  $32,7 \times 10^6 \text{ m}^3$  de biogàs provinent dels abocadors per al 2013.

Paral·lelament, un estudi sobre DA de residus a Catalunya estima una producció de  $107 \text{ m}^3$  de biogàs/t de residu (Martín-González *et al.*, 2011) i permet determinar un potencial de  $38,1 \times 10^6 \text{ m}^3$  de biogàs anuals. El consum mitjà anual de gas natural a Catalunya, determinat a partir del consum del període 2007-2009 (Idescat, 2015a), se situa als  $7.060 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{any}$  ( $2,66 \times 10^8 \text{ MJ}/\text{any}$ ). És a dir, el biogàs procedent dels residus només podria substituir prop de l'1 % de la demanda de gas natural. *A priori* no sembla gaire significatiu, però quan ens

TAULA 17.1. Evolució dels residus a Catalunya durant els anys 2000, 2007 i 2013

	Any 2000	Any 2007	Any 2013
Industrials* (Mt)	5,6	5,4	3,6
Municipals (Mt)	3,5	4,3	3,6
Runa (Mt)	5,5	10,7	2,3
Població (milions d'habitants)	6.090.040	7.210.508	7.553.650

\* No inclou secundaris.

Font: PICCC, SICCC i elaboració pròpia a partir de dades de l'ARC.



fixem en la reducció de l'impacte ambiental mitjançant l'ACV els guanys són importants, sobretot amb el potencial de reducció de les emissions de GEH. Els estudis per a l'aprofitament del biogàs s'han intensificat durant els darrers anys, especialment els que combinen l'eliminació de les impureses del metà amb la fixació (segrest) del CO<sub>2</sub>. El biogàs purificat amb un contingut de metà superior al 98 % es pot utilitzar com a font d'energia a qualsevol tipus d'aplicació, més enllà de la cogeneració tradicional, entre les quals destaquen l'automoció i la injecció de gas convencional a la xarxa.

Un exemple el trobem al projecte europeu UPGAS-CO<sub>2</sub> (Starr *et al.*, 2012), en el qual s'han avaluat i optimitzat dues tecnologies per a purificar el biogàs que utilitzen residus rics en hidròxid de calci. Aquestes tecnologies (*bottom ash for biogas upgrading*, BABIU, i *alkaline with regeneration*, AwR) es basen en la mineralització del CO<sub>2</sub> del biogàs amb residus rics en hidròxid de calci generats durant la incineració de residus, com ara les cendres volants i les partícules recollides a les diferents unitats de tractament dels gasos de la incineració. L'aplicació d'aquestes tecnologies pot significar un estalvi d'emissions de GEH en tres sentits: 1) el CO<sub>2</sub> que es captura amb les tecnologies de mineralització esmentades, 2) les emissions de CH<sub>4</sub> dels abocadors que evitem i 3) la reducció de CO<sub>2</sub> causada per l'estalvi del consum de gas natural. En l'estudi de Starr *et al.* (2012) es va determinar l'estalvi d'emissions de CO<sub>2</sub> equivalent (CO<sub>2</sub> equiv.) que resulta de l'aplicació d'AwR i BABIU amb uns valors de 305 i 1.763 g CO<sub>2</sub> equiv./m<sup>3</sup> de biogàs purificat, respectivament. En segon lloc, a partir del factor d'emissió de 10 g CO<sub>2</sub> equiv./MJ de gas na-

tural (Swiss Center for Life Cycle Inventories, 2010) i del consum estalviat es poden estimar les emissions de GEH estalviades gràcies a la substitució del gas natural pel biogàs. Els resultats d'aquests càlculs es poden veure a la taula 17.2, que compara les emissions de CO<sub>2</sub> equiv. evitades amb les emissions de la gestió de residus de Catalunya per a l'any 2013.

Com indica aquesta taula, es pot arribar a una reducció de 24.250 t CO<sub>2</sub> equiv. o de 127.483 t CO<sub>2</sub> equiv. (segons les tecnologies AwR o BABIU, respectivament), cosa que equival a un 3,4 % o un 18 % de les emissions totals de Catalunya per al sector de residus. Aquest potencial de reducció no és negligible i s'apropa als objectius de reducció d'emissions establerts per la Unió Europea. L'anàlisi econòmica aplicada a Espanya que es va dur a terme per Starr *et al.* (2015) va determinar que aquestes tecnologies de captura només són rendibles quan els crèdits de CO<sub>2</sub> arriben a 165 €/t o bé si el preu del biometà és d'un mínim de 0,30 €/kWh. Actualment aquestes tecnologies no són factibles, ja que els preus actuals són de 8 €/t per al CO<sub>2</sub> i de 0,05 €/kWh per al metà.

En el marc de la valorització, i amb la finalitat de donar una altra oportunitat a certs materials considerats residuals, apunta amb una certa força l'obtenció de productes de valor afegit a partir de residus mitjançant processos de fermentació en estat sòlid (SSF). Aquesta sigla engloba els processos biològics desenvolupats en una matriu sòlida amb prou aigua per a generar activitat microbiològica però sense pràcticament cap presència d'aigua lliure. Així, el compostatge és un tipus de procés

TAULA 17.2. Resum de les dades per a calcular el potencial d'emissions de CO<sub>2</sub> equiv. evitades per la purificació de biogàs a partir d'AwR i BABIU

	Residu tractat (tones)	Biogàs generat (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> )	Consum de gas natural (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> )	CO <sub>2</sub> equiv. capturat per AwR i BABIU (tones)	CO <sub>2</sub> equiv. estalviat per reducció de consum de gas natural (tones)	CO <sub>2</sub> equiv. de la gestió dels residus municipals de Catalunya (tones)
Digestió anaeròbica	646.153	38,1		11.619 - 67.172		
Abocador	817.558	32,7		9.972 - 57.651		
<b>TOTAL</b>	<b>1.463.711</b>	<b>70,8</b>	<b>7.060 (1)</b>	<b>21.591 - 124.823</b>	<b>2.660</b>	<b>710.492 (2)</b>

Font: (1) Idescat, 2015; (2) ARC, 2015.

de SSF en el qual el producte final és el compost. La tendència en la recerca actual, emparada en el paraigua de l'economia circular, és utilitzar residus com a matèria primera per a obtenir, a partir de processos de SSF, productes d'un valor afegit alt. Amb el residu que resulta del procés de SSF es pot produir igualment un compost o bé sotmetre'l a DA i obtenir biogàs. La implementació d'aquests processos permetria obtenir productes d'un valor afegit alt (com ara enzims, biosurfactants o biopesticides) a partir de residus sòlids procedents, per exemple, dels sectors ramader, agroindustrial o alimentari, i reduir l'impacte ambiental de la producció a partir dels processos convencionals.

### 17.3. El bioestabilitzat

La Directiva 1999/31/CE, del 26 d'abril, relativa a l'abocament de residus, obliga els estats membres a reduir el percentatge de residus municipals biodegradables destinats als dipòsits controlats. D'aquesta manera, els estats membres han de posar en marxa una estratègia d'àmbit nacional amb l'objectiu que l'any 2016, o com a màxim el 2020, els residus biodegradables que vagin a l'abocador siguin inferiors al 35 % dels que hi anaven l'any 1995. Al mateix temps, aquesta directiva indica que només poden anar a dipòsit controlat els residus que s'hagin tractat prèviament. Ambdós aspectes condicionen els plans de gestió de residus sòlids urbans, ja que incorporen tecnologies de valorització de la fracció orgànica i del tractament del rebuig.

El tractament de la fracció restant dels residus municipals a les plantes de TMB, en les quals se separa i s'estabilitza la matèria orgànica, produeix un material conegut com a *bioestabilitzat*. El bioestabilitzat es diferencia del compost obtingut a partir de la fracció orgànica de residus municipals (FORM) recollida selectivament, tal com indica l'article 3 de la Llei 22/2011, del 28 de juliol, sobre residus i sòls contaminats. La generació total del material bioestabilitzat a Catalunya per a l'any 2013 s'estimava en aproximadament 145.000 tones, que procedien de l'estabilització d'unes 1.043.000 tones de fracció restant als ecoparcs catalans per mitjà de processos mecanicobiològics.

La qualitat del bioestabilitzat generat a Catalunya és desigual, ja que alguns paràmetres presenten una variabilitat alta entre plantes a causa del fet

que les entrades de fracció i les tecnologies poden variar. En general, el paràmetre més crític és la manca d'estabilitat biològica del bioestabilitzat, la qual es mesura per mitjà de diferents paràmetres, com ara l'índex de Rottegrade, l'índex respiromètric dinàmic o l'activitat respiratòria al cap de quatre dies. L'índex de maduresa de Rottegrade es basa en el mesurament de la calor generada per l'activitat biològica al bioestabilitzat per a determinar-ne, d'una manera senzilla, l'estabilitat, atès que l'increment de temperatura és un senyal clar d'immaduresa. El test d'autoescalfament mesura l'increment de temperatura produït per l'activitat microbiana i considera la diferència entre la temperatura màxima de la mostra i la temperatura ambient. D'acord amb l'índex de maduresa de Rottegrade, el 44 % del bioestabilitzat té un índex igual o inferior a II, el 9 % té un índex de III i el 47 % arriba a un valor igual o superior a IV. Els índexs baixos de Rottegrade (I, II i III) es relacionen amb un autoescalfament alt i impliquen, en general, una manca d'higienització del bioestabilitzat i problemes potencials per dèficit de nitrogen en cas d'aplicar-lo al camp.

Pel que fa als usos i les destinacions del bioestabilitzat, en l'àmbit europeu es constata la possibilitat potencial d'aplicar el bioestabilitzat a diferents usos, els quals es poden agrupar en cinc categories: l'aplicació agrícola, la millora dels sòls, el material de rebliment, la valorització energètica i la disposició final. No obstant això, en l'àmbit català es descarta per defecte l'ús agrícola del bioestabilitzat, tal com es pot observar en les autoritzacions ambientals de les plantes de TMB. Així, doncs, la destinació principal del material bioestabilitzat a Catalunya és el dipòsit controlat (ja sigui com a material de rebuig o bé per al cobriment diari, segons que sigui necessari). No obstant això, algunes instal·lacions de TMB catalanes estan inscrites al registre de fertilitzants del Ministeri d'Agricultura, Alimentació i Medi Ambient, de manera que això els permetria destinar el bioestabilitzat a usos agrícoles almenys fins que la concessió del permís expiri.

En el cas que el bioestabilitzat es degradi en condicions aeròbiques (com, per exemple, en l'aplicació al camp), aquesta degradació produiria, principalment, diòxid de carboni, el qual es podria considerar neutral pel fet de ser biogènic (d'origen



natural). No obstant això, en el cas que el bioestabilitzat es gestioni per mitjà de dipòsit controlat, i considerant que a Catalunya generalment es tracta d'un material estabilitzat insuficientment, es generarien emissions de metà fruit de la degradació anaeròbica (amb manca d'oxigen). Això elevaria el potencial d'escalfament global associat a la gestió d'aquest flux de residus, cosa que comporta que sigui molt important: a) incidir en una estabilització més gran del material bioestabilitzat o b) gestionar aquest material per mitjà d'altres vies per tal d'evitar la degradació anaeròbica.

#### **17.4. Els factors locals d'emissions en plantes de valorització de FORM a Catalunya**

Les tecnologies més esteses a Catalunya per al tractament de la FORM són la DA i el compostatge. Les instal·lacions que tracten aquests residus tenen per objectiu principal la valorització. Així, les plantes basades en un únic procés de compostatge valoritzen la FORM i obtenen com a producte final el compost, una esmena orgànica que pot ser utilitzada en l'agricultura. Les instal·lacions més complexes poden combinar processos, amb un primer procés de DA seguit d'un procés de compostatge. En aquest cas, s'obtenen dos productes valoritzats, el biogàs (un gas ric en metà) de la digestió anaeròbica, que pot ser utilitzat per a obtenir energia elèctrica i calorífica, i el compost com a producte final.

Les instal·lacions basades en processos de compostatge generalment es divideixen en tres etapes: una primera etapa de pretractament, destinada a reduir el contingut de materials impropis, l'etapa pròpia del procés de compostatge i, finalment, una darrera etapa d'afinament, per a millorar la qualitat del compost. Les etapes de pretractament i afinament seran més o menys complexes segons la qualitat de la FORM (més específicament, del percentatge d'impropis). El procés de compostatge també es pot dur a terme amb diferents graus de tecnificació, des de processos basats en piles voltejades fins a processos que es produeixen a l'interior de reactors (túnels de compostatge) amb l'ús de sistemes de mesurament i control basats en la temperatura o en l'oxigen. A més, la instal·lació es pot trobar a cel obert o bé tancada, tot i que en aquest cas es disposa de sistemes de captació i

de tractament de l'aire i dels gasos generats durant el procés de compostatge. El grau de tecnificació i el percentatge d'impropis de la FORM d'entrada, que impliquen una complexitat més gran de les etapes de pretractament i posttractament, són dos dels paràmetres que afectaran els consums energètics i, per tant, les emissions de GEH.

Les instal·lacions que combinen DA i compostatge presenten un procés més complex, que necessita més operacions per a preparar el residu per a la digestió anaeròbica i que es duu a terme en instal·lacions tancades amb aspiració i tractament de gasos. Això, com s'ha comentat anteriorment, implica un consum energètic més gran, però en aquest cas s'obté biogàs, a partir del qual es generen energia elèctrica i calor que es poden utilitzar per a l'autoconsum a la instal·lació mateixa i/o per a vendre a la xarxa elèctrica. A grans trets, el procés es divideix en quatre grans etapes: I) el pretractament, en el qual cal tenir en compte que els processos de DA es poden dividir en processos en via humida i processos en via seca, depenent del contingut d'humitat del residu que entra al digestor, i que segons el tipus de procés el pretractament serà més o menys complex; II) el procés de DA; III) el procés de compostatge, generalment en túnels, i IV) l'etapa d'afinament.

D'acord amb el Programa General de Prevenció i Gestió de Residus i Recursos de Catalunya 2013-2020 (PRECAT20), Catalunya disposa de setze instal·lacions de tractament de FORM mitjançant compostatge, amb una capacitat de 188.270 t/any (el 37,7 % de la FORM), i set instal·lacions que combinen la digestió anaeròbica i el compostatge, amb una capacitat de tractament de 310.830 t/any (el 62,7 % de la FORM). Pel que fa al compostatge casolà, a Catalunya hi ha 20.700 unitats de compostadors repartits en 416 municipis (San Sebastián, 2013).

Estudis duts a terme a diferents instal·lacions catalanes han permès avaluar les càrregues ambientals de cada una de les tipologies. Els resultats obtinguts es mostren a la taula 17.3, en la qual també s'ha afegit el compostatge casolà com a alternativa que molts ajuntaments catalans promouen als seus municipis. Pel que fa a les tecnologies d'àmbit industrial, es pot observar que el consum

d'energia s'incrementa en augmentar la complexitat de la instal·lació. Inversament, les emissions a l'atmosfera disminueixen en augmentar la complexitat de la instal·lació. Així, els processos basats en piles voltejades presenten consums més baixos d'energia; en contrapartida, com que no disposen d'un sistema de captació i de tractament dels gasos tenen un impacte superior quant a les emissions a l'atmosfera. Així mateix, en disminuir la tecnificació augmenta el consum de dièsel. Les instal·lacions més complexes, amb processos de compostatge en túnels amb aeració forçada, i situades en espais tancats amb captació i tractament de gasos comporten un increment important en el consum energètic total (majorment, electricitat), principalment a causa del tractament dels gasos.

Pel que fa a les instal·lacions que incorporen DA i compostatge, cal tenir en compte que part de l'impacte en emissions de GEH queda compensat pel fet de generar energia a partir del biogàs obtingut. En aquest tipus d'instal·lacions, d'acord amb l'estudi de Colón *et al.* (2012), el consum energètic se situa prop dels 470 MJ/t de FORM tractada.

Amb referència a les emissions de  $N_2O$  i de  $CH_4$ , els GEH principals d'aquestes instal·lacions, l'emissió és un indicador de la manca d'aeració en el procés de compostatge o bé de la presència d'una etapa de DA. Observem que, per exemple, les emissions de  $N_2O$  en l'àmbit industrial varien de 0,035 a 0,251 kg  $N_2O$ /t de FORM tractada. En el procés de compostatge casolà, en canvi, les emissions s'enfilen fins a 0,676 kg  $N_2O$ /t de FORM tractada, cosa que mostra clarament la importància de l'homogeneïtzació i la mescla en el procés de compostatge casolà.

A l'hora d'interpretar o d'utilitzar aquests valors, cal tenir en compte diversos aspectes fonamentals:

- L'eficiència de cada instal·lació quant a l'estabilització de la FORM d'entrada. Estudis fets amb mostres de compost produït a instal·lacions catalanes (Barrena *et al.*, 2014) indiquen que no totes les instal·lacions de tractament de FORM de Catalunya duen a terme el procés amb la mateixa eficiència en l'estabilització, és a dir, que el producte final obtingut (el compost) no sempre té la mateixa qualitat. Dur a terme

el procés d'una manera correcta es relaciona amb un consum determinat d'energia, per exemple, per a mantenir el procés de compostatge en les condicions òptimes d'oxigen. Així, una instal·lació que no apliqui prou processos d'aireig o volteig tindrà un consum energètic més petit, però el producte final (el compost) serà de menys qualitat i les emissions del procés a l'atmosfera seran més altes. Colón *et al.* (2012) proposen normalitzar les càrregues ambientals d'aquestes instal·lacions amb el grau d'estabilització, mesurat mitjançant l'índex respiromètric dinàmic.

- Les característiques i el rendiment de la instal·lació depenen, en bona part, de la qualitat de la FORM d'entrada; valoritzar una FORM amb un 3 % d'impropis no requereix la mateixa intensitat que valoritzar-ne una que en tingui un 15 %. La maquinària, l'espai necessari i el consum d'energia seran més elevats com més alt sigui el percentatge d'impropis de la FORM. Diferents estudis, també en l'àmbit de Catalunya (Álvarez *et al.*, 2008; Puig-Ventosa *et al.*, 2013), han demostrat que el percentatge d'impropis es relaciona amb diferents factors, com ara el sistema de recollida utilitzat (contenidors al carrer, de porta en porta, etc.), la densitat de població o el nivell adquisitiu.
- Amb relació al punt anterior, la separació d'aquests impropis sempre va acompanyada d'una reducció de la matèria orgànica biodegradable del flux principal. És a dir, en separar aquests impropis també s'elimina part de la matèria orgànica biodegradable que hauria d'anar als processos de digestió anaeròbica i/o de compostatge. Aquest material de rebuig té com a destinació final l'abocador i, per tant, la matèria orgànica que conté acabarà generant emissions de GEH a l'abocador. Colazo *et al.* (2015) han estudiat dues instal·lacions de Catalunya que combinen DA i compostatge. La conclusió de l'estudi és que es perd un 8 % de potencial de biogàs amb la matèria biodegradable que acompanya el rebuig a les plantes de digestió anaeròbica de via seca i un 17 % a les plantes de digestió anaeròbica de via humida. Tindrem la mateixa pèrdua de material biodegradable a les instal·lacions de compostatge, però l'efecte en el cas de les plantes de DA és doble; d'una banda, per

TAULA 17.3. Factors característics d'instal·lacions de tractament de FORM (Colón *et al.*, 2012) i del compostatge casolà

Tipus d'instal·lació		Compostatge a cel obert	Compostatge en instal·lacions tancades	Digestió anaeròbica en via seca + compostatge	Compostatge casolà	Altres referències en instal·lacions fora de Catalunya
<b>Entrades</b>	Electricitat (MJ)	33,41	770,40	166,32	33,77	Blengini, 2008: 297 MJ/t FORM en una instal·lació de compostatge amb piles voltejades situada a Itàlia.
	Electricitat auto-generada (MJ)	0	0	167,04	0	
	Dièsel (l)	5,33	2,66	3,64	0	
	Total MJ (electricitat + dièsel)	236,80	871,90	472,26	33,77	Fricke <i>et al.</i> , 2005: de 200 a 430 MJ/t FORM tractada en instal·lacions que inclouen digestió anaeròbica i compostatge.
	Aigua consumida en el tractament de gasos (m <sup>3</sup> )	s/d	0,42	0,12	s/d	
	Aigua consumida en el procés de compostatge (m <sup>3</sup> )	0	0,14	0	0,051	
	Total consum d'aigua (m <sup>3</sup> )	0	0,56	0,12	0,051	Fricke <i>et al.</i> , 2005: de 0,1 a 0,17 m <sup>3</sup> aigua/t FORM en instal·lacions de digestió anaeròbica seguides compostatge. Blengini, 2008: 0,09 m <sup>3</sup> aigua/t FORM en instal·lacions de compostatge tancades amb tractament de gasos.
<b>Sortides</b>	Lixiviats (m <sup>3</sup> )	0	s/d	0,03	0	
	Condensats del biogàs (m <sup>3</sup> )	s/d	s/d	0,05	s/d	
	NH <sub>3</sub> (kg)	8,63	0,11	0,23	0,84	
	Compostos orgànics volàtils (VOC) (kg)	5,70	0,36	0,86	0,56	Smet <i>et al.</i> , 1999: 0,59 kg VOC/t FORM en estudis a escala pilot. Baky <i>et al.</i> , 2003: 1,7 kg VOC/t FORM en estudis a escala pilot. Diggelman <i>et al.</i> , 2003: 4,3 kg VOC/t FORM a partir de dades bibliogràfiques.
	N <sub>2</sub> O (kg)	0,251	0,075	0,035	0,676	Boldrin <i>et al.</i> , 2009: de 0,0075 a 0,252 kg N <sub>2</sub> O/t FORM tractada mitjançant compostatge. Amlinger <i>et al.</i> , 2008: de 0,192 a 0,454 kg N <sub>2</sub> O/t FORM tractada en compostatge casolà.
	CH <sub>4</sub> (kg)	4,37	0,34	2,39	0,16	Boldrin <i>et al.</i> , 2009: de 0,02 a 1,8 kg CH <sub>4</sub> /t FORM tractada mitjançant compostatge. Amlinger <i>et al.</i> , 2008: de 0,788 a 2,18 kg CH <sub>4</sub> /t FORM per compostatge casolà.
	Compost (t)	0,20	0,10	0,3	0,25	
	Rebuig (t)	0,26	0,13	0,41	0	
	Biogàs (m <sup>3</sup> )	s/d	s/d	98,90	s/d	Fricke <i>et al.</i> , 2005: de 60 a 110 N m <sup>3</sup> biogàs/t FORM.
	Electricitat (MJ)	s/d	s/d	550,08	s/d	

Els valors es refereixen al tractament d'una tona de FORM i corresponen exclusivament al procés biològic, sense tenir en compte la construcció de les instal·lacions i equips o el transport del residu.

la reducció en el potencial de producció de biogàs de la instal·lació i, de l'altra, per les emissions corresponents de GEH a l'abocador. Per evitar aquestes emissions procedents del rebuig a l'abocador, alguna instal·lació ja aplica una estabilització aeròbica abans de la sortida del rebuig cap a l'abocador. Com que aquesta estabilització implica un consum energètic, caldria determinar quina de les dues vies (la de l'estabilització i l'abocador o la que condueix directament a l'abocador) emet menys GEH.

### 17.5. El mapa comarcal d'emissions en el sistema de gestió de residus

La nova composició de la bossa tipus dels residus municipals a Catalunya es resumeix a la figura 17.1. Les dades s'han obtingut a partir de la caracterització de la fracció restant i les dades de la recollida selectiva. Les dades de la nova composició mostren, en comparació de les dades disponibles de la campanya de mostreig anterior (2005-2006), una davallada important del paper i del cartró (del 18 a l'11 %) i dels envasos lleugers (del 12 a menys del 8 %), una estabilització de les fraccions orgànica i vidre i un increment de les altres fraccions de residus.

Els valors de la recollida selectiva a Catalunya s'han estancat i aquests darrers anys se situen al 38-40 %, si bé el 2007 eren només del 34 % (cal tenir en compte que hi ha evidències d'una quantitat rellevant de material —especialment paper, cartró i ferralla— que és sostreta dels contenidors, cosa que afegeix incertesa als valors de la recollida selectiva i comporta, en alguns casos, que els valors assenyalats siguin inferiors a les aportacions ciutadanes). La via principal de tractament de la fracció restant a Catalunya l'any 2013 és el TMB (el 52 %), seguit del dipòsit controlat (el 37 %) i la valorització energètica per mitjà de la incineració (l'11 %). Aquesta situació contrasta amb la de l'any 2011, quan les plantes de TMB només rebien el 36 % de la fracció restant, mentre que el dipòsit controlat era la via principal de gestió (el 44 %) i en tercer lloc hi havia la valorització energètica (el 20 %). Aquest canvi segueix la direcció de la valorització dels residus i la limitació de la deposició controlada de la fracció restant sense tractament previ.

#### 17.5.1. La comptabilitat de les emissions

La gestió i el tractament dels residus municipals contribueixen a l'escalfament global a causa de les emissions directes i indirectes de GEH. Les

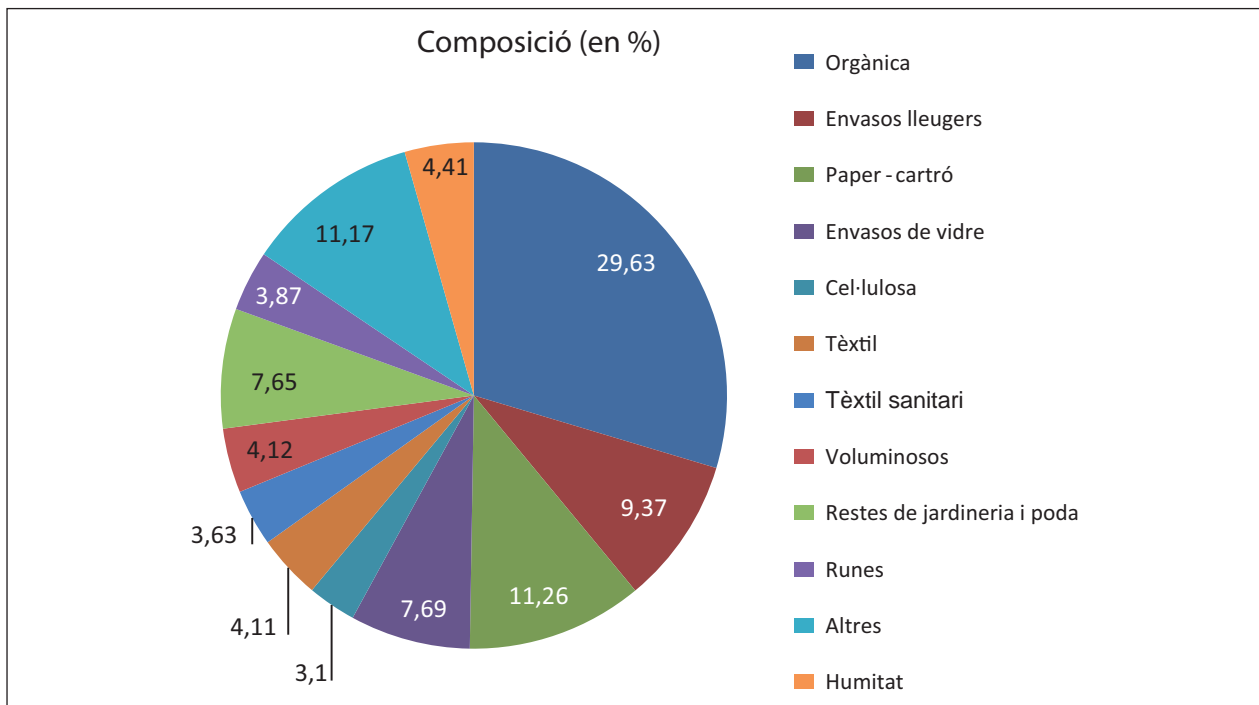


FIGURA 17.1. Composició dels residus municipals d'acord amb les caracteritzacions de la fracció restant i considerant les dades de la recollida selectiva.

Font: ARC, 2014.

emissions *directes* són les que es generen en les operacions de gestió dels residus, de les quals destaquen les emissions de la degradació biològica i/o de la combustió dels residus. D'altra banda, les emissions *indirectes* són les que s'ocasionen a causa de l'activitat de gestió dels residus (com, per exemple, el consum d'electricitat), però que es produeixen fora de les operacions de gestió dels residus (com, per exemple, en una central de cogeneració per a la producció d'electricitat). Al mateix temps, la valorització material i energètica dels residus també permet evitar emissions, ja que facilita la substitució d'altres fonts energètiques i matèries primeres. En aquest capítol es fa referència a la petjada de carboni com a diferència entre les emissions generades i les evitades. Aquesta visió global de les emissions associades a la gestió dels residus permet definir polítiques i estratègies de gestió dels residus encaminades cap a la reducció del potencial d'escalfament global de l'economia.

Per a comptabilitzar les emissions de GEH, l'Agència de Residus de Catalunya utilitza, des de l'any 2011, l'eina Carbon Footprint Tool for Waste Management (CO2ZW®), desenvolupada pel grup de recerca Sostenipra (Sevigné *et al.*, 2013). Convé recordar que les dades presentades en aquest capítol i en la CO2ZW® tenen en compte els factors d'emissió i els models de càlcul proposats per l'IPCC per a la comptabilitat d'emissions del sector dels residus, amb la particularitat que consideren les emissions futures dels dipòsits controlats associades als residus generats en el present. L'enfocament metodològic seguit per al càlcul no coincideix plenament amb l'enfocament utilitzat als inventaris nacionals d'emissions, ja que aquests inventaris: només inclouen les emissions del procés (la degradació biològica i la combustió de residus); no inclouen les plantes de valorització energètica dins del capítol dels residus, ja que les inclouen dins del capítol de l'energia (excepte la incineració sense recuperació energètica); consideren emissions anuals (generades durant l'any d'estudi) en lloc de considerar les emissions futures dels residus enviats a dipòsit controlat durant l'any en curs; no consideren emissions evitades gràcies a la recuperació material i energètica, i no inclouen el transport de residus dins del capítol dels residus —ja que l'inclouen dins del capítol general sobre el transport.

### 17.5.2. La petjada de carboni dels residus urbans de Catalunya

Les emissions generades pels residus municipals a Catalunya l'any 2013 són 1.440.861 t CO<sub>2</sub> equiv., de les quals més del 96 % són emissions directes (Inèdit, 2014). Per contra, les emissions evitades, procedents de la valorització material i energètica, ascendeixen a -730.369 t CO<sub>2</sub> equiv., les quals equivaldrien a quasi la meitat de les emissions generades. En el cas de fer el còmput global de les emissions (les generades menys les evitades), la petjada de carboni per habitant se situaria en 94 kg CO<sub>2</sub> equiv./hab. l'any 2013. Aquestes estimacions consideren les etapes del transport de residus del municipi fins a les instal·lacions i el tractament dels residus segons una visió del cicle de vida (és a dir, des de la primera instal·lació que els gestiona fins a la darrera).

La contribució principal del tractament dels residus a les emissions prové dels dipòsits controlats, que emeten grans quantitats de metà (tot i la captació de biogàs). D'altra banda, la recollida selectiva contribueix en bona part a reduir la petjada de carboni del sector (impactes evitats). Finalment, el transport interurbà de residus té una contribució més petita (de l'1 %) a la petjada de carboni. En aquesta estimació amb la CO2ZW® no s'han considerat ni el transport dins el circuit urbà quan es fa la recollida ni el transport dels residus secundaris; altres estimacions, tenint en compte el treball de Font *et al.* (2012), incrementarien la contribució del transport fins al 3-4 %.

Les variables que més condicionen aquestes emissions són: 1) la generació de residus per habitant; 2) la fracció restant enviada directament a dipòsit controlat, les quals contribueixen a augmentar les emissions, i 3) la recollida selectiva, que contribueix a minimitzar-les.

Els canvis en la gestió dels residus durant el període 2011-2013 comporten que la petjada de carboni per tona disminueixi en un 11 % i que passi de 221 a 197 kg CO<sub>2</sub> equiv./t. La millora en la petjada de carboni per tona es pot explicar per la disminució de les emissions generades, gràcies als canvis en el model de gestió, i per l'augment de les emissions evitades, gràcies a la millora de la recuperació de materials als ecoparcs.



En el cas de la petjada de carboni de la gestió dels residus municipals per habitant, en el període 2011-2013 s'observa una reducció del 21 % fins a arribar als 94 kg CO<sub>2</sub> equiv./hab., fruit de la davallada en la generació de residus (de l'11 %) i la disminució de les emissions per tona de residus gestionats.

En l'àmbit municipal, s'ha observat que el 80 % dels municipis catalans tenen una petjada de carboni de 38 a 296 kg CO<sub>2</sub> equiv./hab. l'any 2013. La figura 17.2.a mostra el mapa de les comarques de Catalunya, que s'agrupen en cinc grups segons la petjada de carboni de la gestió de residus municipals per habitant l'any 2013. En aquest mapa es pot observar que les comarques amb una dependència més gran dels dipòsits controlats presenten petjades de carboni més elevades (com, per exemple, l'Alt Empordà, el Baix Empordà, la Cerdanya, la Vall d'Aran i l'Anoia). Alhora, s'observa que les comarques amb més recollida selectiva (com ara la Terra Alta, Osona i la Segarra) o que pràcticament no envien residus a dipòsits controlats (com ara el Gironès, el Tarragonès, el Maresme i el Barcelonès) presenten petjades de carboni més petites. També a escala comarcal la figura 17.2.b presenta les emissions generades i la figura 17.2.c, les emissions evitades.

L'anàlisi estadística dels resultats a escala municipal mostra que la variable que té més correlació amb la petjada de carboni per habitant és la quantitat de fracció restant dipositada a dipòsit controlat, una variable que permet explicar per si sola fins al 84 % de la variació en la petjada de carboni per

habitant (model de regressió: petjada de carboni [kg CO<sub>2</sub> equiv./hab any] = 0,59 × fracció restant dipositada [kg/(hab any)] + 17,85; R<sup>2</sup> = 0,843). En segon lloc, destaca la correlació amb la generació de residus per habitant i l'índex de recollida selectiva. Per tant, si es vol incidir en la petjada de carboni de la gestió dels residus convé incidir especialment en aquestes tres variables.

## 17.6. L'estalvi d'emissions en el reciclatge

Reduir el consum de productes és la millor manera de reduir el consum de recursos. Per aquest motiu, reduir el consum de recursos als nostres sectors productius, en la vida quotidiana i en general en totes les activitats humanes ha de continuar sent una prioritat política, econòmica i ambiental. Però no ha estat fins que la crisi econòmica globalitzada s'ha fet evident que s'ha començat a actuar políticament per tal de ser més eficients i respectuosos amb el medi ambient. La identificació dels residus com a recursos valuosos pot ajudar a reduir el consum de recursos i, en conseqüència, els diferents impactes ambientals, entre els quals l'impacte en l'escalfament global del planeta generat per les emissions de GEH. Perquè el residu esdevingui de nou un recurs és imprescindible recollir-lo, classificar-lo en fraccions similars i donar-li un nou ús; en definitiva, reutilitzar-lo o reciclar-lo. La reutilització dels materials pot comportar grans estalvis d'emissions de GEH: com més vegades es reutilitza un producte més estalvi s'hi associa, a causa de la possibilitat d'allargar-ne la vida útil i d'evitar que esdevingui un residu que caldrà tractar. No obstant això, el fet de

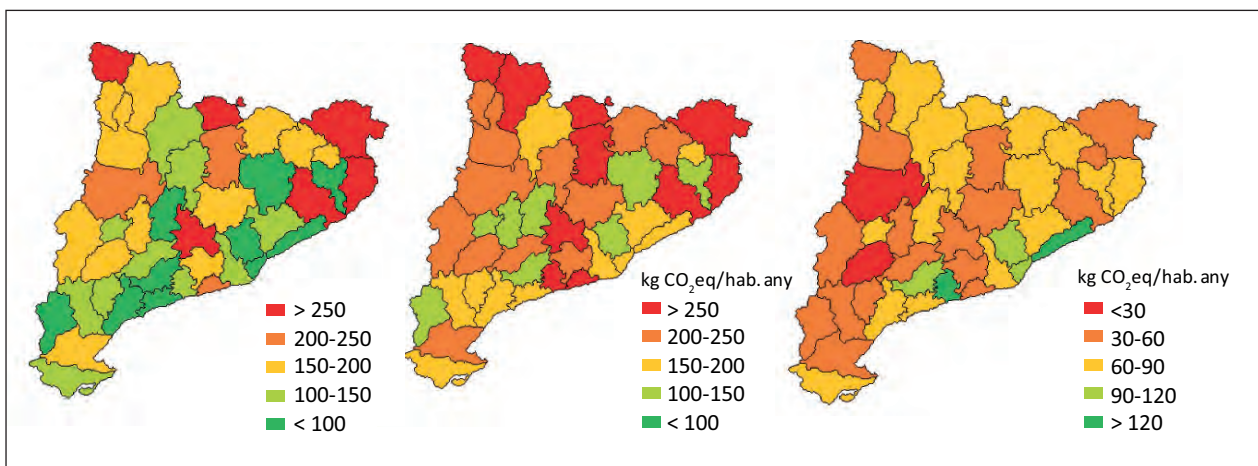


FIGURA 17.2. a) Petjada de carboni (emissions generades i evitades) de la gestió de residus municipals de les comarques de Catalunya (2013); b) emissions generades (directes i indirectes), i c) emissions evitades.



reutilitzar, igual com reciclar, implica un esforç tecnològic i sobretot logístic que generarà emissions de GEH. Estudis preliminars del grup de recerca Sostenipra han comparat les etapes de recollida i de logística abans del lliurament dels envasos a la planta classificadora d'envasos de dos sistemes de gestió d'envasos municipals basats en: a) el foment del reciclatge i b) el foment de la reutilització. Els resultats principals d'aquests estudis preliminars van mostrar que en els casos de percentatges baixos de recollida selectiva d'envasos (inferiors al 40 %) el sistema de reciclatge presentava menys impactes en les dues etapes analitzades que els sistemes de reutilització en què la recollida i la selecció en origen es realitzava sense la compactació de l'envàs. No obstant això, en escenaris de recollida selectiva d'envasos amb un percentatge superior al 40 % s'observava que l'impacte dels sistemes de reutilització era inferior al dels sistemes de recollida i de gestió preparats pel reciclatge.

Reciclar comporta la recuperació de materials i evita que siguin gestionats per mitjà d'un tractament finalista com ara l'abocador o la incineració. Els tractaments finalistes són emissors nets de GEH que segons la fracció de residus tractada, com hem vist als apartats 17.4 i 17.5, produiran més o menys emissions de GEH. Per aquest motiu, reciclar és donar una segona oportunitat a aquests materials i comporta evitar les emissions netes dels tractaments finalistes. L'altre punt d'estalvi d'emissions de GEH generat pel reciclatge es basa en el fet que el reciclatge evita la producció de matèria primera i el consum de recursos. En aquesta afirmació s'ha de precisar quina quantitat d'emissions de GEH estalviades i quina contribució a la mitigació de l'impacte de l'escalfament global es pot atribuir a aquest aprofitament dels residus com a recurs. La quantitat atribuïble depèn de variables tècniques (com ara la qualitat del material reciclat, les aptituds físiques i químiques del material reciclat per a ser aplicat de nou a la producció de productes i serveis, etc.) i d'altres variables relacionades amb les dinàmiques dels mercats econòmics, que influeixen en la localització geogràfica a escala mundial on finalment seran aprofitats com a recursos nous (com, per exemple, el preu del material verge amb què competeix, el preu d'adquisició del nou recurs reciclat, la logística des del punt de reciclatge fins al país on s'aprofita, la tec-

nologia i el procés productiu de la matèria verge que substitueix, etcètera).

A Catalunya, la tendència dels darrers anys ha consistit a exportar part dels residus recuperats al nostre país a països on es pagava un preu superior per materials recuperats com ara el paper, el cartró, l'alumini i el plàstic. En els escenaris plantejats en aquest apartat, i d'acord amb les dades de Datacomex, del Ministeri de Comerç Interior, només un part d'aquests materials s'aprofiten com a matèries primeres a Catalunya o a l'Estat espanyol. Per a fer cara al repte de conèixer i quantificar d'una manera precisa l'estalvi de les emissions de GEH, és necessari disposar d'eines i de metodologies de quantificació que permetin abordar els dos aspectes principals mencionats anteriorment:

- Conèixer la quantitat de residus recuperats a Catalunya i la destinació final on seran valoritzats com a matèria primera i substituiran el material verge.
- Identificar la tipologia de matèria primera i la quantitat i la tecnologia de producció que evitaran.

A continuació es presenta la metodologia proposada des del grup de recerca Sostenipra (Seigné *et al.*, 2014; Seigné *et al.*, 2015) i els valors de l'estalvi de l'impacte en escalfament global a causa del reciclatge en tres fraccions de materials: el paper, el plàstic i l'alumini, per a l'any 2013. S'ha adaptat la metodologia desenvolupada per a Espanya a Catalunya i s'ha considerat que el mercat català té la mateixa dinàmica que l'espanyol pel que fa a aquests productes.

### 17.6.1. La metodologia

Aquesta metodologia consisteix en la combinació de dues metodologies quantitatives: a) l'anàlisi de fluxos de materials (MFA) dinàmica, per a monitorar tendències i dinàmiques en les matèries primeres, els productes i els residus al lloc on es produeix el reciclatge dels residus i l'aprofitament com a recursos, i b) l'ACV, que permet quantificar el balanç de totes les emissions generades en el reciclatge i les evitades en el no-consum de matèria verge.

L'MFA dinàmica implica la identificació i la quantificació dels fluxos de residus d'interès per a l'estudi, a més de la generació, la recuperació a les plantes

de triatge i l'aprofitament a la destinació, tant a Catalunya i a Espanya com a països estrangers, any rere any per a recollir els canvis de fluxos dels materials influenciats per la dinàmica dels mercats de residus.

Per al càlcul de les emissions de GEH evitades amb una aproximació d'ACV, cal identificar la tecnologia de producció del material verge afectada que s'evita, també denominada *tecnologia marginal*. La tecnologia marginal és la més sensible als canvis de demanda del mercat:

- En el cas del paper, la tecnologia afectada és la polpa verge de fibres curtes procedent de fusta dura, ja que la qualitat de fibra reciclada no permet la substitució de fibres de polpa llarga. La tecnologia marginal identificada (Reinhard *et al.*, 2010) és la pasta de paper Kraft blanquejada (BEKP) del Brasil, i es considera que una tona de polpa reciclada evita 0,80 tones de polpa marginal. Els resultats que s'obtenen de l'MFA del paper permeten observar l'oferta i la demanda del residu recuperat. S'han realitzat MFA entre els anys 2006 i 2011 i s'ha definit un escenari en el qual el paper és aprofitat a Catalunya i a l'estranger (la Xina i Holanda). Incrementar el reciclatge a Catalunya evita la producció de BEKP a Catalunya quan el reciclatge es produeix a Catalunya i evita la producció de BEKP al Brasil quan el reciclatge es produeix a la Xina o a Holanda (Sevigné *et al.*, 2014b).
- En el cas de l'alumini, es considera que l'alumini recollit selectivament a Catalunya pot evitar la producció primària d'alumini a Catalunya i afectar els productors de bauxita a la Xina, a Austràlia i al Brasil, a més d'afectar la mateixa producció i fusió d'alúmina a Espanya. Es considera que una tona de ferralla substitueix la producció de 0,95 t de producció primària d'alumini marginal (Sevigné *et al.*, 2014a).
- En el cas del plàstic, es considera que una tona de plàstic reciclat pot substituir una tona de plàstic verge (Sevigné *et al.*, 2015).

### 17.6.2. Els crèdits del material recuperat

La figura 17.3 mostra el pes total dels residus de paper, de plàstic i d'alumini municipals i industrials recollits selectivament i recuperats l'any 2013 a Catalunya. Els resultats de l'MFA aplicada a les tres fraccions i als residus recuperats (paper, plàstic i alumini) mostren que el percentatge d'exporta-

ció d'aquestes fraccions és del 38 % en el cas del paper, del 25 % en el cas del plàstic i del 57 % en el cas de l'alumini. Com s'observa a la figura, una part important dels residus recuperats a Catalunya acaben a la Xina.

Aquesta recuperació, recollida selectiva, classificació i recuperació a les plantes de tractament comporta un impacte pel que fa als GEH. La taula 17.4 mostra l'impacte associat a la gestió d'aquests residus. Gestionar i reciclar una tona de paper genera unes emissions de GEH de 350 kg CO<sub>2</sub> equiv.; gestionar i reciclar una tona de plàstic, de 745 kg CO<sub>2</sub> equiv., i gestionar i reciclar una tona d'alumini, de 1.280 kg CO<sub>2</sub> equiv. En totes tres fraccions el reciclatge contribueix a més del 50 % de les emissions generades de GEH. Aquest impacte implica, per a l'any 2013, una emissió de GEH de 218.004 t CO<sub>2</sub> equiv. per la gestió del paper, de 175.924 t CO<sub>2</sub> equiv. per la gestió del plàstic i 87.450 t CO<sub>2</sub> equiv. per la gestió de l'alumini. En el cas del plàstic, s'ha considerat l'impacte de la incineració, ja que, com mostra la figura 17.3.b, hi ha un flux important de plàstic procedent de les plantes de selecció que s'acaba incinerant i aquest flux no es produeix ni amb el paper ni amb l'alumini recollits selectivament o recuperats en plantes de TMB.

Amb relació als crèdits de GEH, el balanç entre els generats (taula 17.4) i els evitats, s'observa que l'alumini és la fracció de residus que genera més crèdits, amb -12.580 kg CO<sub>2</sub> equiv. per tona, en comparació dels -354 kg CO<sub>2</sub> equiv. per tona de plàstic o dels -46 kg CO<sub>2</sub> equiv. per tona de paper. Aquests crèdits s'obtenen tenint en compte que s'exporta fora de Catalunya i d'Espanya el 38 % del paper, el 25 % del plàstic i el 57 % de l'alumini, i que els crèdits evitats (valors no mostrats) a cada país depenen de la tecnologia i de la combinació energètica. Aquests valors tenen un cert marge d'incertesa, ja que no és fàcil determinar el producte substituït (mercat local - mercat global); en el cas del paper, per exemple, podria anar dels 46 kg CO<sub>2</sub> equiv. per tona (escenari global) als 317 kg CO<sub>2</sub> equiv. per tona (escenari local).

Com s'observa a la figura 17.4, l'exportació de residus pot fer variar el valor del crèdit de GEH obtingut. Quan s'exporta paper i plàstic, les tecnologies de reciclatge xineses i europees són similars a les

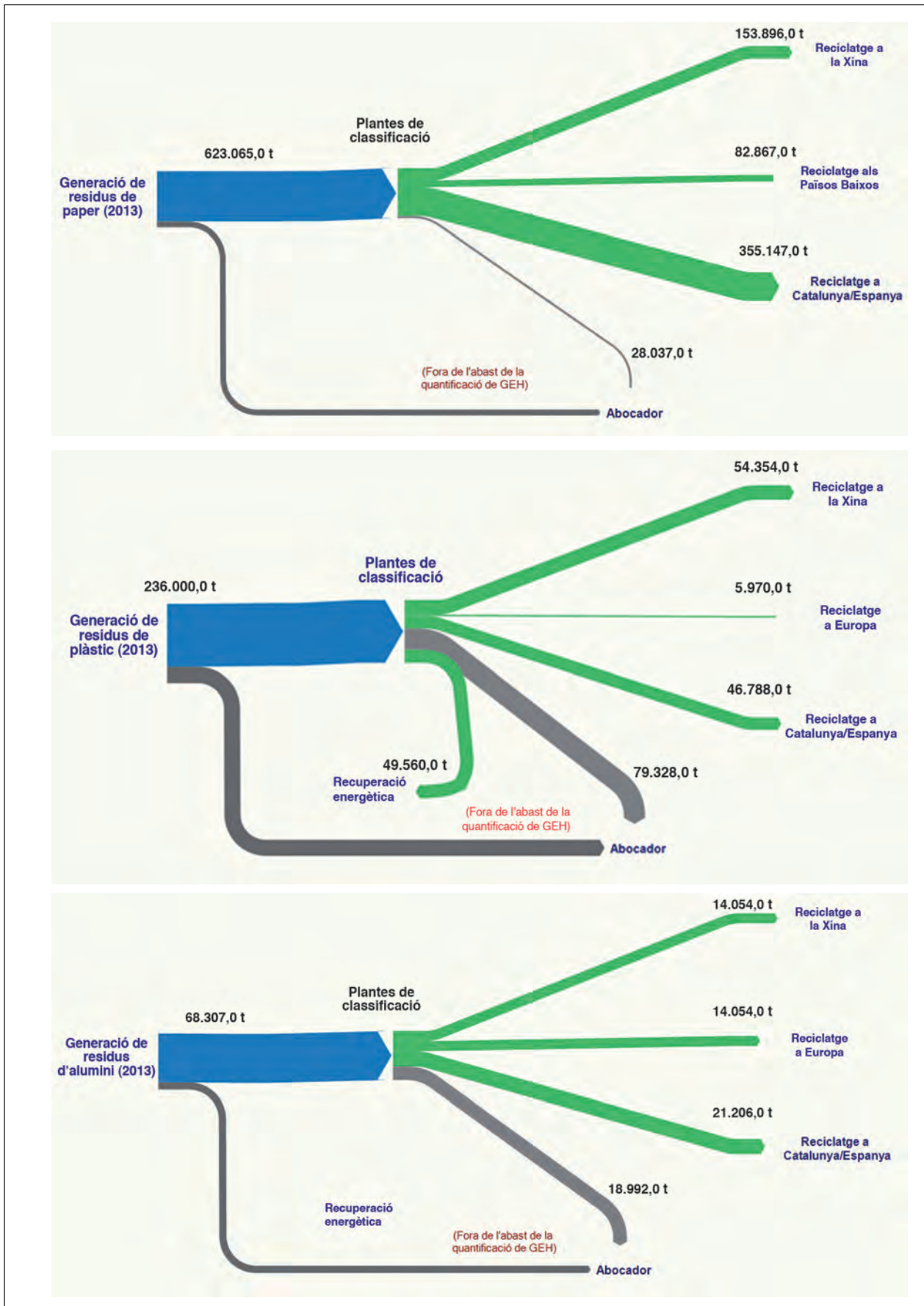


FIGURA 17.3. Flux dels residus municipals i industrials de a) paper, b) plàstics i c) alumini recollits selectivament a Catalunya durant l'any 2013.

TAULA 17.4. Impacte de la gestió i el reciclatge de les fraccions de paper, plàstic i alumini

	<b>Paper (kg CO<sub>2</sub> equiv. t<sup>-1</sup>)</b>	<b>Plàstic (kg CO<sub>2</sub> equiv. t<sup>-1</sup>)</b>	<b>Alumini (kg CO<sub>2</sub> equiv. t<sup>-1</sup>)</b>
<b>Gestió de residus</b>	<b>126</b>	<b>100</b>	<b>120</b>
Recollida, classificació i abocador	74	94	94
Transport nacional	52	7	25
<b>Reciclatge</b>	<b>224</b>	<b>148</b>	<b>1.161</b>
Transport internacional	58	23	257
Reciclatge a Catalunya/Espanya	46	22	361
Reciclatge a Europa	-2	2	253
Reciclatge a l'Àsia (Xina)	122	101	290
<b>Incineració</b>	<b>s/d</b>	<b>497</b>	<b>s/d</b>
<b>Total</b>	<b>350</b>	<b>745</b>	<b>1.280</b>

Font: Adaptat de Sevigné-Itoiz *et al.* (2015a), Sevigné-Itoiz *et al.* (2015b) i Sevigné-Itoiz *et al.* (2014).

catalanes amb relació a les emissions de GEH que emeten per reciclar una tona de paper i plàstic. Aquest fet comporta que el transport internacional, el moviment dels residus de Catalunya a la Xina i/o a Europa, provoqui que, com més exportem, menys impacte evitat generem. En el cas del paper, si s'exportés el 100 % dels residus de paper recollits a Catalunya fins i tot generariem un impacte i una emissió neta de GEH.

El reciclatge dels residus comporta impactes evitats de GEH en tots els casos, tot i que per a algunes fraccions, com ara el paper i el plàstic, aquest impacte és més gran com més material es recupera a Catalunya. Per contra, quan exportem l'alumini que hem recuperat a Catalunya evitem una producció d'alumini primari mundial, principalment també a la Xina, molt contaminant (a causa d'una combinació energètica amb predomini del carbó) pel que fa a les emissions de GEH. Per aquest motiu, com més alumini s'exporta més impacte s'evita, tot i que a escala catalana perdem una gran quantitat de material que podria ser reciclat per la nostra indústria.

### 17.7. El cicle urbà de l'aigua: aigua potable i aigua residual

El cicle urbà de l'aigua comprèn diverses etapes, des de l'extracció d'aigua per al consum fins a la descàrrega al medi ambient després de l'ús. Primer, l'aigua s'obté d'un riu, d'un canal, d'un pou,

d'una mina, d'un embassament o, fins i tot, del mar, mitjançant la dessalinització, i es transporta a l'estació de tractament d'aigua potable (ETAP), on es tracta perquè assoleixi la qualitat necessària per a l'aigua de consum (aigua potable). Llavors es transporta per mitjà de la xarxa primària cap als nuclis urbans i es distribueix per mitjà de la xarxa secundària als punts de consum de tota l'àrea urbana. Un cop a l'àrea urbana, l'aigua s'utilitza a les llars, els comerços, les indústries i les instal·lacions públiques. Després, l'aigua utilitzada (aigua residual) es recull i es transporta pel clavegueram fins a l'estació depuradora d'aigües residuals (EDAR), on es depura amb la qualitat necessària perquè pugui ser retornada a la natura o reutilitzada.

La guia per al càlcul de les emissions de GEH derivades del cicle de l'aigua de les xarxes urbanes a Catalunya (Oficina Catalana del Canvi Climàtic, 2015) assenyala un factor d'emissió de 395 g CO<sub>2</sub> equiv./m<sup>3</sup> d'aigua consumida, que amb el volum d'aigua consumit a Catalunya l'any 2013 (558.580.789 m<sup>3</sup>; ACA, 2014) implica unes emissions de 220.639 t CO<sub>2</sub> equiv./any i de 29 kg CO<sub>2</sub> equiv./hab. any).

#### 17.7.1. L'impacte del cicle de l'aigua urbana en les emissions de GEH

En general, les infraestructures de subministrament d'aigua potable consten de les etapes següents (PVICSACH, 2005): 1) l'extracció de l'aigua de les

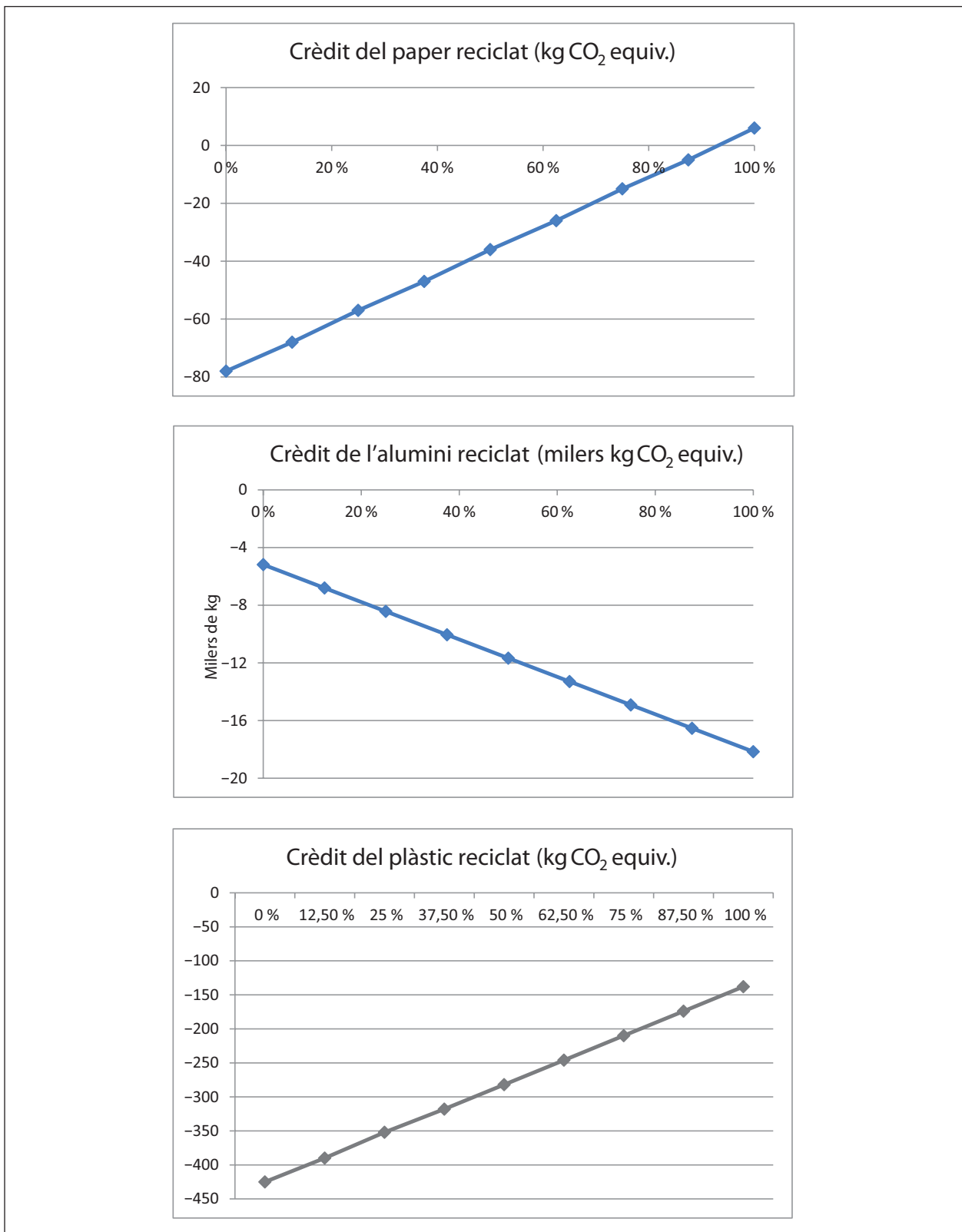


FIGURA 17.4. Variació del crèdit de GEH per paper (kg CO<sub>2</sub> equiv. per tona de paper), alumini (miler kg CO<sub>2</sub> equiv. per tona d'alumini) i plàstic (kg CO<sub>2</sub> equiv. per tona de plàstic) reciclats segons diferents percentatges d'exportació.

fonts superficials (com ara rius o embassaments), de les fonts subterrànies (com ara pous o mines) o d'altres fonts (com ara la dessalinització o les

aigües pluvials), cosa que comporta un conjunt de zones de protecció i d'instal·lacions que permet l'obtenció i el transport de l'aigua natural per



a destinar-se a la producció d'aigua per al consum humà; 2) les ETAP, on l'aigua es tracta per fer-la apta per al consum; 3) l'emmagatzematge en dipòsits; 4) la xarxa de distribució, formada pel conjunt de canonades d'impulsió i de distribució per gravetat i per altres components individuals (com, per exemple, bombaments, vàlvules i boques) que transfereixen l'aigua potable de l'ETAP al punt de consum, i 5) el subministrament al teixit urbà i domiciliari, representat per les canonades, els dipòsits, les connexions i els aparells instal·lats després de la connexió de servei i la clau de pas corresponent, que enllaça amb la xarxa de distribució.

D'altra banda, les infraestructures de sanejament consten de: 1) el clavegueram i les xarxes d'aigües pluvials, i 2) les EDAR, on es tracten les aigües residuals. Tots els contaminants presents a les aigües residuals s'han de recollir i transportar mitjançant les xarxes de clavegueram, que, per mitjà dels col·lectors, els condueixen fins a les EDAR, on es tracten perquè la concentració compleixi els límits establerts per la legislació (Directiva 91/271/CEE) abans d'arribar al medi receptor.

Pel que fa al clavegueram, cal esmentar que existeixen xarxes unitàries (les més habituals a Catalunya), en les quals l'aigua residual i l'aigua de pluja es recullen per mitjà de la mateixa canonada, i xarxes de clavegueram separatives, en les quals l'aigua residual i l'aigua de pluja circulen per canonades diferents (una part del clavegueram de Sitges n'és un exemple). A més, a una xarxa de clavegueram hi pot haver diversos elements constructius: 1) els col·lectors en alta (el clavegueram pressuritzat), 2) els col·lectors per gravetat, 3) les estacions de bombament i 4) els pous de registre, els quals presenten característiques diferents (com ara aeròbiques, anaeròbiques o anòxiques, entre d'altres).

Les EDAR generalment disposen d'una sèrie de processos encadenats de tractament de l'aigua residual que constitueixen la *línia d'aigües*, en la qual es generen uns fangs o llots que es tracten mitjançant una altra sèrie de processos específics que constitueixen la línia de fangs (Gabarrell *et al.*, 2010). Com s'ha esmentat, el factor d'emissió del cicle de l'aigua de les xarxes urbanes a Catalu-

nya és de 395 g CO<sub>2</sub> equiv./m<sup>3</sup> d'aigua consumida (Oficina Catalana del Canvi Climàtic, 2015). Aquest factor d'emissió es pot completar per a incloure-hi les emissions de totes les etapes del cicle de vida de l'aigua mitjançant: 1) la construcció (materials i tipus) i el desmantellament de les instal·lacions associades al cicle integral de l'aigua i les obres en general; 2) l'extracció, la producció i el transport dels combustibles fòssils utilitzats a totes les etapes del cicle de l'aigua; 3) la fabricació i el transport dels materials i dels additius necessaris per a la gestió del cicle integral de l'aigua, i 4) el sistema de clavegueram, entre d'altres.

Durant els últims anys, el nombre d'estudis d'ACV de l'etapa de subministrament de l'aigua potable ha augmentat, en particular, pel que fa a l'anàlisi de les diferents estratègies sostenibles per a la producció d'aigua potable a partir de fonts diverses i pel que fa a la identificació dels punts crítics que contribueixen a l'impacte ambiental del cicle de l'aigua. D'acord amb la bibliografia existent, els impactes ambientals del sistema de subministrament d'aigua potable deriven de: 1) la font de l'aigua utilitzada (com ara l'aigua dolça, l'aigua dessalinitzada, l'aigua pluvial, etc.); 2) el tipus de tecnologia de potabilització i la mida de l'ETAP (en termes de flux d'aigua o de població servida); 3) el tipus de construcció, materials emprats i mida del clavegueram de subministrament, i 4) les diferències de qualitat que hi pugui haver entre l'aigua crua i l'aigua potabilitzada. Sanjuan-Delmás *et al.* (2015) van estimar que el consum elèctric<sup>2</sup> de la distribució d'aigua potable, a partir d'una mostra de municipis d'Espanya, depenia de la població servida en un interval de 98 g CO<sub>2</sub> equiv./m<sup>3</sup> d'aigua consumida (10.000 habitants-equivalents) a 34 g CO<sub>2</sub> equiv./m<sup>3</sup> d'aigua consumida (10.000-50.000 habitants-equivalents); aquest interval inclou el valor mitjà de 73 g CO<sub>2</sub> equiv./m<sup>3</sup> d'aigua consumida mostrat per Oficina Catalana del Canvi Climàtic (2015) per a l'any 2013. Altres factors que cal tenir en compte són: l'estacionalitat, la densitat de població, el tipus de clima, l'orografia del terreny i l'ingrés *per capita* (Sanjuan-Delmás *et al.*, 2015). A més a més, el tipus de solució constructiva (pel que fa a materials, diàmetres, etc.) emprada o que es pot emprar a la

2. Per al càlcul s'utilitzaven dades de la combinació energètica espanyola del 2011, és a dir, uns 366 g CO<sub>2</sub>/kWh.



xarxa de distribució d'aigua potable té una influència molt gran en les emissions derivades d'aquestes infraestructures (Sanjuan-Delmás *et al.*, 2014).

Similarment, la bibliografia més recent assenya-la que les emissions directes del clavegueram no són pas negligibles (Eijo-Rio *et al.*, 2015) i que poden significar més de 3,4 g CO<sub>2</sub> equiv./m<sup>3</sup> d'aigua consumida només a l'entrada de les EDAR. D'altra banda, el tipus de solució constructiva triada (materials, accessoris, instal·lació, fi de vida útil, etc.) per al clavegueram d'una ciutat determinada té un paper clau en les emissions indirectes generades. Així, Petit-Boix *et al.* (2014) varen determinar emissions de 2.100 g CO<sub>2</sub> equiv./m<sup>3</sup> d'aigua residual tractada (1.600 g CO<sub>2</sub> equiv./m<sup>3</sup> d'aigua consumida) per a una solució constructiva basada en canonades de plàstic instal·lades en rases de formigó. Pel que fa a l'energia consumida per a transportar l'aigua residual des de les llars fins a les EDAR, Petit-Boix *et al.* (2015) varen assenyalar un valor mitjà de 39 g CO<sub>2</sub> equiv./m<sup>3</sup> d'aigua residual tractada (125 g CO<sub>2</sub> equiv./m<sup>3</sup> d'aigua consumida). La figura 17.5 integra aquests valors juntament amb els de l'Oficina Catalana del Canvi Climàtic (2015); així, doncs, el factor d'emissió de GEH global del cycle de l'aigua podria arribar a ser de 2.148,4 g CO<sub>2</sub> equiv./m<sup>3</sup> d'aigua consumida o més. Aquestes incerteses en les dades impliquen que esdevingui imprescindible continuar treballant en els estudis globals del cycle urbà de l'aigua a Catalunya.

### 17.7.2. *Nous esquemes de tractament de les aigües residuals urbanes*

D'una banda, una EDAR urbana actual requereix un consum energètic de 8 a 15 kWh/(hab. any) per a eliminar la matèria orgànica, el nitrogen i el fòsfor fins als límits legals d'abocament amb les tecnologies clàssiques (fangs actius, nitrificació-desnitrificació i precipitació química de fòsfor). D'altra banda, les emissions de GEH o de contaminants al medi aquàtic receptor poden variar segons el funcionament de les etapes d'eliminació de nitrogen i fòsfor i de tractament de fangs. Així, doncs, el repte és redissenyar les EDAR urbanes perquè, mantenint els nivells d'abocament requerits, passin a ser productores netes d'energia en comptes de consumidores i, al mateix temps, esdevinguin recuperadores de nutrients. Per tant, aquesta EDAR energèticament autosostenible o fins i tot produc-

tora neta d'energia ha d'utilitzar la major part de la matèria orgànica continguda en l'aigua residual per a la producció de biogàs. Això s'aconsegueix amb una primera etapa biològica d'alta eficàcia, en la qual el consum d'oxigen és el més petit possible i en la qual es produeix una gran quantitat de fang amb un potencial metanogènic elevat que es pot aprofitar en una DA posterior. En conseqüència, l'EDAR haurà d'eliminar biològicament el nitrogen d'una manera autotròfica a la línia principal d'aigües, és a dir, sense necessitat de matèria orgànica. Paral·lelament, l'eliminació de fòsfor hauria de deixar de ser una precipitació química en el tractament terciari de les EDAR i esdevenir una recuperació de fòsfor en forma de fertilitzant. Per a la implementació de l'eliminació biològica autotròfica del nitrogen, hi ha dues opcions: I) els sistemes d'una etapa, com ara el Canon (Lotti *et al.*, 2014) i l'Oland (Clippeleir *et al.*, 2013), o II) els sistemes de dues etapes amb nitrificació parcial (Isanta *et al.*, 2015) i un procés d'anammox. Els sistemes d'una etapa presenten inestabilitat a temperatures inferiors a 15 °C (Clippeleir *et al.*, 2013), mentre que els sistemes de dues etapes no tenen aquest inconvenient (Isanta *et al.*, 2015). Les dues opcions s'estan demostrant a escala pilot en els projectes LIFE11 ENV/NL/000785-CENIRELTA («Cost effective nitrogen removal from waste water by low-temperature anammox») i LIFE14 ENV/ES/000633-SAVING-E («Two-stage autotrophic N-removal for mainstream sewage treatment»).

### 17.8. **Conclusions**

El consum sostenible de productes ecodissenyats és la millor manera d'evitar la generació de GEH. A més, aquests darrers anys s'ha començat a utilitzar l'ACV com a metodologia per a avaluar les diferents tecnologies per a la gestió i el tractament dels residus, si bé encara no s'ha generalitzat ni s'ha tingut prou en compte als plans de gestió dels residus. Diversos factors han incidit positivament en les emissions de GEH a Catalunya: la reducció en la generació *per capita* de residus, la millora en la recollida selectiva fins al 38-40 % i la disminució de les aportacions a dipòsit controlat, tot i que encara és un dels tractaments majoritaris si es tenen en compte els residus secundaris.

El potencial de reducció d'emissions de GEH que es pot aconseguir mitjançant la recuperació de

Etapa del cicle urbà de l'aigua	Procés	Dades de l'Oficina Catalana del Canvi Climàtic (2015)	Dades trobades a la bibliografia més recent
<b>Sistema de subministrament</b>	Captació d'aigua de les fonts subterrànies/captació d'aigua del mar i dessalinització	29 g CO <sub>2</sub> equiv./m <sup>3</sup> aigua consumida (només considera el consum elèctric de la captació)	29 g CO <sub>2</sub> equiv./m <sup>3</sup> aigua consumida (Oficina Catalana del Canvi Climàtic, 2015)
	ETAP	50 g CO <sub>2</sub> equiv./m <sup>3</sup> aigua consumida (només considera el consum elèctric de la potabilització)	50 g CO <sub>2</sub> equiv./m <sup>3</sup> aigua consumida (Oficina Catalana del Canvi Climàtic, 2015)
	Xarxa de distribució (en alta i en baixa)	73 g CO <sub>2</sub> equiv./m <sup>3</sup> aigua consumida (només considera el consum elèctric de la distribució)	34-98 g CO <sub>2</sub> equiv./m <sup>3</sup> aigua consumida (Sanjuan-Delmás <i>et al.</i> , 2015; consum elèctric de la distribució)
	Subministrament domiciliari	—	—
<b>Consum</b>		—	—
<b>Sistema de sanejament</b>	Clavegueram	0 g CO <sub>2</sub> equiv./m <sup>3</sup> aigua consumida	Emissions directes: 3,4 g CO <sub>2</sub> equiv./m <sup>3</sup> aigua consumida (Eijo-Río <i>et al.</i> , 2015).  Emissions indirectes: 1.600 g CO <sub>2</sub> equiv./m <sup>3</sup> aigua consumida (Petit-Boix <i>et al.</i> , 2014; per a una solució constructiva basada en canonades de plàstic instal·lades en rases de formigó) i 125 g CO <sub>2</sub> equiv./m <sup>3</sup> aigua consumida (Petit-Boix <i>et al.</i> , 2015; energia consumida en el transport d'aigua residual)
	Tractament d'aigües residuals	134 g CO <sub>2</sub> equiv./m <sup>3</sup> aigua consumida (només considera el consum elèctric del bombament i les EDAR, les emissions de metà i nitròs al tractament secundari, les emissions de metà de la DA i les emissions de metà i nitròs a les torxes de combustió)	134 g CO <sub>2</sub> equiv./m <sup>3</sup> aigua consumida (Oficina Catalana del Canvi Climàtic, 2015)
<b>Retorn al medi</b>		107 g CO <sub>2</sub> equiv./m <sup>3</sup> aigua consumida	107 g CO <sub>2</sub> equiv./m <sup>3</sup> aigua consumida (Oficina Catalana del Canvi Climàtic, 2015)
<b>Reutilització</b>		2 g CO <sub>2</sub> equiv./m <sup>3</sup> aigua consumida	2 g CO <sub>2</sub> equiv./m <sup>3</sup> aigua consumida (Oficina Catalana del Canvi Climàtic, 2015)
<b>Total</b>		<b>395 g CO<sub>2</sub> equiv./m<sup>3</sup> aigua consumida</b>	<b>2.148,4 g CO<sub>2</sub> equiv./m<sup>3</sup> aigua consumida</b>

FIGURA 17.5. Emissions del cicle urbà de l'aigua.

biogàs no és gens negligible, especialment tenint en compte la possibilitat d'utilitzar, també, residus per a purificar el biogàs. Una estratègia més bona comporta concentrar esforços en la recuperació de biogàs a les plantes de TMB i de digestió anaeròbica i als abocadors, així com en la utilització de biogàs com a font d'energia amb l'eficiència més alta (per exemple, com a substitut del gas natural).

La reducció de les emissions de GEH en la gestió de la FORM comporta inevitablement una millora en la qualitat de la FORM recollida i, per tant, en l'ús d'un sistema de recollida i d'uns mitjans de transport més eficients, per a una optimització del control del procés i per a un dimensionament correcte de les instal·lacions perquè es puguin complir els temps necessaris per a estabilitzar la matèria orgànica biodegradable. El bioestabilitzat és el flux de residus secundaris que més ha augmentat en els darrers anys, però la poca qualitat en limita els usos.

La gestió de les plantes de tractament és un factor determinant amb vista a optimitzar les emissions de GEH en la gestió dels residus. El consum d'energia s'incrementa en augmentar la complexitat de la instal·lació; d'una manera inversa, les emissions directes de GEH disminueixen en augmentar la complexitat de la instal·lació.

La petjada de carboni per habitant a causa de la gestió dels residus se situa al voltant del centenar de kg CO<sub>2</sub>equiv./hab. l'any 2013. Cal destacar que hi ha municipis i comarques que aconsegueixen millorar aquests valors mercès a la recollida selectiva i al reciclatge. L'estalvi de les emissions en l'àmbit de Catalunya pot ser qüestionat per les dinàmiques dels mercats globals, de manera que les tones evitades de CO<sub>2</sub>equiv. per haver reciclat un material no solament depenen de l'anàlisi d'un procés o d'una tecnologia, sinó que cal tenir en compte tots els factors que hi conflueixen.

Les emissions i el consum elèctric associats a les aigües residuals poden disminuir si reduïm el consum global d'aigua potable i també si: I) gestionem el clavegueram d'una manera eficient des de la planificació i la construcció fins a l'operació i el manteniment, o si II) apliquem sistemes d'eliminació autotròfica de nitrogen a la línia principal

d'aigües de les noves EDAR que es projectin en el futur o de les instal·lacions actuals que es redissenyin. L'aplicació d'aquestes mesures és clarament incompleta si no es tenen en compte, també, les instal·lacions de potabilització i distribució de l'aigua de consum humà.

### 17.9. Recomanacions

El procés d'eliminació dels abocaments de les activitats econòmiques i socials només pot tenir èxit si s'interioritza una visió cíclica: cal abandonar el model lineal de producció i consum i substituir-lo pel model del cicle de la natura. Més recentment, algunes institucions i grups han utilitzat el terme *economia circular* per a referir-s'hi i fixar-ho com a objectiu, si bé encara no hi ha cap definició clara i unànime. Per tant, caldrà treballar per aprofundir-hi en els propers anys, en la mesura que es va incorporant a les agendes internacionals.

L'ACV fa una aportació important com a eina quantitativa al camp de l'ecodisseny i és aquí que la prevenció avança més ràpidament. Cal treballar sectorialment per tal que l'ecodisseny sigui el catalitzador de la producció i el consum sostenible. Es recomana promoure accions que involucrin la participació social per fomentar el mercat de productes de segona mà, els productes ecodissenyats i el consum sostenible.

A hores d'ara, el flux de residus que més millores pot aportar els propers anys és el dels residus d'origen ramader. La reducció de l'impacte d'aquests residus en les emissions de GEH dependria de l'estabilització prèvia a l'aplicació al sòl, ja que se n'obtidria biogàs com a font d'energia i un material més estabilitzat i ric en nutrients que es podria aplicar al sòl. Si bé s'ha demostrat que aquest objectiu és difícil d'assolir, caldria que les iniciatives endegades en aquesta direcció no depenguessin de les polítiques dels governs successius i que hi hagués una aposta clara per la valorització dels residus ramaders en forma de biogàs i de retorn de nutrients al sòl.

La prevenció és la millor estratègia per a reduir les emissions de GEH. Reutilitzar i reciclar és donar una segona oportunitat als materials i implica evitar les emissions netes dels tractaments finalistes, si bé aquestes emissions, com que no existeixen,

no es comptabilitzen. Reutilitzar permet, després d'aplicar els processos tecnològics per a recuperar els materials, evitar les emissions de GEH derivades de la producció de matèria primera dels tractaments finalistes, però també del reciclatge dels residus. Una vegada recuperats, els materials són amortitzats ics vegades, tantes com la tecnologia o les exigències del mercat permetin. En general, com més cops es reutilitzi un material abans d'esdevenir residu més impacte ambiental evitarem. Es recomana promoure estudis que permetin quantificar els estalvis i els beneficis que la prevenció, la reducció i la reutilització comporten en la reducció d'emissions de GEH, per exemple, però no exclusivament, en el camp dels envasos. També es recomana incorporar la visió dels diferents agents socials als estudis per tal d'arribar a conclusions de consens i duradores.

Cal continuar treballant per una millora en la qualitat de la FORM recollida i, per tant, en l'ús d'un sistema de recollida i d'uns mitjans de transport més eficients (sense oblidar que el responsable principal d'aquesta separació és el mateix ciutadà), per a una optimització del control del procés i per a un dimensionament correcte de les instal·lacions perquè es puguin complir els temps necessaris per a estabilitzar la matèria orgànica biodegradable. Es recomana incorporar els factors d'emissió de les plantes locals a la CO2ZW® per calcular la petjada de carboni.

La fracció restant presenta unes característiques força diferents segons el lloc d'origen. Caldria, d'una banda, concentrar esforços per tal que aquesta fracció contingui la quantitat més petita possible de matèria biodegradable. D'altra banda, cal avaluar a partir de dades reals quina de les vies possibles de gestió (com ara la bioestabilització, l'abocador, la valorització energètica, etc.) d'aquest residu presenta l'impacte ambiental més petit per tal de planificar d'una manera correcta la gestió futura, tenint en compte el cicle de vida del producte.

Es recomana utilitzar el mapa comarcal (i també el municipal) de la petjada de carboni en la gestió dels residus per a incentivar les bones pràctiques de les àrees en què s'estan aconseguint resultats propers a les emissions zero de GEH en el cicle dels residus. A la vegada es recomana quantificar

el transport real de la fase de recollida i el transport dels residus secundaris per tal de poder ajustar més bé els processos de millora.

També es recomana aprofundir en els estudis per determinar anualment les emissions evitades a causa del reciclatge dels materials principals. Caldria determinar un valor anual i consensuat que tingués en compte les destinacions dels residus recollits a Catalunya, el lloc on es recuperen i els productes que realment substitueixen al mercat. Caldria incorporar aquests factors o valors de crèdit a les eines de càlcul de la petjada de carboni del sistema de gestió de residus.

Per a poder dissenyar estratègies de reducció de les emissions del cicle urbà de l'aigua, encara cal aconseguir dades reals de molts processos que fins ara no s'han tingut en compte. Per tant, cal continuar estudiant les emissions del cicle urbà de l'aigua i considerar no solament els factors esmentats abans sinó també altres factors com ara: 1) la font de l'aigua utilitzada (aigua dolça, aigua des-salinitzada, aigua pluvial, etc.) per a la producció d'aigua potable, 2) el tipus de tecnologia de potabilització i la mida de l'ETAP i l'EDAR (en termes de flux d'aigua o de població servida), 3) el tipus de construcció, els materials emprats i la mida del clavegueram de subministrament, 4) les diferències de qualitat entre l'aigua crua i l'aigua potabilitzada i entre l'aigua residual i l'ús final, 5) l'estacionalitat, 6) la densitat de població, 7) el tipus de clima, 8) l'orografia del terreny i 9) l'ingrés *per capita*.

Finalment, i tenint en compte la incidència que l'energia —i molt especialment l'energia elèctrica— té a molts dels processos i els serveis, es recomana actualitzar el factor d'emissió mitjà a una funció dinàmica que tingui en compte les diverses franges horàries.

## Referències bibliogràfiques

ACA = AGÈNCIA CATALANA DE L'AIGUA (2008). *L'aigua a Catalunya: Diagnosi i propostes d'actuació: Esquema provisional dels temes més importants que es plantegen en la redacció del Pla de Gestió del Districte de Conca Fluvial de Catalunya: En compliment a l'article 14 (b) del Reglament*

- de Planificació Hidrològica (Decret 380/2006)* [en línia]. <[http://www.urv.cat/media/upload/arxius/W-Catedra\\_DOW\\_URV/Informes%20VIP/agencia\\_cat\\_aigua\\_-\\_aigua\\_a\\_catalunya.pdf](http://www.urv.cat/media/upload/arxius/W-Catedra_DOW_URV/Informes%20VIP/agencia_cat_aigua_-_aigua_a_catalunya.pdf)> [Consulta: 10 gener 2016].
- (2012). *Memòria d'explotació 2012* [en línia]. <[http://aca-web.gencat.cat/aca/documents/ca/depuradores\\_servei/resumdadessanejament2012.pdf](http://aca-web.gencat.cat/aca/documents/ca/depuradores_servei/resumdadessanejament2012.pdf)> [Consulta: 10 gener 2016].
- (2014). *Estudi de volums d'aigua i cens d'entitats subministradores de Catalunya: Any 2013* [en línia]. <[http://aca-web.gencat.cat/aca/documents/ca/eess/eess\\_cens2013.pdf](http://aca-web.gencat.cat/aca/documents/ca/eess/eess_cens2013.pdf)> [Consulta: 10 gener 2016].
- ÁLVAREZ, M. D.; SANS, R.; GARRIDO, N. [et al.] (2008). «Factors that affect the quality of the bio-waste fraction of selectively collected solid waste in Catalonia». *Waste Management*, 28(2), p. 359-366.
- AMLINGER, F.; PEYR, S.; CUHLS, C. (2008). «Green house gas emissions from composting and mechanical biological treatment». *Waste Management & Research*, 26(1), p. 47-60.
- ARC = AGÈNCIA DE RESIDUS DE CATALUNYA (2014). *Estudi de la composició dels residus municipals de Catalunya*, [en línia]. <[http://premsa.gencat.cat/pres\\_fsvp/docs/2014/12/10/19/04/41447cc5-e364-49eb-ac1d-dc82b1ef69f5.pdf](http://premsa.gencat.cat/pres_fsvp/docs/2014/12/10/19/04/41447cc5-e364-49eb-ac1d-dc82b1ef69f5.pdf)> [Consulta: 10 gener 2016].
- BAKY, A.; ERIKSSON, O. (2003). *Systems analysis of organic waste management in Denmark*. Copenhagen: Danish Environmental Protection Agency.
- BARRENA, R.; FONT, X.; GABARRELL, X. [et al.] (2014). «Home composting versus industrial composting: Influence of composting system on compost quality with focus on compost stability». *Waste Management*, 34(7), p. 1109-1116.
- BLENGINI, G. A. (2008). «Using LCA to evaluate impacts and resources conservation potential of composting: A case study of the Asti District in Italy». *Resources, Conservation and Recycling*, 52, p. 1373-1381.
- BOLDRIN, A.; ANDERSEN, J. K.; MOLLER, J. [et al.] (2009). «Composting and compost utilization: Accounting of greenhouse gases and global warming contributions». *Waste Management & Research*, 27, p. 800-813.
- CLIPPELEIR, H. DE; VLAEMINCK, S. E.; WILDE, F. DE [et al.] (2013). «One-stage partial nitrification/anammox at 15 °C on pretreated sewage: Feasibility demonstration at lab-scale». *Applied Microbiology and Biotechnology*, 97, p. 10199-10210.
- COLÓN, J.; CADENA, E.; POGNANI, M. [et al.] (2012). «Determination of the energy and environmental burdens associated to the biological treatment of source-separated municipal solid wastes». *Energy & Environmental Science*, 5(2), p. 5731-5741.
- DIGGELMAN, C.; HAM, R. K. (2003). «Household food waste to wastewater or to solid waste? That is the question». *Waste Management & Research*, 21, p. 501.
- EIJO-RÍO, E.; PETIT-BOIX, A.; VILLALBA, G. [et al.] (2015). «Municipal sewer networks as sources of nitrous oxide, methane and hydrogen sulphide emissions: A review and case studies». *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(3), p. 2084-2094.
- FONT VIVANCO, D.; PUIG VENTOSA, I.; GABARRELL DURANY, X. (2012) «Building waste management core indicators through spatial material flow analysis: Net recovery and transport intensity indexes». *Waste Management*, 32(12), p. 2496-2510.
- FRICKE, K.; SANTEN H.; WALLMANN, R. (2005). «Comparison of selected aerobic and anaerobic procedures for MSW treatment». *Waste Management*, 25, p. 799-810.
- GABARRELL, X.; ESCALER, I.; FONT, X. [et al.] (2010). «Residus». A: LLEBOT, J. E. (ed.). *Segon informe sobre el canvi climàtic a Catalunya*. Barcelona: Generalitat de Catalunya. Institut d'Estudis Catalans. També disponible en línia a: <[http://cads.gencat.cat/web/.content/Documents/Publicacions/segon-informe-sobre-canvi-climatic-catalunya/3Part/20\\_residus.pdf](http://cads.gencat.cat/web/.content/Documents/Publicacions/segon-informe-sobre-canvi-climatic-catalunya/3Part/20_residus.pdf)> [Consulta: 10 gener 2016].
- IDESCAT = INSTITUT D'ESTADÍSTICA DE CATALUNYA (2015a). «Consum interior brut d'energia. Per productes. 2009». A: *Web de l'estadística oficial de Catalunya* [en línia]. <<http://www.idescat.cat/economia/inec?tc=3&id=8651>> [Consulta: 10 gener 2016].
- (2015b). «Evolució de la població». A: *Web de l'estadística oficial de Catalunya* [en línia]. <<http://www.idescat.cat/pub/?id=aec&n=245>> [Consulta: 10 gener 2016].



- INÈDIT (2014). *Petjada de carboni de la gestió i tractament dels residus municipals de Catalunya (2012-2013)* [en línia]. <[http://estadistiques.arc.cat/ARC/estadistiques/petjada\\_carboni\\_2012\\_2013.pdf](http://estadistiques.arc.cat/ARC/estadistiques/petjada_carboni_2012_2013.pdf)> [Consulta: 10 gener 2016].
- ISANTA, E.; REINO, C.; CARRERA, J. [et al.] (2015). «Stable partial nitrification for low-strength wastewater at low temperature in an aerobic granular reactor». *Water Research*, 80, p. 149-158.
- LOTTI, T.; KLEEREBEZEM, R.; ERP TAALMAN KIP, C. VAN [et al.] (2014). «Anammox Growth on Pretreated Municipal Wastewater». *Environmental Science & Technology*, 48, p. 7874-7880.
- MARTÍN-GONZÁLEZ, L.; CASTRO, R.; PEREIRA, M. A. [et al.] (2011). «Thermophilic co-digestion of organic fraction of municipal solid wastes with FOG wastes from a sewage treatment plant: Reactor performance and microbial community monitoring». *Bioresource Technology*, 102, p. 4734-4741.
- OFICINA CATALANA DEL CANVI CLIMÀTIC (2015). *Càlcul de les emissions de GEH derivades del cicle de l'aigua de les xarxes urbanes a Catalunya* [en línia]. <[http://canviclimatic.gencat.cat/web/.content/home/campanyes\\_i\\_comunicacio/publicacions/publicacions\\_de\\_canvi\\_climatic/Estudis\\_i\\_docs\\_mitigacio/Aigua\\_i\\_cc/150213\\_Metodologia-de-calcul-emissions-consum-aigua\\_CAT\\_vf.pdf](http://canviclimatic.gencat.cat/web/.content/home/campanyes_i_comunicacio/publicacions/publicacions_de_canvi_climatic/Estudis_i_docs_mitigacio/Aigua_i_cc/150213_Metodologia-de-calcul-emissions-consum-aigua_CAT_vf.pdf)> [Consulta: 10 gener 2016].
- PETIT-BOIX A.; SANJUAN-DELMÁS, D.; CHENEL, S. [et al.] (2015). «Assessing the energetic and environmental impacts of the operation and maintenance of Spanish sewer networks from a life-cycle perspective». *Water Resources Management*, 29(8), p. 2581-2597.
- PETIT-BOIX, A.; SANJUAN-DELMÁS, D.; GASOL, C. M. [et al.] (2014). «Environmental assessment of sewer construction in small to medium sized cities using life cycle assessment». *Water Resources Management*, 28(4), p. 979-997.
- PUIG-VENTOSA, I.; FREIRE-GONZÁLEZ J.; JOFRA-SORA, M. (2013). «Determining factors for the presence of impurities in selectively collected biowaste». *Waste Management & Research*, 31(5), p. 510-517.
- SAN SEBASTIÁN, N. (2013). *Com fem l'autocompostatge a Catalunya? CompostARC 2013. Jornada sobre el cicle de la Fracció Orgànica dels residus municipals* [en línia]. <[http://residus.gencat.cat/web/.content/home/ambits\\_dactuacio/recollida\\_selectiva/residus\\_municipals/materia\\_organica\\_form\\_-\\_fv/jornades\\_\\_estudis\\_i\\_enllacos/compostarc\\_2013/3.1\\_1\\_1\\_nora\\_autocompostatge\\_def\\_amb\\_inici.pdf](http://residus.gencat.cat/web/.content/home/ambits_dactuacio/recollida_selectiva/residus_municipals/materia_organica_form_-_fv/jornades__estudis_i_enllacos/compostarc_2013/3.1_1_1_nora_autocompostatge_def_amb_inici.pdf)> [Consulta: 10 gener 2016].
- SANJUAN-DELMÁS, D.; PETIT-BOIX, A.; GASOL, C. M. [et al.] (2014). «Environmental assessment of different pipelines for drinking water transport and distribution network in small to medium cities: A case from Betanzos. Spain». *Journal of Cleaner Production*, 66, p. 588-598.
- (2015). «Environmental assessment of drinking water transport and distribution network use phase for small to medium-sized municipalities in Spain». *Journal of Cleaner Production*, 87, p. 573-582.
- SEVIGNÉ-ITOIZ, E.; GASOL, C. M.; FARRENY, R. [et al.] (2013). «CO2ZW: Carbon footprint tool for municipal solid waste management for policy options in Europe: Inventory of Mediterranean countries». *Energy Policy*, 56, p. 623-632.
- SEVIGNÉ-ITOIZ, E.; GASOL, C. M.; RIERADEVALL, J. [et al.] (2014). «Environmental consequences of recycling aluminum old scrap in a global market». *Resources, Conservation and Recycling*, 89, p. 94-103.
- (2015a). «Methodology of supporting decision-making of waste management with material flow analysis (MFA) and consequential life cycle assessment (CLCA): Case study of waste paper recycling». *Journal of Cleaner Production*, 105, p. 253-262.
- (2015b). «Contribution of plastic waste recovery to greenhouse gas (GHG) savings in Spain». *Waste Management*, 46, p. 557-567.
- SMET, E.; LANGENHOVE, H. VAN; BO, I. DE (1999). «The emission of volatile compounds during the aerobic and the combined anaerobic/aerobic composting of biowaste». *Atmospheric Environment*, 33, p. 1295-1303.
- STARR, K.; GABARRELL, X.; VILLALBA, G. [et al.] (2012). «Life cycle assessment of biogas upgrading technologies». *Waste Management*, 32, p. 991-999.
- STARR, K.; RAMÍREZ, A.; MEERMAN, H. [et al.] (2015). «Explorative economic analysis of a novel biogas



upgrading technology using carbon mineralization: A case study for Spain». *Energy*, 79, p. 298-309.

SWISS CENTER FOR LIFE CYCLE INVENTORIES (2010). *Ecoinvent database: The life cycle inventory data.*

*Version 2.2* [en línia]. <<http://www.ecoinvent.org/database/older-versions/ecoinvent-version-2/ecoinvent-version-2.html>> [Consulta: 10 gener 2016].