

## **La digestió anaeròbia com alternativa de tractament o com procés previ al procés de compostatge**

**Xavier Flotats**

Laboratori d'Enginyeria Ambiental. Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl.  
Universitat de Lleida. Rovira Roure 177, E-25198 Lleida

### **INTRODUCCIÓ**

La digestió anaeròbia de residus orgànics consisteix en la descomposició microbiològica en medi anaerobi de compostos orgànics en condicions controlades, amb producció final d'un gas combustible (biogàs).

Amb la definició anterior, hom podria considerar que aquest procés es contraposa al de compostatge, la qual definició seria molt semblant, substituint el terme "anaerobi" per "aerobi" i traient la referència a la producció de gasos aprofitables energèticament. Una definició més exacte del procés de compostatge aerobi, deguda a Haug (1993), pot donar llum al debat fictici encetat sobre quin dels dos processos és el millor; "Compostatge aerobi: Descomposició biològica i estabilització del substrat orgànic, sota condicions que permetin el desenvolupament de temperatures en el rang termofílic com a resultat del procés biològic aerobi exotèrmic, per a produir un producte final estable, lliure de patògens i llavors, i que pugui ser aplicable al sòl de forma beneficiosa." Mentre que en hi ha prou en produir biogas a partir d'un residu orgànic, per dir que s'ha aplicat un procés de digestió anaeròbia, no es pot dir que s'ha aplicat amb èxit un procés de compostatge si no s'ha aconseguit un producte estable i aplicable al sòl de forma beneficiosa.

Una estratègia de tractament d'un residu és una combinació de processos unitaris amb l'objectiu d'obtenir productes d'una certa qualitat. Com productes s'han de considerar tots els obtinguts de la línia de tractament, des dels econòmicament valuosos fins als que hom podria considerar rebuig i que afecten a la contaminació dels diferents medis receptors. Aquests darrers hauran de tenir una qualitat mínima per a ser abocats, i els primers una qualitat mínima per a ser comercialitzats. Per a definir una estratègia també s'ha de tenir en compte que s'ha de tendir al mínim consum de recursos (materials i energètics).

Els processos de compostatge i de digestió anaeròbia presenten, per separat, avantatges i inconvenients. La feina de l'enginyer de processos està en saber combinar aquestes dues tecnologies per aprofitar les seves avantatges de forma integrada, tot superant els inconvenients amb la sinèrgia que suposa la complementarietat.

Hom creu que no és aliè al debat existent, de contraposició dels dos processos, una certa visió tancada en cada sector d'activitat al qual pertany cada participant en ell. En el camp de la gestió i el tractament dels residus orgànics cal una visió global de la problemàtica i de les línies d'actuació, avançant cap al concepte de gestió integrada.

## **1.- DIGESTIÓ ANAERÒBIA. NOTA HISTÒRICA**

La descomposició microbiològica anaeròbia, en absència total d'oxigen, de la matèria orgànica produeix un gas combustible. Aquest gas conté una elevada proporció en metà ( $\text{CH}_4$  en concentració superior al 60 % del gas), amb una potència calorífica inferior de l'ordre de  $5.500 \text{ kcal/m}^3$ , i es designa usualment com a biogàs. Tot procés de digestió anaeròbia comporta paral·lelament una eliminació/depuració de la càrrega orgànica i la producció d'aquest gas. Les instal·lacions especialment dissenyades per optimitzar aquest procés es dissenyen com "digestors de metà", "plantes de biogàs" o simplement "reactors anaerobis".

Aquest tipus de descomposició, anaeròbia amb producció de metà, no és més que un tipus de fermentació catalitzada per bacteris específics i de la qual es tenen primeres notícies de Volta (1776), el qual va descobrir la formació d'un gas combustible en pantans, llacs i aigües estancades, i que ho va relacionar amb la quantitat de matèria orgànica dipositada en el fons dels mateixos. No va ser fins al 1868 quan Bechamp i Pasteur van definir les reaccions com constituents d'un procés microbiològic.

Al 1890 Donald Cameron dissenyà una gran fossa sèptica per a la ciutat d'Exeter, a la Gran Bretanya, i amb el gas obtingut alimentà la xarxa d'enllumenat públic. Durant la Segona Guerra Mundial, molts grangers d'Anglaterra, França i Alemanya, van construir digestors per produir gas combustible i amb el mateix alimentar tractors i produir electricitat. Aquestes instal·lacions quedaren fora de servei a finals dels anys 40.

La primera instal·lació de la qual es tenen notícies es va construir a Bombai el 1859, i des de llavors a la Índia s'han promogut petites plantes, a nivell familiar o local, tractant fems de bestiar boví amb l'objectiu de produir gas per cuinar i obtenir, a la vegada, un producte fertilitzant. A aquest nivell es troben també gran quantitat de petites instal·lacions a Taiwan, Korea, Tailàndia, Kenya, Sudàfrica i Xina, on s'han comptabilitzat de l'ordre de 7 milions de digestors en comunes i fàbriques. Aquestes instal·lacions són senzilles, sense tractament del gas produït, de manera que no es controla l'estabilitat en la producció de gas. A la vegada, cal que el gas sigui cremat en ambients oberts per evitar problemes d'asfíxia, per acumulació d'òxids de carboni o sofre.

Mitjançant el procés de digestió anaeròbia es pot tractar un gran nombre de residus: agrícoles i ramaders, industrials orgànics, aigües residuals municipals i industrials, fangs d'estacions depuradores i la fracció orgànica dels residus municipals.

Al món occidental, la finalitat del procés ha seguit una evolució bastant definida. En el sector de les aigües residuals l'objectiu ha estat l'estabilització i reducció de volum dels fangs, fins que la introducció del concepte de plantes depuradores com indústries, que han d'optimitzar

l'ús de les matèries primeres que utilitza, que han de minimitzar l'impacte sobre l'entorn i han de produir productes finals de qualitat, ha empès al sector a considerar el biogàs com un recurs, i fins i tot a desenvolupar sistemes de tractament de les aigües basats en el procés anaerobi.

Des del punt de vista energètic, i llevat dels períodes de guerra a Europa, l'impuls en el desenvolupament de tecnologies basades en el procés es troba en les èpoques de crisi energètiques, a principis dels anys 70 i dels 80. És a principis dels 80 que a Catalunya comencen a aparèixer equips treballant en el procés a les universitats i a centres de recerca de l'administració, i algunes empreses realitzen les primeres instal·lacions, bàsicament en el sector ramader, per aprofitar l'energia produïda. Es troba al 1956, però, la referència d'un projecte d'aprofitament energètic dels residus sòlids urbans de Banyuls s. Mer, realitzat per un enginyer català (Bañolas, 1956). Les primeres experiències pilot a gran escala, a nivell mundial, amb tractament de residus municipals es troben a Florida en el període 1978-85 (IEA, 1994) i, segons alguns autors, no es pot considerar que aquesta ha estat una tecnologia prou provada i contrastada per residus urbans fins 1995 (De Baere, 1999).

## 2.- FASES DE LA FERMENTACIÓ ANAERÒBIA

La digestió anaeròbia està caracteritzada per l'existència de tres fases diferenciades en el procés de degradació del substrat, intervenint diverses poblacions de bacteris (Fig. 1).

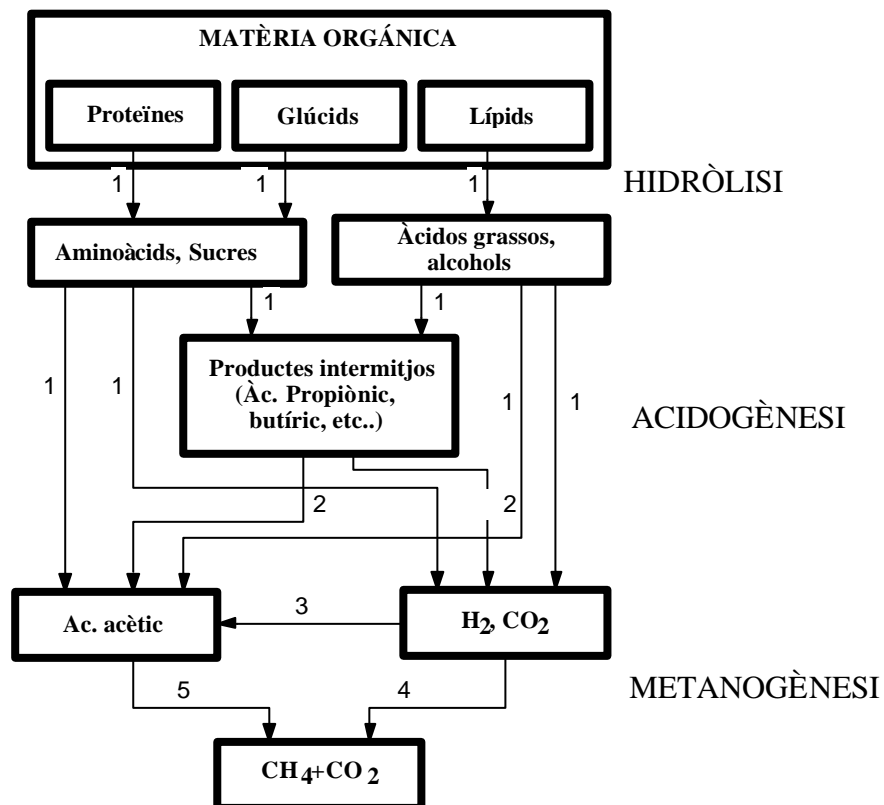


Fig. 1.- Fase de la fermentació anaeròbia i poblacions bacterianes: 1) Bacteris

*hidrolítics-acidogènics; 2) Bacteris acetogènics; 3) Bacteris homoacetogènics; 4) Bacteris metanogènics hidrogenòfils; 5) Bacteris metanogènics acetoclàstics.*

La natura i composició química del substrat condiciona la composició qualitativa de la població bacteriana de cada etapa, de manera que s'estableix un equilibri, fràgil o estable segons la composició i operació del sistema. Mentre que en les fases d'hidròlisi-acidogènesi, els microorganismes acostumen a ésser facultatius, per la tercera fase els microorganismes són estrictes i amb taxes màximes de creixement de l'ordre de 5 vegades menors als acidogènics. Això significa que si els bacteris metanogènics tenen algun problema per reproduir-se i consumir els àcids, per efecte d'algun inhibidor o per manca de temps de procés suficient, es produirà una baixada de pH. Per assegurar un procés estable cal que el medi tingui suficient alcalinitat.

De la mateixa manera, les taxes de conversió del substrat en biomassa bacteriana són de l'ordre de 4 vegades inferiors a les taxes corresponents a sistemes aerobis d'eliminació de matèria orgànica, la qual cosa implica que el procés anaerobi sigui, en línies generals, lent, requerint varies setmanes d'engegada per aconseguir una producció estable de gas.

La producció màxima de biogas d'un residu determinat depèn de la seva composició relativa en lípids, glúcids i proteïnes. Demeyer et al. (1981) estimen que la producció màxima de biogas per cada tipus de component de la matèria orgànica és equivalent a 0,89 tep/tona de lípids, 0,32 tep/tona de glúcids i 0,42 tep/tona de proteïnes.

### **3.- INFLUÈNCIA DELS PARÀMETRES DEL PROCÉS. PARÀMETRES AMBIENTALS I OPERACIONALS**

#### **3.1.- pH i alcalinitat**

A cada fase del procés, els microorganismes presenten màxima activitat en un rang de pH diferenciat: hidrolítics entre 7,2 i 7,4; acidogènics entre 7 i 7,2 i metanogènics entre 6,5 i 7,5. A les aigües residuals amb baix poder tampó cal controlar-se exteriorment el pH, a fi d'evitar la seva baixada deguda als àcids generats a la segona fase. No és així pels residus d'alta càrrega, pels quals la seva alta alcalinitat permet una autoregulació permanent del pH. Es treballa en tots els casos al voltant de la neutralitat. S'admet que una alcalinitat compresa entre 2 i 3 g CaCO<sub>3</sub>/L és suficient per la regulació del pH en el reactor.

#### **3.2.- Potencial redox**

Cal que sigui suficientment baix per poder assegurar el desenvolupament de poblacions metanogèniques estrictes. En cultius purs els bacteris metanogènics requereixen potencials d'oxidació-reducció compresos entre -300 mV i -330 mV.

#### **3.3.- Nutrients**

La relació C/N ha d'estar compresa entre 15/1 i 45/1, amb un valor recomanable de 30/1. Valors molt superiors o molt inferiors poden crear problemes d'inhibició o de baixada de la velocitat de reacció. Pel fòsfor la relació C/P òptima és troba al voltant de 150/1. Valors inferiors no creen problemes d'inhibició.

### 3.4.- Temperatura

El procés de digestió anaeròbia pot realitzar-se a tres rangs diferents de temperatura: Psicròfil, per sota dels 20°C; mesòfil, entre 30 i 40°C; termòfil, entre 50 i 70°C. Amb l'augment del rang de temperatures s'augmenta la velocitat de creixement dels bacteris i les taxes d'hidròlisi, i amb això la velocitat global del procés i de producció de biogàs. Treballant en el rang termofílic s'assegura, a més, la destrucció de patògens, l'eliminació de males herbes i d'ous i larves d'insectes, de manera que és un sistema amb gran implantació en països amb legislació ambiental restrictiva.

Malgrat les grans avantatges dels sistemes termofílics, aquests requereixen de major control i seguiment, degut a que a altes temperatures es modifiquen les característiques hidrodinàmiques del medi i alguns compostos, com el nitrogen amoniacal, es comporten com inhibidors. Això es pot superar mitjançant mescles adequades de diferents residus (co-digestió).

### 3.5.- Estabilitat, toxicitat i inhibició

Les formes no ionitzades dels àcids grassos volàtils, així com l'amoníac lliure o l'àcid sulfhídric, són inhibidors d'importància dels bacteris metanogènics. Aquests compostos presenten una inhibició de tipus reversible. Els metalls pesants també són inhibidors, o tòxics a altes concentracions (veieu Taula 1), de manera que sempre cal minimitzar el seu contingut en el material a digerir. La presència en forma soluble o en forma no ionitzada dels compostos anteriors depèn del pH i en general dels factors que controlen els equilibris químics.

*Taula 1.- Concentracions d'inhibició i de toxicitat dels metalls pesants en fermentació anaeròbia, segons Hayes i Theis (1978)*

<b>Metall</b>	<b>Concentració d'inhibició (mg/L)</b>	<b>Límit de toxicitat (mg/L)</b>
Cr (III)	130	260
Cr (VI)	110	420
Cu	40	70
Ni	10	30
Cd	-	20*
Pb	340	340*
Zn	400	600

\*Els autors assenyalen que el límit de toxicitat es deu trobar per sobre de la concentració especificada.

L'acimatació dels bacteris juga un paper important en el moment de definir les concentracions crítiques, així com l'efecte sinèrgic o antagònic que la presència d'una substància pot tenir sobre l'activitat tòxica d'una altre.

Les concentracions a partir de les quals l'amoniac lliure és inhibidor no estan definides nítidament, ja que bàsicament depèn de l'estat d'aclimatació dels bacteris, del pH i de la temperatura. Les concentracions a partir de les quals es comencen a notar problemes d'inhibició poden estar compreses entre 200 mg NH<sub>3</sub>/L i 1100 mg NH<sub>3</sub>/L en sistemes molt aclimatats (Hansen et al, 1998).

#### 4.- POTENCIALS I RENDIMENTS

Pel principi de conservació de la matèria, en un reactor anaerobi la quantitat eliminada de Demanda Química d'Oxigen (DQO) es converteix en gasos oxidables. Si aquests estiguessin constituïts íntegrament per CH<sub>4</sub>, l'eliminació d'1 kg de DQO es pot transformar en una quantitat màxima de 0,35 m<sup>3</sup> de CH<sub>4</sub>, en condicions normals de pressió i temperatura. En unitats d'energia primària es tradueix en un valor de l'ordre de 3,5 kW·h/kg DQO eliminada. En realitat es produeixen petites quantitats d'altres gasos oxidables (H<sub>2</sub>S, H<sub>2</sub>), i per tant la taxa és sempre lleugerament inferior a 0,35.

Haug (1993) estima la generació de calor durant el procés de compostatge aerobi a través de la relació entre DQO eliminada i metà generat, i entre aquest i la seva potència calorífica. Queda clar que en medi aerobi no hi ha producció de metà, encara que alguns autors detecten produccions significatives en piles de compostatge (Edelmann et al, 1999), però aquesta relació permet un apropament a les relacions de conservació de l'energia en processos de descomposició de compostos orgànics.

A partir de la relació anterior, coneixent la relació DQO/SV per a un residu determinat, podria calcular-se el seu potencial de producció de metà, en base a hipotitzar un percentatge d'eliminació de DQO. Aquest potencial teòric queda limitat per la biodegradabilitat en medi anaerobi de cada compost. Així, les lignines o els complexos ligno-cel·lulòsics no són degradables en medi anaerobi, requerint un pretractament tèrmic en medi àcid o bàsic per aconseguir la descomposició a formes solubles biodegradables. Segons el component del residu, o el pes relatiu d'aquest, es poden aconseguir diferents graus de descomposició, modificant-se el potencial de producció de biogas. A la Taula 2 es troba una aproximació numèrica a la taxa de biodegradabilitat, calculat a partir del seu contingut mig en lignina.

*Taula 2.- Biodegradabilitat de fraccions de residus municipals segons proporció en lignina (Kiely, 1999)*

<b>Component dels RM</b>	<b>Lignina sobre SV(%)</b>	<b>Biodegradabilitat</b>
Residus de cuina	0,4	0,82
Paper premsa	21,9	0,22
Paper oficina	0,4	0,82
Cartró	12,9	0,47
Residus de jardí	4,1	0,72

La producció de metà per unitat de matèria orgànica depèn de la seva biodegradabilitat i del

contingut en lípids, glúcids o proteïnes. A la Taula 3 es referència alguns valors de producció per la fracció orgànica de residus municipals (FORM). En aquesta es comprova que les productivitats per unitat de matèria orgànica decreix conforme ho fa el contingut en residus de cuina i restaurants, fins arribar als valors més baixos per paper de premsa. Cal notar, també, que les produccions són més altes per FORM separada en origen que separada mecànicament.

*Taula 3.- Algunes referències de produccions de metà de fracció orgànica de residus municipals, o dels seus components*

<b>Component</b>	<b>L CH<sub>4</sub>/kg SV</b>	<b>Referència</b>
Residus de cuines, restaurants	600-790	Kübler et al, 1999
FORM separat en origen	240-280	Kübler et al, 1999
FORM separat en origen	200-300	Ahring et al, 1992
FORM recollida selectiva	477	Mata et al, 1991
FORM separació mecànica	117-254	Cecchi et al, 1990,1991; citat per Mata (1997)
Paper premsa	84-100	Clarkson, 1999

Saint-Joly et al.(1999) fan notar que la productivitat en biogas d'un residu determinat depèn bàsicament de la composició i en menor grau de la tecnologia emprada. Comproven, amb dades de plantes a escala industrial, que per a un mateix sistema de tractament i sistema de recollida les produccions varien en un factor de 1,5 per productivitats donades en m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/tona residu i en un factor de 2 si venen donades en m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/tona de SV.

La velocitat a la que es produeix la descomposició, i la conseqüent producció de gas, depèn del tipus de residu, la seva composició, la temperatura i el disseny de reactor emprat. Segons el model de Chen-Hashimoto (1979), per residus en què la fase limitant del procés de descomposició sigui la hidròlisi de la matèria orgànica (residus amb una distribució majoritària de matèria orgànica en forma no dissolta), les corbes de depuració (eliminació) i producció de biogas per unitat de volum de reactor, en funció del temps de retenció hidràulica en un sistema de mescla completa, segueixen la tendència marcada a la Fig. 2. S'hi han representat 3 corbes de producció de gas, corresponents a 50, 75 i 100 g DQO/L en el residu a tractar, i aplicant valors aproximats dels paràmetres cinètics (Flotats et al., 1997).

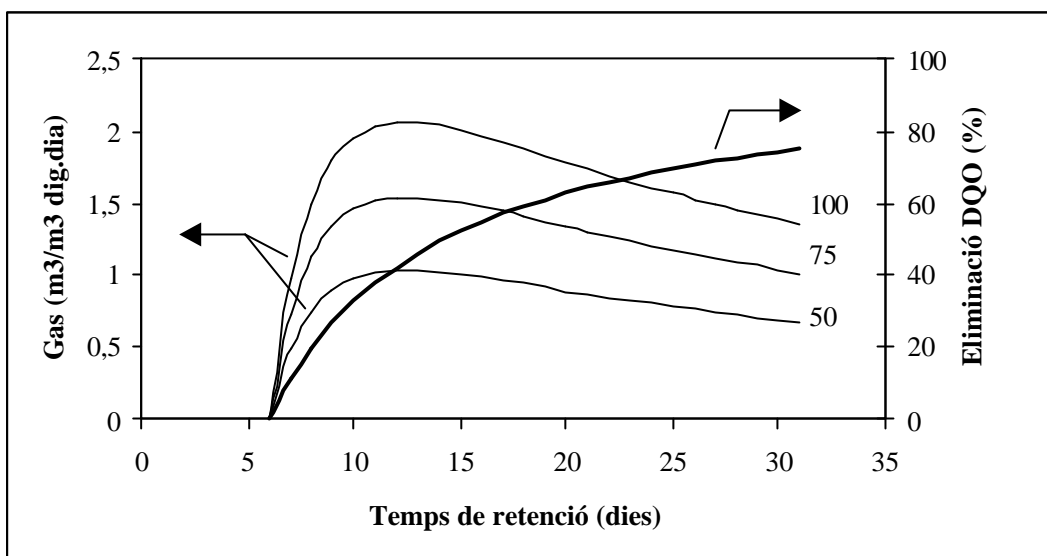


Fig.2.- Exemple de corbes de depuració (eliminació de matèria orgànica) i producció de gas per unitat de volum de reactor i dia, per a les concentracions d'entrada 50, 75 i 100 mg DQO/L, en funció del temps de retenció.

De les corbes de la Fig. 2 cal destacar que la màxima producció de gas per unitat de volum de reactor, paràmetre que afecta a la inversió, es troba per a una eliminació de matèria orgànica compresa entre el 40 i el 60 %. Si es pretén una major descomposició cal incrementar el temps de retenció i el volum del reactor, tenint en compte que la velocitat de descomposició i de producció de gas baixa. Això implica que, des del punt de vista de balanç energètic, no és interessant la descomposició de tota la matèria orgànica i que cal complementar les instal·lacions amb sistemes de compostatge o maduració si es pretén produir adobs orgànics de qualitat. La producció de gas per unitat de residu tractat, però, és proporcional a l'eliminació de matèria orgànica.

Les corbes de la Fig. 2 es poden desplaçar i comprimir cap a l'esquerra (menor temps de retenció), si s'utilitzen sistemes que retinguin bacteris, amb concentracions superiors a les que correspondrien a un sistema de mescla completa sense recirculació, o bé utilitzant sistemes de flux pistó. Treballant en el rang de temperatures termofílic (45-60 °C), també es possible desplaçar les corbes de la Fig.2 cap a l'esquerra, disminuint el volum dels reactors, així com obtenir majors taxes de transformació, producció de gas i higienització. Per residus amb alta concentració de proteïnes, en pujar la temperatura el nitrogen amoniacal produït passa a amoníac, inhibidor, i es produeix un efecte contrari, o sigui, baixen les taxes de reacció. Aquest efecte negatiu es pot superar mitjançant mescles amb residus de la indústria agroalimentària que tinguin una relació carboni/nitrogen més favorable. Les avantatges de les mescles també són considerables en règim mesofílic.

Aquest fenomen, la codigestió, ofereix molt bones perspectives des del punt de vista energètic, de gestió de residus i econòmic, i és la base de l'èxit de les plantes de biogàs de gestió centralitzada de Dinamarca (DEA, 1995; Ahring et al., 1992). El concepte de la codigestió afavoreix el concepte de cogestió, pel qual els diversos sectors productors de residus orgànics en una zona geogràfica determinada (definida en funció dels limitants al transport de matèries) gestionen i tracten conjuntament els seus residus.



A nivell de tecnologies, en el mercat hi ha sistemes comprovats i amb bons resultats amb diferents tipus de reactors (mezcla completa o flux pistó), amb diferents tipus d'agitació (mecànica o neumàtica), amb diferents nivells de sòlids a la càrrega (digestió seca o humida), diferents diagrames de flux (una fase, dos fases, digestió de lixiviat), o amb diferents règims de temperatura (mesofílic o termofílic).

## 5.- DIGESTIÓ ANAERÒBIA I COMPOSTATGE. ESTRATÈGIA EN BASE A LA QUALITAT DELS PRODUCTES.

A l'apartat anterior s'ha comprovat que no és interessant energèticament aconseguir una descomposició completa de la matèria orgànica. Per als compostos ligno-cel·lulosics tampoc és possible. Si la finalitat és aconseguir un producte orgànic estable, la digestió anaeròbia no pot complir amb l'objectiu. Requereix d'un procés de compostatge posterior.

Si la finalitat és aconseguir un producte orgànic estable, el procés de compostatge compleix amb l'objectiu, però la fase de descomposició presenta un balanç energètic i de matèria molt desfavorable. Si la fase de descomposició es controla en medi anaerobi, l'energia que es dissiparia en forma de calor i part dels compostos orgànics volàtils que escaparien, en medi aerobi, es transformen en un gas combustible (cal entendre aquesta afirmació a nivell conceptual). El procés de compostatge es pot veure ajudat per la digestió anaeròbia prèvia.

La integració dels dos sistemes presenta avantatges indubtables. A la Taula 4 es comprova que les emissions de compostos orgànics volàtils es redueixen en un factor mig de 195 quan, prèviament a la fase de maduració, la fase de descomposició aeròbia es substitueix per la digestió anaeròbia.

*Taula 4.-Emissions de compostos volàtils durant compostatge aerobi i durant la maduració després de digestió anaeròbia, expressat en grams per tona de residu tractat (De Bo i Van Langenhove, 1997; citat per De Baere, 1999)*

<b>Compost</b>	<b>Aerobi</b>	<b>Maduració després de digestió anaeròbia</b>	<b>Relació aerobi/anaerobi</b>
Alcohols	283,6	0,033	8.593,9
Cetones	150,4	0,466	322,7
Terpens	82,4	2,2	37,5
Esters	52,7	0,003	17.566,7
Orgànics sulfurats	9,3	0,202	46,0
Aldehids	7,5	0,086	87,2
Èters	2,6	0,027	96,3
Total compostos orgànics volàtils	588,5	3,017	195,1
NH <sub>3</sub>	158,9	97,6	1,6
<b>Total</b>	<b>747,4</b>	<b>100,617</b>	<b>7,4</b>

A la Fig. 3 s'explicita un esquema genèric d'integració dels dos processos. Kiely (1999) l'anomena sistema mixte i autosostenible energèticament. En base a aquest esquema, a la Taula 5 s'analitzen algunes avantatges genèriques del procés, en comparació als processos de digestió anaeròbia i compostatge per separat.

Cal fer notar que, a fi d'obtenir la màxima producció de gas per unitat de pes de residu tractat, cal maximitzar la concentració de matèria orgànica biodegradable i minimitzar la presència de tòxics, de compostos no biodegradables o molt lentament biodegradables a l'entrada del procés. La recollida selectiva i la separació en origen ajuden a assegurar aquesta condició.

El tractament s'ha de modular a fi de que els compostos indesitjables (metalls i conductivitat) es puguin concentrar en el fang de l'estació depuradora de la fracció líquida, i obtenir un compost de la major qualitat possible. En aquestes condicions, el fang no hauria de ser recirculat cap a la línia de sòlids ni a capçalera de planta, i hauria de ser considerat el residu de la instal·lació. En tot cas, el sistema mixta presenta una característica de flexibilitat.

Edelman et al. (1999) fan una anàlisi comparativa d'indicadors d'impacte ambiental per a sistemes anaerobis, aerobis i mixtes (considerant combinacions entre mescla completa i flux pistó en la fase anaeròbia i túnels o sistema obert en la fase de maduració aeròbia), i conclueixen que els sistemes mixtes presenten un menor impacte ambiental

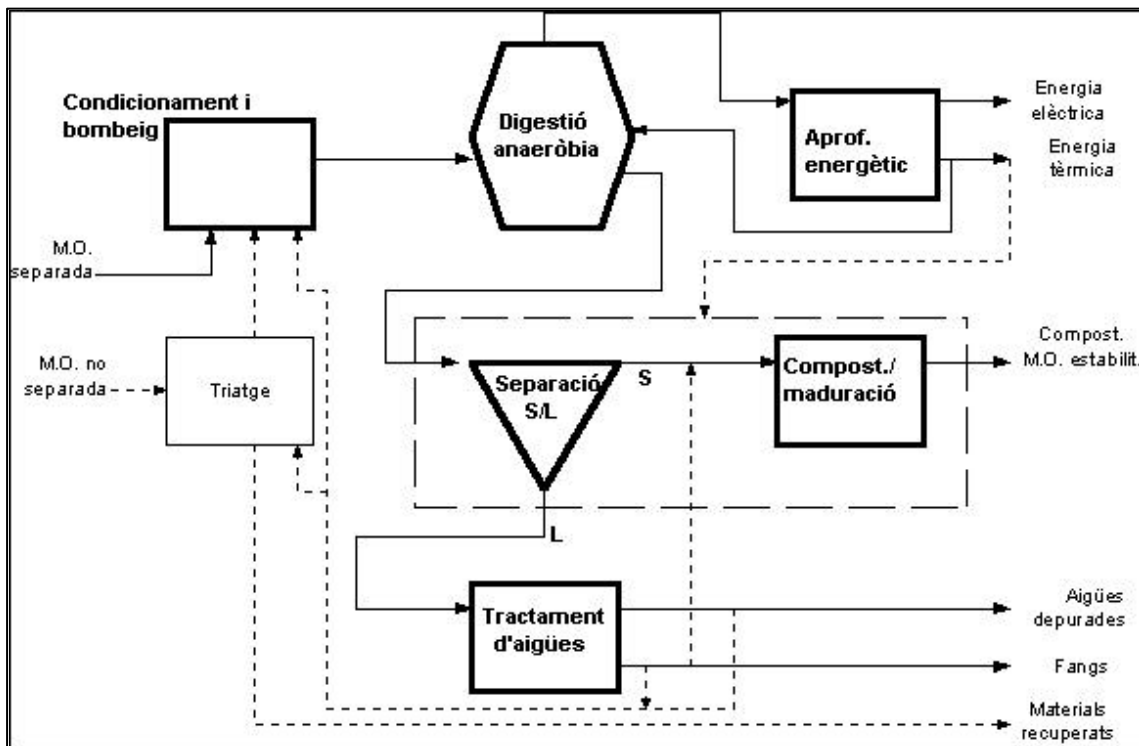


Fig 3.- Diagrama de flux genèric d'una instal·lació de digestió anaeròbia. Les línies de punts es refereixen a alternatives possibles que cal estudiar, en funció de la qualitat dels productes d'entrada i de la desitjable als de sortida.

*Taula 5.- Avantatges genèriques dels sistema mixte de tractament anaerobi/aerobi.*

<b>Factor</b>	<b>Avantatge/comentari</b>
Energia	Balanç positiu d'energia. Depèn de la qualitat del producte d'entrada. Optimitzable mitjançant co-digestió
Emissions gasoses	No evitables completament, però minimitzables i controlables mitjançant sistemes convencionals
Qualitat del producte	Depèn del producte d'entrada. Estable en comparació a l'obtingut de la digestió anaeròbia sola
Metalls pesants	Pas a formes solubles en medi anaerobi, si pH adequat, i pas a fase líquida en la separació de fases. Minimitzables en la fracció sòlida i el compost, però bàsicament funció de la qualitat de l'entrada. Si pas a fase líquida, concentració en el fang de l'estació depuradora.
Conductivitat del compost	Menor que en procés de compostatge sol. Part de sals solubles passen a fase líquida
Material estructurant	Necessitat menor que en procés de compostatge sol
NH <sub>3</sub>	Es minimitza en emissions gasoses. Recuperable en la fase líquida

Els requeriments d'aire són molt menors que en un sistema únic de compostatge, la qual cosa afavoreix el balanç energètic del sistema. També és menor el calor dissipat en aquesta part del procés, donat que és menor la concentració de matèria orgànica biodegradable. Això dona peu a la necessitat d'anàlisi i discussió de si és interessant un sistema de compostatge/maduració amb aire forçat, o es suficient un sistema de piles voltejades.

## **6.- A MODE DE CONCLUSIÓ**

El procés de digestió anaeròbia es configura com un sistema clau de tractament de residus orgànics. Contribueix a disminuir les emissions de CO<sub>2</sub>, compostos orgànics volàtils i altres gasos d'efecte hivernacle, sent un sistema productor net d'energia, però no aconsegueix l'estabilització total de la matèria orgànica del residu tractat.

El procés de compostatge es configura com a sistema adequat per aconseguir l'estabilització de residus orgànics, però presenta la desavantatge de ser consumidor net d'energia i de presentar emissions gasoses de compostos orgànics volàtils i gasos d'efecte hivernacle.

La integració dels dos processos configura un tractament que presenta les avantatges pròpies de cada un d'ells, minimitzant les seves desavantatges i fent possible sistemes flexibles. La qualitat dels productes obtinguts (qualitat del compost i produccions en gas combustible) depèn de la qualitat dels productes d'entrada.

Cal avançar cap a la integració de processos per configurar estratègies de tractament en base a la qualitat dels productes.

## 7.- REFERÈNCIES

- Ahring, B.K., Angelidaki, I., Johansen, K. (1992). Anaerobic treatment of manure together with organic industrial waste. *Water Sci. Technol.*, 7: 311-318.
- Bañolas de Ayala, E. (1956). Degradación de la materia orgánica contenida en las basuras y desechos. Utilización de los productos obtenidos por fermentación forménica. *Escuela de Fermentaciones Industriales del Instituto Biológico de Sarrià Afinidad*, XXXIII, Julio-Agosto.
- Chen, Y.R., Hashimoto, A.G. (1978). Kinetics of methane fermentation. *Biotechnology and Bioengineering Symp.*, 8, pp 269-282.
- Clarkson, W.W., Xiao, W. (1999). Anaerobic bioconversion of waste paper. A "II International Symposium on anaerobic digestion of solid waste, Barcelona, 15-17 June", Vol I, pp 75-82.
- DEA -Danish Energy Agency (1995). Progress report on the Economy of Centralized Biogas Plants. February 1995.
- De Baere, L. (1999). Anaerobic digestion of solid waste: state-of-the-art. A "II International Symposium on anaerobic digestion of solid waste, Barcelona, 15-17 June", Vol I, pp290-299.
- Demeyer, A., Jacob, F., Jay, M., Menguy, G., Perrier, J. (1981). *La conversion bioenergetique du rayonnement solaire et les biotechnologies*. Ed. Technique et Documentation.
- Edelman, W., Schleiss, K., Joss, A. (1999). Ecologic, energetic and economic comparison of anaerobic digestion with different competing technologies to treat biogenic wastes. A "II International Symposium on anaerobic digestion of solid waste, Barcelona, 15-17 June", Vol I, pp274-281.
- Flotats, X., Bonmatí, A., Seró, M. (1997). Clasificación de tecnologías de digestión anaerobia. Aplicación al aprovechamiento energético de residuos ganaderos. A 3r Curs d'Enginyeria Ambiental. Aprofitament energètic de residus orgànics. *Servei de Publicacions de la Universitat de Lleida*, pp 247-267.
- Hansen, K.H., Angelidaki, I., Ahring, B.K. (1998). Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia. *Water Research*, 32, pp 5-12.
- Hayes, T.D., Theis, T.L. (1978). The distribution of heavy metals in anaerobic digestion. *JWPCF*, 1, 50.
- Haug, R.T. (1993). *The practical handbook of compost engineering*. Lewis Publishers, USA. 717 pp.
- IEA (1994). IEA Bioenergy- Biogas from municipal solid waste. IEA's Bioenergy Agreement, Task XI activity: anaerobic digestion of MSW, 22 pps.
- Kiely, G., 1999. *Ingeniería ambiental. Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión*, McGraw Hill., Pps1332
- Kübler, H., Hoppenheidt, K., Hirsch, P., Kottmair, A.(1999). Full scale co-digestion of organic waste. A "II International Symposium on anaerobic digestion of solid waste, Barcelona, 15-17 June", Vol I, pp 175-182.
- Mata-Alvarez, J., Cecchi, F., Pavan, P., Fazzini, G. (1991). Performances of digesters treating the organic fraction of municipal solid waste differently sorted. *Biological wastes*, 33, pp 181-199.
- Mata-Alvarez, J. (1997). Digestión anaerobia de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos. A 3r Curs d'Enginyeria Ambiental, Universitat de Lleida. Ed. Paperkite, pp 284-311.
- Saint-Joly, C., Desbols, S., Lotti, J.P. (1999). Determinant impact of waste collection and composition on AD performance: Industrial results. A "II International Symposium on anaerobic digestion of solid waste, Barcelona, 15-17 June", Vol I, pp 300-307.

