

Tractament **anaerobi** de residus de la indústria alimentària

RESUM: *Les corrents residuals de la indústria agroalimentària presenten un elevat contingut de matèria orgànica biodegradable. El tractament clàssic ha estat l'aplicació de processos fisicoquímics i biològics aerobis, els avantatges dels quals són la rapidesa i la facilitat de control, però que tenen el desavantatge d'un elevat consum energètic i d'una alta producció de llots. Per contra, els sistemes anaerobis presenten l'avantatge de la producció d'energia i d'una baixa taxa de producció de llots.*

Per al tractament anaerobi d'aigües residuals es disposa de sistemes amb retenció de biomassa activa que permeten temps de retenció de l'ordre d'hores. Per al tractament de residus sòlids, la digestió anaeròbia permet la valorització energètica i, mitjançant la codigestió, es possibilita la implantació de plantes de tractament centralitzat de residus orgànics per zones geogràfiques.

PARAULES CLAU: *Residus orgànics, aigua residual, digestió anaeròbia.*

ABSTRACT: *Waste flows from agro-food industries have a great content of biodegradable organic matter. Physico-chemical or aerobic biological treatments have been traditionally applied because of its quick and easy control performance, but these processes present a high energy demand and high sludge production. In the other hand, biological anaerobic systems generate energy and low sludge quantities.*

Nowadays, high rate anaerobic wastewater treatment reactors are capable of active biomass retention, allowing hydraulic retention times as low as hours. In the case of organic solid wastes, anaerobic digestion can turn out effluents into energy and fertilizers. The application of the codigestion concept, that is the joint digestion of different organic waste materials for improving the process profile, allows organic waste management by central or regional plants.

KEYWORDS: *Organic waste, wastewater, anaerobic digestion.*

INTRODUCCIÓ

La descomposició microbiana anaeròbia de la matèria orgànica produeix un gas combustible —o biogàs— amb un 60-70 % de metà (CH_4). És un dels processos idonis per a la

reducció d'emissions d'efecte hivernacle i de males olors, per a l'aprofitament energètic dels residus orgànics i per al manteniment del valor fertilitzant dels productes tractats. Està caracteritzada per l'existència de diverses fases consecutives diferenciades (figura 1), cada una

XAVIER FLOTATS I BELÉN FERNÁNDEZ
GIRO Centre Tecnològic. Rbla.
de Pompeu Fabra, 1. E-08100 Mollet
del Vallès.
<http://www.giroct.net>

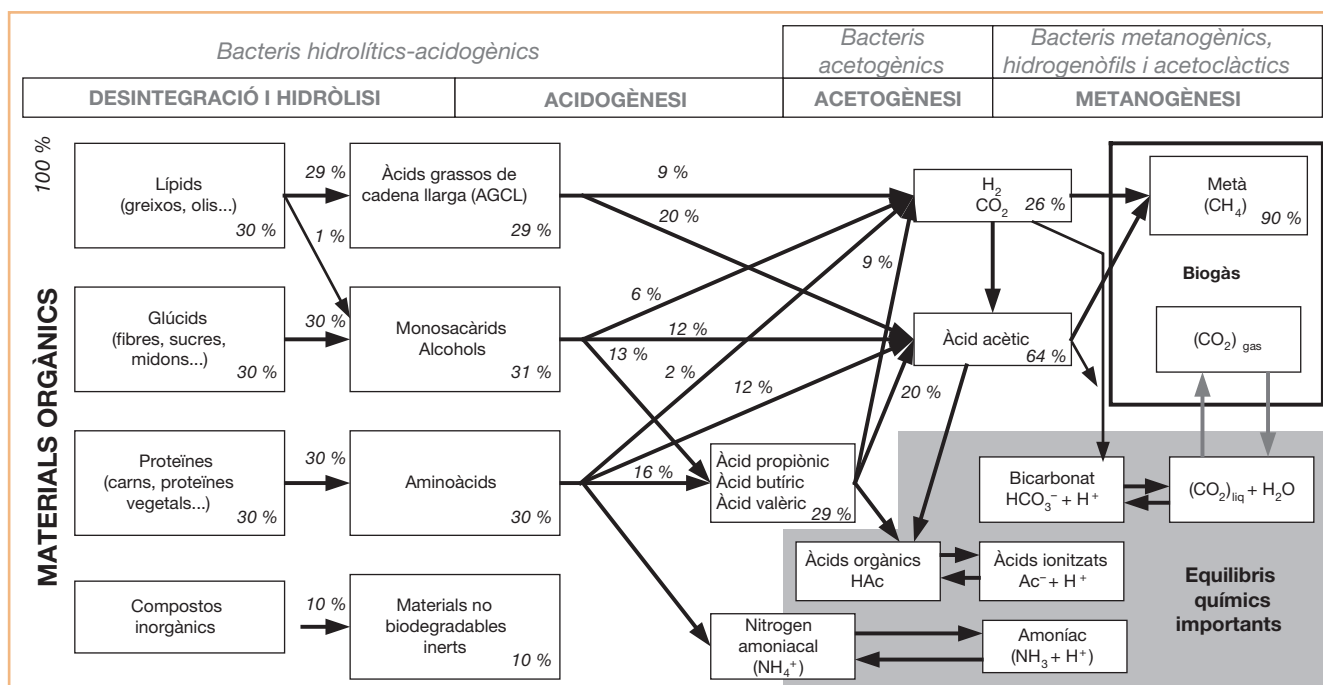


FIGURA 1. Fases de la fermentació anaeròbia i poblacions de microorganismes. Els percentatges indiquen la distribució del flux de DQO de la digestió de matèria orgànica particulada, suposant que estigui formada per un 10 % de compostos no biodegradables i un 90 % de carbohidrats, proteïnes i lípids a parts iguals [2].

amb diferents velocitats de reacció, que requeriran un equilibri que eviti l'acumulació de compostos intermedis inhibidors —àcids. Per tal de fer possibles algunes reaccions, és necessària l'associació sintròfica entre les poblacions microbianes, tot creant agregats

densos o biopel·lícules. La tendència a l'agregació permet altes concentracions de biomassa activa, la qual cosa permet càrregues fins a 35 kg DQO/m³·d superiors a molts sistemes aerobis [1].

A diferència dels microorganismes aerobis, els anaerobis utilitzen

poca energia de la total disponible, presenten una baixa velocitat de creixement i utilitzen poc material orgànic per construir la seva massa cel·lular. Això presenta l'avantatge d'alliberar molta energia de la disponible en forma de CH₄ (taula 1) i una transformació baixa en llocs re-

TAULA 1. Potencials de producció de biogàs d'alguns residus orgànics de la indústria alimentària [7]

Típus	Contingut orgànic	Sòlids volàtils (%)	Producció de biogàs (m ³ /tona)
Intestins —i contingut—	Hidrats de carboni, proteïnes, lípids	15-20	50-70
Llots de flotació	65-70 % prot., 30-35 % lípids	13-18	90-130
Terres filtrants d'olis	80 % lípids, 20 % altres org.	40-45	350-450
Olis de peix	30-50 % lípids	80-85	350-600
Sèrum	75-80 % lactosa, 20-25 % proteïnes	7-10	40-55
Sèrum concentrat	75-80 % lactosa, 20-25 % proteïnes	18-22	100-130
Hidrolitzat de carn i ossos	70 % proteïnes, 30 % lípids	10-15	70-100
Melmelades	90 % sucres, àcids orgànics	50	300
Oli de soja/margarines	90 % olis vegetals	90	800-1.000
Begudes alcoholiques	40 % alcohol	40	240
Llots residuals	Hidrats de carboni, lípids, proteïnes	3-4	17-22
Llot residual concentrat	Hidrats de carboni, lípids, proteïnes	15-20	85-110

siduals (figura 2). La relació entre la producció de metà i l'eliminació de DQO (demanda química d'oxigen) és de $0,35 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{kg DQO}_{\text{elim.}}$, amb un equivalent energètic de $14 \text{ MJ/kg DQO}_{\text{elim.}}$.

En general, la velocitat global del procés està limitada per la de l'etapa més lenta, la qual depèn de la composició de cada residu. Per a substrats solubles, la fase limitant acostuma a ser la metanogènesi. Per tal d'augmentar la velocitat, s'adopten dissenys que permetin una elevada concentració de microorganismes, amb temps de procés de l'ordre d'hores. Per a residus amb consistència particulada, la fase limitant és la desintegració i la hidròlisi, tot requerint temps de procés de l'ordre de setmanes. Per tal d'augmentar les taxes d'hidròlisi i reduir temps de retenció, una estratègia a aplicar és el pretractament per ajudar a la solubilització. A la figura 3 es mostren els esquemes dels reactors anaerobis més habituals.

La digestió anaeròbia es pot combinar amb sistemes de post-tractament per constituir sistemes complets de recuperació d'energia i de compostos valoritzables. S'ha comprovat que la recuperació de nitrogen amoniacal, mitjançant *stripping*/absorció o mitjançant concentració tèrmica per evaporació, es veu afavorida per una digestió anaeròbia prèvia [3, 4]. Per les seves característiques, la digestió anaeròbia és una peça clau en un esquema de gestió sostenible de materials residuals orgànics [5, 6].

APLICACIÓ A RESIDUS SÒLIDS I LLOTS

La configuració usual de reactor per a residus sòlids és la mescla completa o el flux pistó, amb velocitats de càrrega orgànica (VCO) de fins a $3,5 \text{ kg DQO}/\text{m}^3\cdot\text{d}$. Els potencials de producció de biogàs de residus de la indústria alimentària solen ser alts (taula 1), però alguns d'aquests presenten una composició deficient en nutrients o en capacitat tampó. En alguns casos, es requereix la mescla

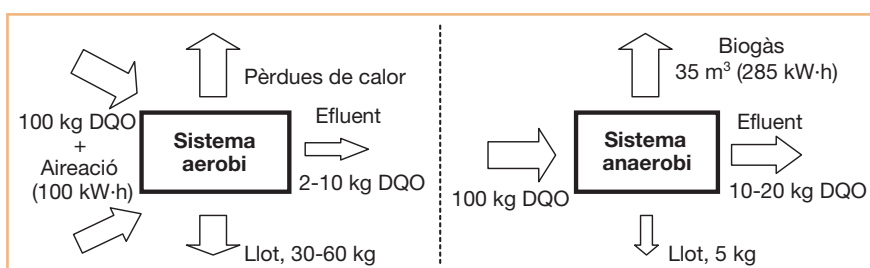


FIGURA 2. Balanç genèric de DQO i energia en sistemes aerobis i anaerobis [1].

amb altres residus —codigestió. La codigestió en plantes centralitzades té per objectiu [8]: 1) aprofitar la complementarietat de les composicions; 2) compartir instal·lacions de tractament; 3) unificar metodologies de gestió; 4) esmortir les variacions temporals en composició i producció dels residus, i 5) reduir costos d'inversió i d'explotació.

La codigestió de residus agropecuaris i de la indústria alimentària és el mètode en el qual es basen les plantes que presenten balanços econòmics favorables en els països de la UE [9] i permet abordar la gestió posterior del material digerit amb uns costos menors que la via del compostatge aerobi. Això és possible per les primes a la producció

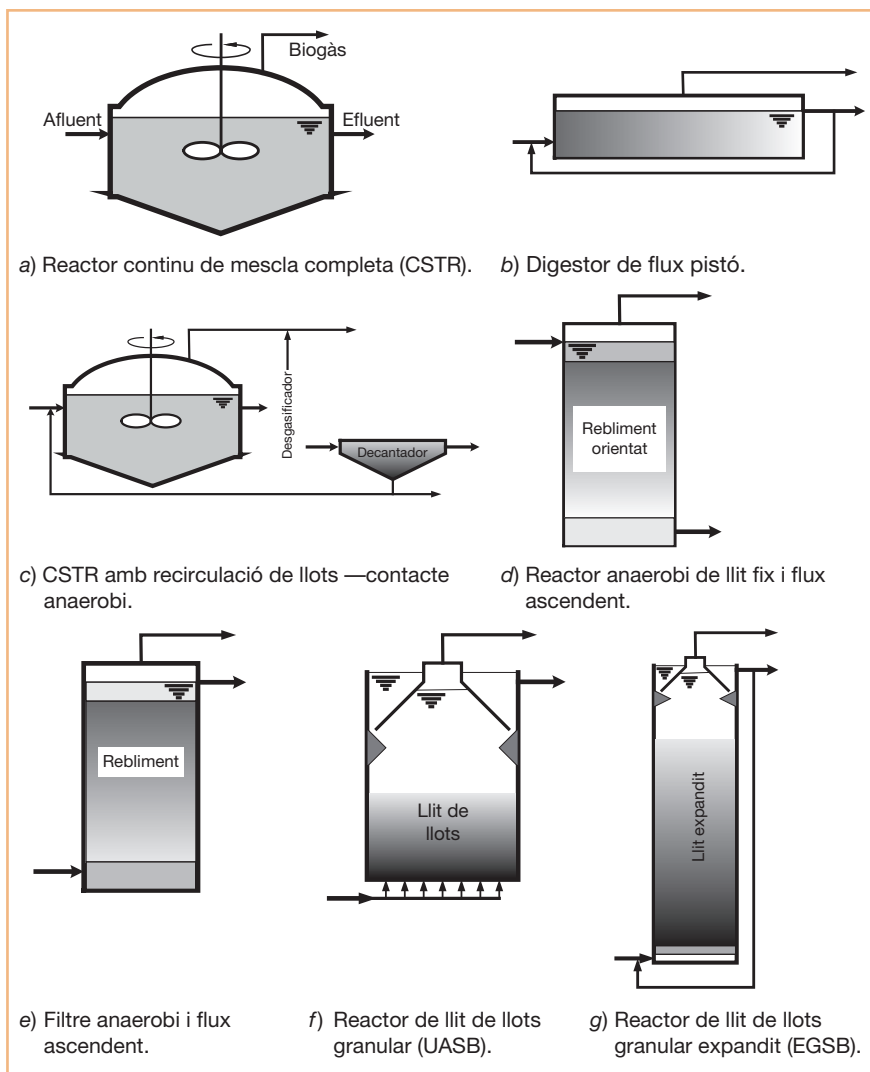


FIGURA 3. Esquemes de reactors anaerobis, sense retenció interna de biomassa activa —a, b i c— i amb retenció formant biopel·lícules sobre rebliment interior —d i e— o formant grànuls —f i g.

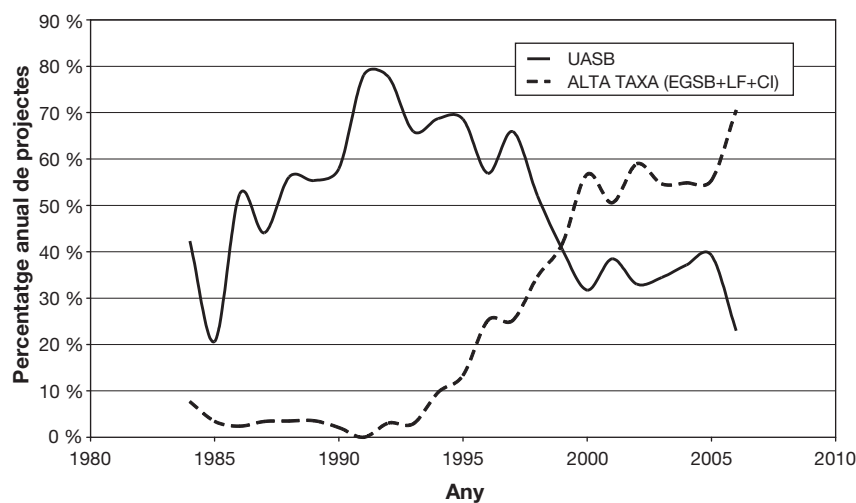


FIGURA 4. Evolució relativa de projectes de plantes UASB i de plantes d'alt rendiment —EGSB, LF i CI— [13].

elèctrica a partir del biogàs que la majoria dels països té aprovades —RD 661/2007, a Espanya.

APLICACIÓ AL TRACTAMENT D'AIGÜES RESIDUALS

Per al tractament d'aigües, l'estratègia d'operació més usual es basa en el control del temps de retenció cel·lular o de sòlids (TRS). Per tal

de mantenir una concentració de biomassa elevada i d'assegurar una estabilització suficient de la matèria en suspensió, els reactor més habituals són els següents:

1) Reactor de contacte anaerobi, o reactor de mescla completa amb sedimentador extern, que recircula la fracció decantada cap al reactor. Aquest sistema és competitiu amb aigües amb un contingut molt alt en sòlids o de greix i/o proteïna. La VCO

és 1-4 kg DQO/m³·d [10], amb màximes de 12 kg DQO/m³·d [11].

2) Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB), en què la biomassa es troba en forma granular, retinuda mitjançant sedimentació. A la part superior, un separador trifàsic aigua-sòlid-gas assegura el confinament dels grànuls i un TRS elevat, tot permetent VCO mitjaneres de 10 kg DQO/m³·d [12].

3) Filtre anaerobi i llit fix (FA), que es basa en la immobilització de la biomassa en un suport fix —rebliment— en forma de biopel·lícula. En reactors de flux ascendent, el rebliment sol ser desordenat i la biomassa es troba fixada i atrapada en els intersticis; en reactors de flux descendent, el rebliment es troba de manera ordenada i la biomassa, tan sols fixada, tot constituint els filtres de llit fix. La VCO és de 5-7 kg DQO/m³·d [10].

4) Llit fluïditzat (LF), en què la immobilització de la biomassa es dona sobre partícules fluïditzades —biopartícules— mitjançant el flux ascendent de l'aigua a tractar, tot permetent una elevada concentració de microorganismes. Actualment està en desús a causa del creixement desigual de les biopartícules i a causa també de les dificultats d'operació.

5) Sistemes híbrids (FH), que combinen a la part inferior un llit granular —o UASB— amb un filtre anaerobi —zona de biopel·lícules— a la part superior.

6) Expanded Granular Sludge Bed (EGSB), l'última generació de reactors anaerobis amb biomassa granular, tot expandint els grànuls mitjançant el flux ascendent de gas o d'aigua. Una variant són els sistemes amb circulació interna (CI). Encara que els UASB són la configuració més freqüent, la tendència és la substitució per EGSB i CI (figura 4) a causa de la major efectivitat i viabilitat econòmica, amb VCO de 15-30 kg DQO/m³·d [10], amb màximes de fins a 45 kg DQO/m³·d [13, 14].

La digestió anaeròbia té un camp molt ampli d'aplicació en pràcticament tots els tipus d'aigües residu-

TAULA 2. Avantatges dels sistemes anaerobis d'alta càrrega comparats amb els sistemes aerobis

Menor cost d'inversió i menors necessitats de terreny.

Aplicable tant a petita com a gran escala.

Menor producció i, en general, estabilitzat de llots.

Menor necessitat de nutrients.

Menor demanda energètica.

Biomassa viable o activa després de períodes de baixa alimentació.

Producció d'energia en forma de metà.

Alta capacitat de càrrega, gairebé entre cinc i deu vegades més gran que en els sistemes aerobis.

Alta eficiència de degradació de contaminants orgànics.

Capacitat d'aplicació *in situ* tant en àrees industrials com en urbanes.

Potencial ús d'efluents per al reaprofitament en el circuit d'aigua.

Valor agronòmic o fertilitzant dels efluents, en la majoria dels casos.

als, fins i tot en aquelles amb una baixa concentració de matèria orgànica a qualsevol escala [12], i els seus avantatges (taula 2) fan competitiva la seva implantació respecte dels sistemes aerobis. L'any 2007 (figura 5), s'estimava l'existència de dues mil set-cents plantes anaeròbies d'alta càrrega [13], principalment en el sector alimentari, en la indústria química i en la indústria de la polpa i del paper [14]. Les primeres plantes foren construïdes entre els anys seixanta i vuitanta per part de les indústries de begudes, les destil·leries i les de processament d'aliments, mentre que, a partir dels noranta, també es dediquen a la indústria del paper. Els països amb més implantació foren l'Índia, el Japó, els EUA, Holanda, Alemanya i el Brasil [14]. Encara que el ritme de construcció de plantes anaeròbies fou elevat en els anys noranta—cent noves plantes per any—, actualment ha disminuït—entre quaranta i cinquanta plantes per any— [14]. Els reptes actuals per als sistemes anaerobis són les aigües de petroquímiques, els efluent tèxtils, els llixiviats d'abocador, les aigües amb greixos, sulfats, metalls i contaminants orgànics específics [15, 16, 17].

Els paràmetres més importants per al disseny són la VCO, especial-

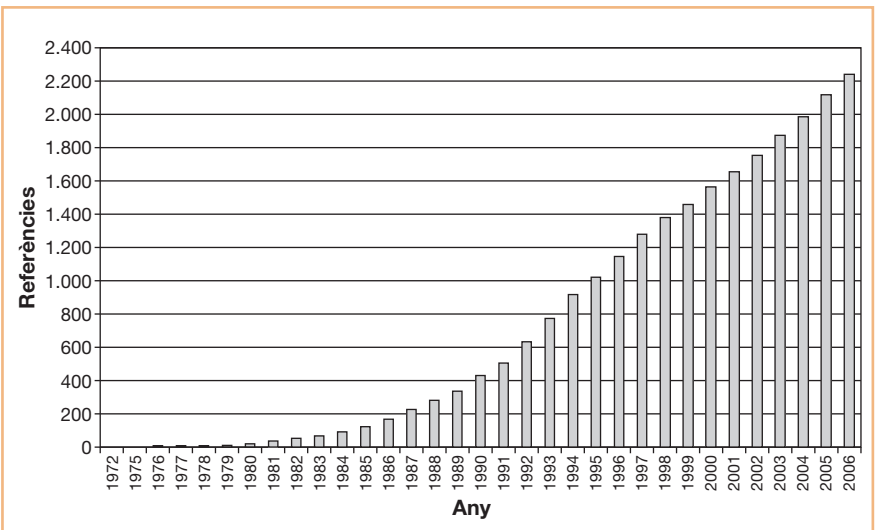


FIGURA 5. Evolució en el nombre d'instal·lacions de tractament anaerobi d'aigües, cens del 2007 [13].

ment per a efluent de baixa càrrega orgànica [18], i el temps de retenció hidràulic (TRH). La taula 3 mostra algunes referències de reactors d'alta càrrega. L'interval de temperatures d'operació és ampli, però la majoria dels sistemes està entre els 25 i els 40° C i es necessiten TRS alts—un mínim de deu a quinze dies— [25]. En aquells casos en què l'aigua residual es produeix en el rang termofílic—55° C—o en què es desitja operar a aquestes temperatures, cal adoptar un disseny de reactor adequat [19, 20].

SÍNTESI

El procés de digestió anaeròbia és una peça clau per a la gestió sostenible de residus orgànics, sòlids i líquids. Contribueix a la producció d'energia renovable, a la reducció d'emissions de gasos d'efecte hivernacle i a la reducció de la càrrega contaminant.

El sector agroalimentari és un dels principals productors de materials orgànics residuals. L'adopció de sistemes anaerobis de tractament ha de permetre ser, també, un

TAULA 3. Algunes referències de sistemes anaerobis d'alta càrrega de tractament d'aigües residuals					
Aigua residual/ reactor	Tª (° C)	Càrrega (kg DQO/m³·d)	Degradació DQO (% DQO in)	TRH (h)	Ref.
Àcids grassos vol./EGSB	10-12	10-12	90	1,6-2,5	[19]
Malteria/EGSB	16	4,4-8,8	56	2,4	[19]
Aigua res. mun./EGSB	6-20	5-6	50-95	1-3	[19]
Frigorífic de carn/FA	—	4,2	80-85	12,5	[19]
Conserves/UASB	—	0,5-1,2	80	12-18	[18]
Oli de palma/FH	38	3-23	89-97	1,5-3	[21]
Destil·leria de whisky/UASB	35	30-39	90-96	20	[22]
Lactis/UASB	35	4-20	72-90	2	[23]
Patata/UASB	35	2,5-10	85-95	0,75	[16]
Paper/UASB	40	17-20	60-80	6-24	[25]

sector que contribueixi a la producció d'energia i al reciclatge de nutrients.

REFERÈNCIES

- [1] LIER, J. B. van; HUIBERS, E.; ZEEMAN, G. (2002). «Anaerobic treatment for the recovery of resources from waste streams». A: KALYUZHNYI, S. [ed.]. *Proceedings of the 7th FAO/SREN Workshop on «Anaerobic digestion for sustainability in waste (water) treatment and re-use»*. Vol. 1. Moscou: Moscow State University, p. 13-22.
- [2] BATSTONE, D. J.; KELLER, J.; ANGELIDAKI, R. I.; KALYUZHNY, S. V.; PAVLOSTATHIS, S. G.; ROZZI, A.; SANDERS, W. T. M.; SIEGRIST, H.; VAVILIN, V. A. (2002). «Anaerobic digestion model No. 1 (ADM1)». A: *Scientific and technical report No. 13*. Londres: International Water Association.
- [3] BONMATÍ, A.; FLOTATS, X. (2003a). «Air stripping of ammonia from pig slurry: Characterization and feasibility as a pre- or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion». *Waste Manage.*, 23: 261-272.
- [4] — (2003b). «Pig slurry concentration by vacuum evaporation: Influence of previous mesophilic anaerobic digestion process». *J. Air Waste Manage.*, 53: 21-31.
- [5] LETTINGA, G.; LIER, J. B. van; BUUREN, J. van; ZEEMAN, G. (2001). «Sustainable development in pollution control and the role of anaerobic treatment». *Wat. Sci. Technol.*, 44 (6): 181-188.
- [6] LEMA, J.; OMIL, F. (2001). «Anaerobic treatment: A key technology for a sustainable management of wastes in Europe». *Wat. Sci. Technol.*, 44 (8): 133-140.
- [7] ANGELIDAKI, I.; AHRING, B. K. (1997). «Anaerobic digestion in Denmark. Past, present and future». A: FLOTATS, X. [ed.]. *III Curso de Ingeniería Ambiental. Lleida, octubre 1997*. Lleida: Universitat de Lleida, p. 336-342.
- [8] FLOTATS, X.; CAMPOS, E. (2005). «Procesos biológicos: digestión anaerobia y compostaje». A: ELÍAS, X. [ed.]. *Tratamiento y valorización energética de residuos*. Barcelona: Díaz de Santos, p. 617-686.
- [9] *European Union biogas barometer* (2007) [en línia]. Brussel·les: EurObserv'ER. <http://www.energies-renouvelables.org/observer/stat_baro/observ/baro179_a.pdf>.
- [10] KASSAM, Z.; YERUSHALMI, L.; GUIOT, S. (2003). «A market study on the anaerobic wastewater treatment systems». *Wat. Air Soil. Pollut.*, 143: 179-192.
- [11] NAHLE, C. (1991). «The contact process for the anaerobic treatment of wastewater – technology, design and experiences». *Wat. Sci. Technol.*, 24 (8): 179-191.
- [12] LETTINGA, G. (1996). «Sustainable integrated biological wastewater treatment». *Wat. Sci. Technol.*, 33 (3): 85-98.
- [13] LIER, J. B. van (2008). «High-rate anaerobic wastewater treatment: Diversifying from end-of-the-pipe treatment to resource-oriented conversion techniques». *Wat. Sci. Technol.*, 57 (8): 1137-1148.
- [14] FRANKIN, R. (2001). «Full-scale experiences with anaerobic treatment of industrial wastewater». *Wat. Sci. Technol.*, 44 (8): 1-6.
- [15] FIELD, J.; HABETS, L.; LETTINGA, G.; LEYENDECKERS, M.; SIERRA-ÁLVAREZ, R. (1988). «The methanogenic toxicity of bark tannins and the anaerobic biodegradability of water soluble bark matter». *Wat. Sci. Technol.*, 20 (1): 219-240.
- [16] GOHIL, A.; NAKHLA, G. (2006). «Treatment of tomato processing wastewater by an upflow sludge blanket-anaerobic system». *Biores. Technol.*, 97: 2141-2152.
- [17] McCARTY, P. L. (2001). «The development of anaerobic treatment and its future». *Wat. Sci. Technol.*, 44 (8): 149-157.
- [18] OLIVA, L.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. (1995). «Anaerobic reactors for food processing wastewater treatment: Established technology and new developments». *Wat. Sci. Technol.*, 32 (12): 157-163.
- [19] LIER, J. B. van; REBAC, S.; LETTINGA, G. (1997). «High-rate anaerobic wastewater treatment under psychrophilic and thermophilic conditions». *Wat. Sci. Technol.*, 35 (10): 199-206.
- [20] LIER J. B. van; ZEE, F., van der; TAN, N.; REBAC, S.; KLEEREBEZEM, R. (2001). «Advances in high-rate anaerobic treatment: Staging of reactor systems». *Wat. Sci. Technol.*, 44 (8): 15-25.
- [21] OLIVA, L.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. (1995). «Anaerobic reactors for food processing wastewater treatment: Established technology and new developments». *Wat. Sci. Technol.*, 32 (12): 157-163.
- [22] UZAL, N.; GÖKÇAY, C.; DEMIRER, G. (2003). «Sequential (anaerobic/aerobic) biological treatment of malt whisky wastewater». *Proc. Biochem.*, 39: 279-286.
- [23] GANNOUN, H.; KHELIFI, E.; BOUALLAGUI, H.; TOUHAMI, Y.; HAMDI, M. (2008). «Ecological clarification of cheese whey prior to anaerobic digestion in upflow anaerobic filter». *Biores. Technol.*, 99: 6105-6111.
- [24] KIM, Y.; HAN, K.; LEE, W. (2003). «Removal of organics and calcium hardness in liner paper wastewater using UASB and CO₂ stripping system». *Proc. Biochem.*, 38: 925-931.
- [25] ZEEMAN, G.; SANDERS, W. (2001). «Potential of anaerobic digestion of complex waste(water)». *Wat. Sci. Technol.*, 44 (8): 115-122.

