

3. A CODIXESTIÓN ANAEROBIA COMO SISTEMA DE PRODUCCIÓN DE ENERXÍA A PARTIR DE RESIDUOS

Juan A. Álvarez e María Dolores Garabatos Pardo

3.1 INTRODUCCIÓN

A dixestión anaerobia é un proceso biolóxico en que a materia orgánica, en ausencia de osíxeno e pola acción dun grupo específico de bacterias, se transforma en produtos gasosos ou “biogás” (CH_4 , CO_2 , H_2 , H_2S , etc.) e nun “dixestato”, que é unha mestura de sales minerais (con N, P, K, Ca etc.) e materia orgánica de difícil degradación.

O biogás contén unha elevada porcentaxe de metano, CH_4 , (50-70%) e é susceptible dun aproveitamento enerxético mediante combustión en motores, turbinas ou caldeiras, quer illadamente, quer mesturado con outros combustibles. O proceso controlado da dixestión anaerobia é un dos máis adecuados para reducir as emisións de gases de efecto invernadoiro, para a produción de enerxía a partir de residuos orgánicos e mais para o mantemento e posta en valor do valor fertilizante dos produtos procesados.

A dixestión anaerobia pode aplicarse, entre outros, a residuos agrícolas e gandeiros, residuos urbanos (fracción orgánica de residuos urbanos, lodos de depuradoras municipais...) e os residuos procedentes da pesca e da industria (fundamentalmente agroalimentarios). Estes residuos poden ser tratados por separado ou en conxunto, o que se coñece como codixestión. O proceso de dixestión anaerobia é tamén axeitado para o tratamento de augas residuais de elevada carga orgánica, caso das producidas en industrias de alimentos diversos.

Os beneficios asociados coa dixestión anaerobia son:

- Significativa redución do olor
- Mineralización de material orgánica
- Produción de enerxía renovable (se a enerxía do gas é utilizado e substitúe un combustible fósil)
- Redución de emisións de gases de efecto invernadoiro resultantes da redución



das emisións descontroladas de CH₄ (que produce un efecto invernadoiro 20 veces maior que o CO₂), e redución de CO₂ pola substitución da enerxía fósil.

A promoción e a implantación de sistemas de produción de biogás colectivos (codixestión para o tratamento combinado de residuos orgánicos procedentes de distintas fontes nunha área xeográfica, xeralmente agrícolas e industriais) tamén permite a aplicación de sistemas de xestión integral de residuos orgánicos por áreas xeográficas, con beneficios sociais, económicos e ambientais.

3.1.1 Características e uso do biogás

O biogás é o produto gasoso da dixestión anaerobia de compostos orgánicos. A súa composición depende do substrato dixerido, do tipo de tecnoloxía utilizada e mais das condicións de operación. Unha composición típica pode ter os seguintes valores:

- 50-70% de metano (CH₄)
- 30-40% de dióxido de carbono (CO₂)
- ≤ 5% de hidróxeno (H₂), sulfuro de hidróxeno (H₂S) e outros gases

O biogás cun contido do 60% de metano ten un poder calorífico de preto de 5 500 kcal/Nm³ (6,4 kW·h/Nm³). É dicir, excepto polo seu contido en H₂S, é un combustible ideal, coas equivalencias enerxéticas que se amosan na figura 1.

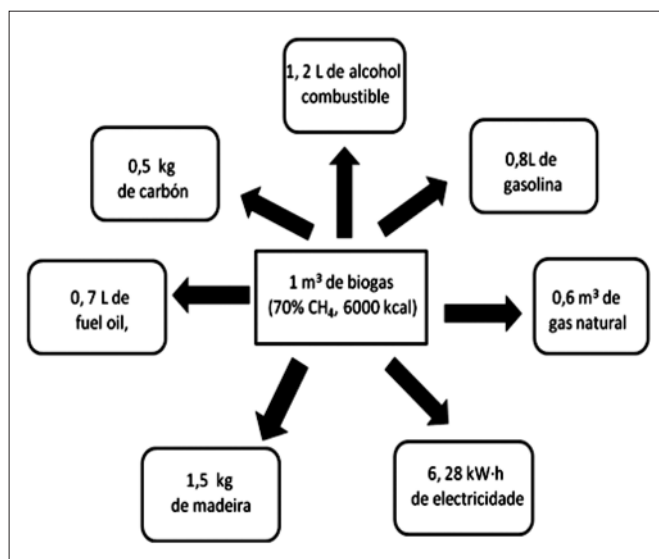


Figura 1. Equivalencia do biogás con outras fontes enerxéticas.

Uso do biogás

O biogás producido no proceso de dixestión anaerobia pode ter diferentes usos:

- Nunha caldeira para xerar calor ou electricidade
- Nos motores ou turbinas para xerar electricidade
- Nas células de combustible, tras a limpeza de H₂S e outros contaminantes das membranas
- Ser incorporado a unha rede de transporte de gas natural

- Materia prima para a síntese de produtos como o metanol
- Combustible para a automoción

O biogás, ademais de metano, contén outros compostos tales como o nitróxeno, o vapor de auga, o sulfuro de hidróxeno, o monóxido de carbono e compostos orgánicos volátiles, caso dos hidrocarburos haloxenados, siloxanos etc. Así pois, dependendo do uso final, pode ser necesario proceder á súa limpeza.

Unha aplicación-tipo da dixestión anaerobia dáse nas granxas de gando bovino e porcino ou como planta comarcal de xestión de residuos en zonas de alta concentración de gando en confinamento, por mor do problema que xera o esterco producido. Neste caso, pode propoñerse unha planta de dixestión anaerobia para a produción de biogás como fonte de enerxía de autoabastecemento. Unha situación ideal pasaría por implementar un sistema de coxeración de pequeno porte que permitiría aforrar auga quente e electricidade no tempo frío, e a conexión á rede de electricidade para a venda de electricidade en períodos máis cálidos.

Xeralmente, os custos relacionados con instalacións de tratamento de esterco mediante dixestión anaerobia son altos en relación coa produtividade e en termos da enerxía contida no biogás, mais o proceso de codixestión (mestura de diferentes substratos) pode incrementar o potencial de metano dos residuos do gando entre un 50% e un 200% (Callaghan et al., 1999; Murto et al., 2004, Amon et al. 2006, Ferreira et al., 2007; Soldano et al., 2007, Álvarez et al., 2010).

3.2 O PROCESO DE DIXESTIÓN ANAEROBIA

A bioquímica e a microbioloxía dos procesos anaerobios son máis complicadas que nos procesos aerobios, debido ao gran número de rutas que poden ser usadas por unha comunidade anaerobia para unha biodegradación de substancias orgánicas.

3.2.1 Fases da dixestión anaerobia

A dixestión anaerobia caracterízase pola existencia de varias fases consecutivas do proceso de degradación do substrato, e nela interveñen cinco grandes poboacións de microorganismos (figura 2).

Estas poboacións caracterízanse por estaren compostas de microorganismos con diferentes taxas de crecemento e sensibilidade diferente para cada intermediario que pode actuar como inhibidor (por exemplo, o ácido acético, o H₂ ou o amoníaco producido pola hidrólise dos aminoácidos). Isto implica que cada fase presentará taxas de reacción diferentes dependendo da composición do substrato e que un desenvolvemento estable do proceso global requirirá un equilibrio para evitar a acumulación de intermediarios inhibidores ou acumulación de ácidos graxos volátiles (AGV), o que podería producir unha diminución do pH. Para a estabilidade do pH o equilibrio CO₂-bicarbonato é importante.

En xeral, a velocidade do proceso está limitada pola velocidade da etapa máis lenta, que depende da composición de cada residuo. Para substratos solubles, a etapa controlante é xeralmente a metanoxénese, mentres que para acelerar o proceso a estratexia pasa por adoptar modelos que permitan unha alta concentración de microorganismos acetoxénicos e metanoxénicos no reactor. Con iso, poden obterse sistemas nun tempo de procesamento duns días. Para os residuos en que a materia



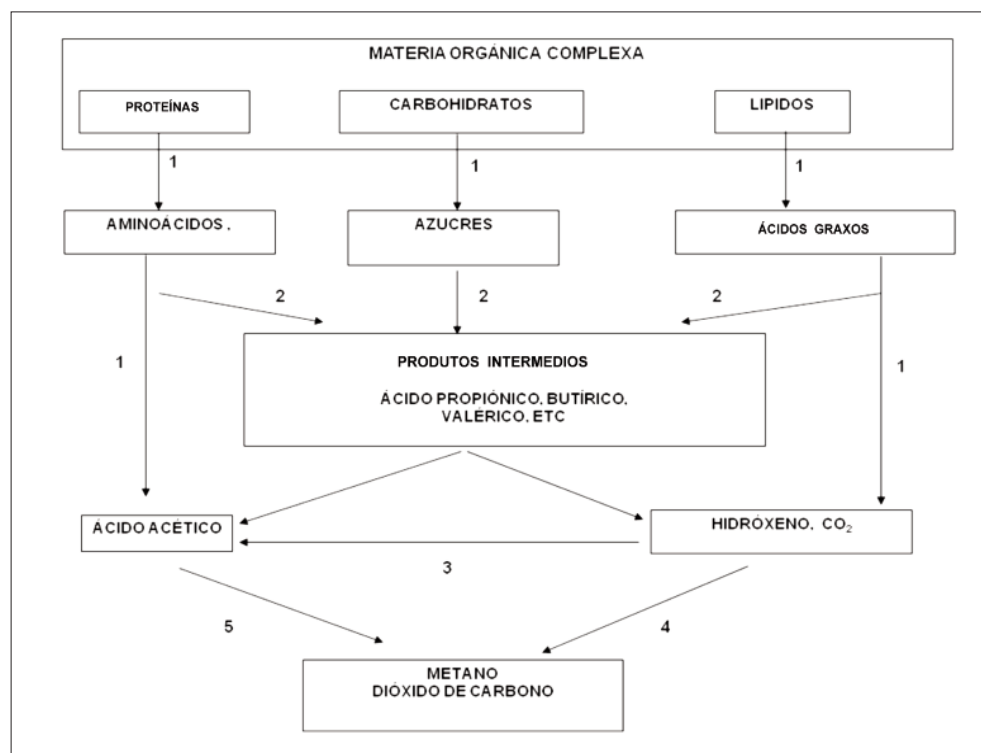


Figura 2. Etapas de dixestión anaerobia de materiais poliméricos. Os números indican a poboación de bacterias responsables do proceso: 1- bacterias fermentativas, 2- bacterias acetoxénicas, 3- bacterias homoacetoxénicas, 4- bacterias metanoxénicas hidroxenotróficas, 5- bacterias metanoxénicas acetoclásticas (Lema et al., 1992).

orgánica estea na forma de partículas sólidas, o paso limitante é habitualmente a hidrólise, proceso encimático cuxa velocidade depende da superficie da partícula. Adoito, esta limitación fai que os tempos de procesamento sexan por volta dunhas semanas (de dúas a catro). Para aumentar a velocidade, unha estratexia axeitada é realizar un pretratamento co fin de reducir o tamaño das partículas ou axudar á solubilización mediante diversos procesos (maceración, ultrasóns, tratamento térmico, presión alta ou unha combinación de altas presións e temperaturas).

3.2.2 Producción de metano

Para un sistema anaerobio, a DQO (demanda química de osíxeno) pode ser considerada un parámetro conservado, é dicir, a suma da entrada de DQO debe ser igual á suma das DQO de saída:

$$DQO_{\text{influyente}} = DQO_{\text{efluente}} + DQO_{\text{lodo purgado}} + DQO_{\text{biogás}} + DQO_{\text{acumulada}}$$

De se considerar un biogás composto exclusivamente de CH_4 e CO_2 , e tendo en conta que a DQO do CO_2 é nula, a DQO eliminada no residuo obtido correspondería á DQO obtida como metano, o que significa 2,86 kg DQO/ m^3 CH_4 ou 0,35 m^3 de CH_4 / kg de DQO eliminada (a $P = 1$ atm e $T = 0^\circ \text{C}$), ou 0,38 m^3 de CH_4 ($P = 1$ atm e 25°C). Así mesmo, tendo en conta a potencia calorífica do metano, estes valores corresponden aproximadamente a 3,5 $\text{kW}\cdot\text{h}/\text{kg}$ DQO eliminada, en unidades de enerxía primaria. Estes datos confiren lles aos sistemas anaerobios unha clara vantaxe sobre os sistemas anaerobios para o tratamento de residuos orgánicos e augas residuais, pois neles a enerxía necesaria para a transferencia de osíxeno é de preto de 1 $\text{kW}\cdot\text{h}/\text{kg}$ O_2 consumido.

3.3 CHAVES DA DIXESTIÓN ANAEROBIA: CODIXESTIÓN ANAEROBIA

3.3.1 Parámetros ambientais e operacionais

Os parámetros ambientais dos que se leva control refírense ás condicións que deben manterse para o correcto desenvolvemento do proceso. Estes son (Lema et al., 1992) os seguintes:

- O pH, que debe manterse preto de 7.
- A alcalinidade, para garantir a capacidade de tamponamento e evitar a acidificación. Recoméndase unha alcalinidade superior a 1,5 g/L de CaCO_3 .
- O potencial redox, con valores recomendados menores de -350 mV.
- Os nutrientes, con valores que garantan o crecemento dos microorganismos. A relación aceptable de DQO/N/ P é 600/7/1.
- Os tóxicos e inhibidores, cuxa concentración ten que ser a mínima posible.

Os parámetros operativos refírense ás condicións de traballo dos reactores (Soto et al., 1993):

- A temperatura. Pode ser operado na franxa psicrófila (temperatura ambiente), mesófila (temperaturas ao redor dos 35°C) ou termófila (temperaturas ao redor dos 55°C). As taxas de crecemento e de reacción aumentan coa temperatura, mais tamén a sensibilidade cara a algúns inhibidores, como o amoníaco. Así, na franxa termófila asegúranse maiores taxas de destrución de patóxenos, aínda que os organismos metanoxénicos son máis sensibles á acumulación de produtos intermedios como o AGV e o NH_4^+ .

- A axitación. Dependendo do tipo de reactor, debe transferirse ao sistema o nivel de enerxía necesario para favorecer a transferencia de substrato para cada poboación ou agregado bacteriano, así como homoxeneizar para manter baixas as concentracións medias de inhibidores.

- O tempo de retención hidráulica (TRH). É a relación entre o volume do dixestor e o caudal tratado, é dicir, correspóndese co tempo medio de permanencia de residuos no interior do reactor, baixo a acción de microorganismos. A figura 3 amosa a tendencia xeral da porcentaxe de eliminación de materia orgánica (expresada como sólidos volátiles, SV) e a produción específica de gas por unidade de volume do reactor, dependendo do HRT. Cómpre salientar que hai un mínimo por debaixo do cal o reactor perde a súa actividade (lavado), que a eliminación de materia orgánica segue unha tendencia asintótica cunha eliminación completa a tempo infinito, e que a velocidade de produción de gas por unidade de volume do reactor presenta un máximo para un tempo de retención correspondente a unha eliminación do substrato entre un 40 e un 60%.

- A velocidade de carga orgánica (VCO). É unha boa medida da cantidade de materia orgánica introducida no dixestor por unidade de volume e tempo. Os valores menores implican unha baixa concentración do influente e/ou un alto tempo de retención hidráulico. O aumento da VCO por riba dun valor dado implica unha redución na produción de gas por unidade de materia orgánica introducida (figura 4). O valor da VCO para aplicar terá un valor óptimo técnico/económico para cada unidade e residuo que vai ser tratado. Na figura 4 vese como a baixas concentracións de substrato, pequenas variacións na carga poden producir elevadas variacións na produción de biogás (dixestión húmida). Porén, para altas concentracións (dixestión seca, concentración de sólidos por riba do 20%), o sistema é máis estable.



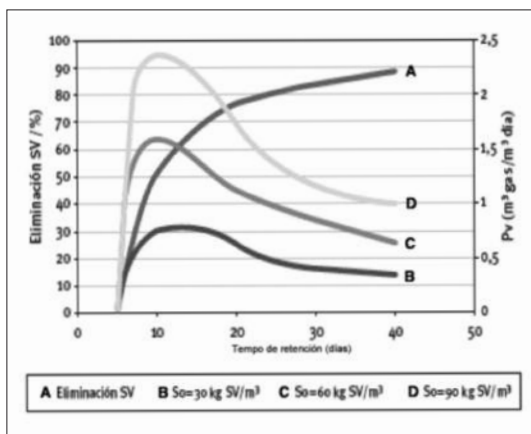


Figura 3. Eliminación de sólidos volátiles, SV (%) e producción volumétrica de gas, Pv (m^3 biogás/ m^3 dixestor · día) para un reactor anaerobio continuo de mestura completa, en función do tempo de detención hidráulica (Flotats e Palatsi, 2003).

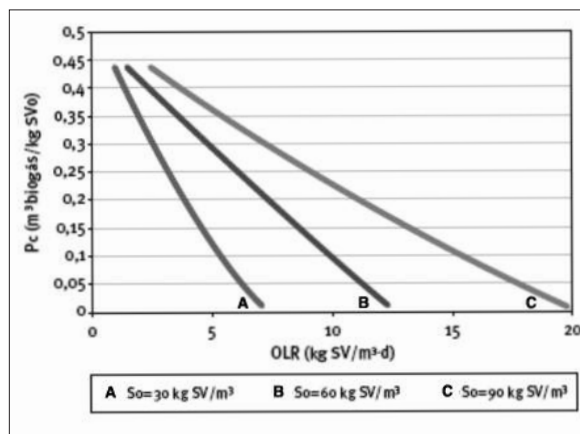


Figura 4. A produción de gas por unidade de carga en función da velocidade de carga orgánica (Flotats e Palatsi, 2003).

3.3.2 Potenciais e rendementos

A produción de metano ou biogás a partir dun residuo determinado dependerá do seu potencial (produción máxima posible), do tempo de retención, da velocidade de carga orgánica, da temperatura de funcionamento e da presenza de inhibidores (a táboa 1 mostra valores de referencia para dexeccións animais). Por outra banda, tempos de almacenamento superiores a tres meses poden reducir a súa capacidade de produción en máis dun 70% (Angelidaki e Ellegaard, 2003), xa que ten lugar un proceso de fermentación descontrolado, con emisión de gas metano á atmosfera.

En xeral, as dexeccións de bovino e porcino teñen un baixo rendemento por mor do seu alto contido de auga, aínda que este se incrementa notablemente coa presenza de material sólido biodegradable. Por exemplo, pódese atinxir $0,36 \text{ m}^3 \text{CH}_4/\text{kg}$ de SV se houber un 5% de sólidos totais cun 70% de compostos volátiles.

A produción de biogás a partir da fracción orgánica dos residuos municipais (FORM) depende da orixe e do pretratamento. Así, a recollida en bruto de residuos urbanos e a separación mecánica da fracción orgánica tradúcese en perda de materia orgánica biodegradable, o cal reduce o potencial de produción de metano. O potencial metanoxénico específico de FORM oscila entre 0,2 e $0,5 \text{ m}^3 \text{CH}_4/\text{kgSV}$ (Hartmann et al., 2003).

Os residuos orgánicos da industria alimentaria teñen potenciais de produción variables, aínda que son xeralmente elevados cando conteñen un alto contido lipídico. A táboa 2 amosa a produción do biogás por diversos tipos de residuos e nela pódese observar unha elevada produción para óleos vexetais.

O lodos de depuradoras presentan valores variables de produción de metano de acordo coa súa orixe. Así, os lodos de matadoiro presentan producións de metano máximas de $0,45 \text{ m}^3 \text{CH}_4/\text{kgSV}$, mentres que se están concentrados por centrifugación, coa utilización de floculantes, se reduce o seu potencial a $0,34 \text{ m}^3 \text{CH}_4/\text{kgSV}$ (Angelidaki e Ellegaard, 2003). Pola súa banda, os lodos procedentes de plantas de tratamento biolóxico de augas residuais presentan valores máis baixos por volta de 0,33 en $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg SV}$ na franxa mesófila e de 0,36 en réxime termófilo (Flotats, 1999), e presentan variacións segundo cal sexa a idade do lodo e o seu contido en lodos primarios ou secundarios.

Táboa 1.- Producción de metano de residuos gandeiros en función da temperatura (T), da velocidade de carga orgánica (VCO), do tempo de retención hidráulico (TRH) e do nitróxeno amoniacal.

Referencia	Substrato	T(°C)	VCO(kg DQO/m ³ · d)	TRH (d)	Potencial metanoxénico (m ³ /kg SV)
Angelidaki e Ahring (1993)	Esterco de bovino	55	3	15	0,05-0,150
Robbins et al. (1989)	Esterco de bovino	37	2,6	16	0,08-0,20
Hashimoto (1986)	Esterco de bovino	35	4,4	9	0,09-0,51
		55	7,8	9	0,29-0,30
Hansen et al. 1998	Esterco de porco	35-60	15	6	0,07 – 0,19
Hills et al. 1987	Esterco de porco	35	3,6 – 8,0	10	0,26-0,30
Van Velsen (1979)	Esterco de porco	30	2,7-4,0	15	0,32-0,33

Táboa 2. Potenciais de produción de biogás dalgúns residuos orgánicos da industria alimentaria (Angelidaki e Ellegaard, 2003).

Tipo	Contido orgánico	SV (%)	Biogás (m ³ CH ₄ /tonelada)
Intestinos + varios	Hidratos de carbono, proteínas e lípidos	15-20	50-70
Lodos de flotación	65-70% proteínas, 30-35% lípidos	13-18	90-130
BBO (terras filtrantes de óleos con bentonita)	80% lípidos, 20% outros orgánicos	40-45	350-450
Óleos de peixe	30-50% lípidos	80-85	350-600
Soro de queixo	75-80% lactosa, 20-25% proteínas	7-10	40-55
Soro de queixo concentrado	75-80% lactosa, 20-25% proteínas	18-22	100-130
Hidrolizados de carne e ósos	70% proteínas, 30% lípidos	10-15	70-100
Marmeladas	90% azucres, ácidos orgánicos	50	300
Aceite de soia (margarinas)	90% aceites vexetais	90	800-1000
Bebidas alcohólicas	40% alcohol	40	240
Lodos residuais	Hidratos de carbono, lípidos e proteínas	3-4	17-22
Lodos residuais concentrados	Hidratos de carbono, lípidos e proteínas	15-20	85-110



3.3.3 Codigestión anaerobia

O termo codigestión é usado para expresar a dixestión anaerobia combinada de dous ou máis substratos de residuos orgánicos de diferentes fontes. A principal vantaxe reside no aproveitamento das sinerxías da mestura, para compensar as deficiencias de cada un dos substratos distintos. A codigestión pode promoverse para obter unha serie de vantaxes:

- Aproveitar a natureza complementaria das composicións para permitir perfís de proceso máis eficientes.
- Compartir instalacións para o tratamento.
- Unificar metodoloxías de xestión.
- Equilibrar variacións temporais na composición e produción de cada residuo por separado.
- Reducir os custos de capital e operativos.

A codigestión de residuos orgánicos resultou ser unha metodoloxía de éxito tanto en operación termófila como mesófila (Hartmann et al., 2003). Obtivéronse bos resultados para mesturas de residuos gandeiros con varios tipos de residuos procedentes da industria de carne e matadoiros por seren ricos en graxa. Máis concretamente obtívose un rendemento elevado de metano que roldou os 47 m³ por tonelada de residuo introducido. Tamén se obtiveron bos resultados coa codigestión de lodos de depuradoras e a fracción orgánica dos residuos sólidos urbanos, a mestura destes con augas residuais urbanas (Angelidaki e Ahring, 1997), e a codigestión de lodos de depuradoras con residuos de froitas e vexetais (Dinsdale et al., 2000).

Os residuos urbanos e industriais poden conter altas concentracións de materia orgánica biodegradable e, polo tanto, ter un maior potencial de biogás que os residuos gandeiros. Con todo, estes residuos poden presentar problemas de dixestión por mor da deficiencia en nutrientes necesarios para o desenvolvemento de microorganismos anaerobios, da baixa alcalinidade ou do excesivo contido en sólidos que pode causar problemas mecánicos. Porén, os residuos gandeiros si poden ser unha boa base para a codigestión porque normalmente teñen un alto contido en auga,

	Residuos gandeiros	Lamas de depuración	FORM	Residuos industria alimentaria
Micro e macro nutrientes	↑	↑	↓	↓
Relación C/N	↓	↑ ↓	↑	↑
Capacidade tampón (alcalinidade)	↑		↓	↓
Materia orgánica biodegradable	↓	↑ ↓	↑	↑

Figura 5. Caracterización relativa á codigestión de diferentes residuos orgánicos (Flotats, 1999). FORM: Fracción orgánica dos residuos municipais.

unha elevada capacidade para a regulación do pH, e fornecen unha gran variedade de nutrientes necesarios para o crecemento de microorganismos anaerobios.

Na figura 5 amósanse as características relativas á codigestión. Dentro de cada nivel ou parámetro de caracterización, as frechas que conectan dous ou máis residuos indican un posible interese da mestura, de potencial valor para compensar entre eles as carencias que puideren ter por separado. A alcalinidade de lodos da EDAR presenta moita variabilidade é resulta difícil a súa caracterización relativa.

A codigestión non debe agochar prácticas de dilución de contaminantes, caso dos metais pesados, de aí que o control de calidade de residuos á entrada dunha instalación de codigestión colectiva sexa máis viable que nunha planta individual (a priori nunha granxa, por exemplo, o gandeiro vai ter dificultades para dispor e usar equipos de laboratorio con que realizar as análises necesarias). O dito, por tanto, pode ser un factor limitante para considerar ou imaxinar un escenario de plantas individuais de codigestión, a menos que se limite o tipo de residuos que se vai tratar nelas.

A táboa 3 mostra un resumo de estudos recentes sobre os potenciais metanoxénicos obtidos para varias combinacións de distintos tipos de residuos. A pesar dos bos resultados publicados en diferentes artigos, a combinación de diferentes tipos de residuos pode ter o perigo de introducir substancias tóxicas ou inhibidoras do proceso anaerobio. Por iso, resulta sempre necesario determinar a viabilidade da mestura, así como a proporción correcta de cada substrato e a optimización dos parámetros de proceso, tales como a temperatura, a velocidade de carga orgánica etc.

A introdución de substratos altamente degradables, propiedade apreciada para mellorar a produción de gas, pode causar problemas funcionais de sobrecargas orgánicas no reactor e liberar compostos que inhiben o crecemento de microorganismos. Así pois, é necesario realizar estudos de viabilidade de mesturas con que determinar a presenza de tóxicos ou inhibidores que poderían invalidar os novos residuos como cosubstrato.

3.3.4 Acondicionamento do substrato previo á produción de biogás

Con anterioridade á alimentación do reactor os residuos orgánicos deben ser acondicionados. O obxectivo destas operacións é introducir os residuos tan homoxeneamente como for posible coas condicións físico-químicas axeitadas para o proceso a que será sometido e evitar, así, elementos que poidan afectar aos equipos.

O acondicionamento dos residuos pode realizarse por pretratamento, redución de tamaño de partícula, espesamento, quecemento, control de pH, eliminación de metais e eliminación de axentes patóxenos.

Por último, cabe indicar que ao manexar determinados substratos, caso do esterco, é moi importante non almacenalo por moito tempo, xa que terá lugar unha biodegradación espontánea que afectará á produtividade en biogás na instalación.

3.3.5 Xestión dos residuos e dos subprodutos

Para que unha planta de dixestión anaerobia sexa rendible é esencial a garantía de abastecemento de materias primas, tanto en tempo como en calidade. Tamén é moi importante a homoxeneidade do substrato á entrada do reactor para acadar un



Táboa 3. Potencial específico de metano de varias mesturas de residuos orgánicos.

Referencia	Composición de substrato a codigestión	Producción de metano
Callaghan et al. (1999)	Esterco vacún (100%) Esterco vacún (78%) - R. pesqueiro (22%)	0,30 ^a 0,37 ^a
Murto et al. (2004)	Esterco porcino (83%) - R. industrial (17%) Esterco porcino (71%) - R. industrial (17%) - R. matadoiro (12%) Esterco porcino (66%) - R. industrial (17%) - R. Matadoiro (12%) - R. vexetais e froitas (5%)	0,56 ^a 0,62 ^a 0,68 ^a
Amon et al. (2006)	Esterco porcino (100%) Esterco porcino (94%) - Glicerina (6%) Esterco porcino (54%) - ensilado de millo (31%) - millo (15%) - Esterco porcino (52%) - ensilado de millo (29%) - millo (13%) - glicerina (6%)	0,22 ^a 0,62 ^a 0,34 ^a 0,44 ^a
Ferreira et al. (2007)	Esterco porcino (100%) Esterco porcino (95%) - R. de froitas (5%) Esterco porcino (90%) - R. de froitas (10%) Esterco porcino (85%) - R. de froitas (15%) Esterco porcino (70%) - R. froitas bioconvert. (30%)	3,2 ^b 7,5 ^b 8,4 ^b 9,9 ^b 16,3 ^b
Soldano et al. (2007)	Esterco vacuno - R. agrario - R. agroindustrial	0,74 ^a
Álvarez et al. (2010)	Esterco porcino (100%) Esterco porcino (88%) - R. pesqueiro (4%) - Glicerina (8%) Esterco porcino (84%) - R. pesqueiro (5%) - Glicerina (11%) Esterco porcino (79%) - R. pesqueiro (5%) - Glicerina (16%)	12,8 ^b 53,0 ^b 68,6 ^b 92,3 ^b

^a m³CH₄/kgSV; ^b m³CH₄/t substrato

alto rendimento en biogás. Por exemplo, en plantas de esterco pobres en materia orgánica, se se quere conseguir unha rendibilidade mínima cómpre o uso de efluentes doutras orixes do proceso, como por exemplo os lodos espesados.

Os subprodutos da dixestión anaerobia son a auga e o dixestato, e para a súa utilización posterior hai que ter en conta a lexislación e a composición do efluente do proceso. Moitas veces non se pode empregar tal e como saen do dixestor, senón que se ten que aplicar unha serie de tratamentos como a sedimentación e/ou secado, para a súa posterior utilización na irrigación, na fertilización de campos ou para a súa vendacompost.

3.4 DIAGRAMA E EXEMPLOS DE PLANTAS DE BIOGÁS EN ESPAÑA

A figura 6 amosa o diagrama dunha planta industrial de biogás, cunha tecnoloxía de mestura completa en vía húmida (concentración de sólidos inferior ao 20%) aplicando un axeitado sistema de axitación para unha boa homoxeneización e así evitar a formación de volumes mortos. Nun sistema de mestura completa, o HRT é igual ao tempo de retención de sólidos (TRS).

As instalacións deben dispor de tanques de almacenamento de cosubstratos, co seu propio sistema de alimentación ao dixestor, dependendo do tipo de substrato que se vai codixerir. Unha disposición frecuentemente usada consta de dous biodixestores en serie, de tal xeito que un dixestor pode operar en condicións hidrolíticas e o segundo en condicións metanoxénicas. En ambos, mais especialmente no dixestor metanoxénico, prodúcese biogás que se leva a un gasómetro de almacenamento e



posteriormente ao sistema de coxeración (CHP: Combined Heat and Power), que converte o biogás en enerxía calorífica (40% de rendemento) e electricidade (35% de rendemento). Pode ser común ter que facer unha limpeza do H₂S do biogás para evitar problemas nos motores de coxeración (permiten un máximo de H₂S de 2000 ppm-0,2% mentres que o biogás pode conter ata 1-1,5% de H₂S, dependendo do contido en sulfato dos cosubstratos que se van tratar).

O dixestato da planta pode levarse a un tanque de almacenamento, onde continúa a recollerse o biogás residual que xera, ou a unha fase de postratamento en que se acondiciona (secado, compostaxe etc.) para o seu uso como fertilizante na agricultura.

A produción eléctrica estimada dunha instalación de biogás depende da biodegradabilidade e potencial metanoxénico dos cosubstratos, da operación e control da planta (normalmente operados con velocidades de carga orgánica de 3-4 gDQO/L·d e tempos de retención hidráulica de 20-30 d e do rendemento do sistema de coxeración).

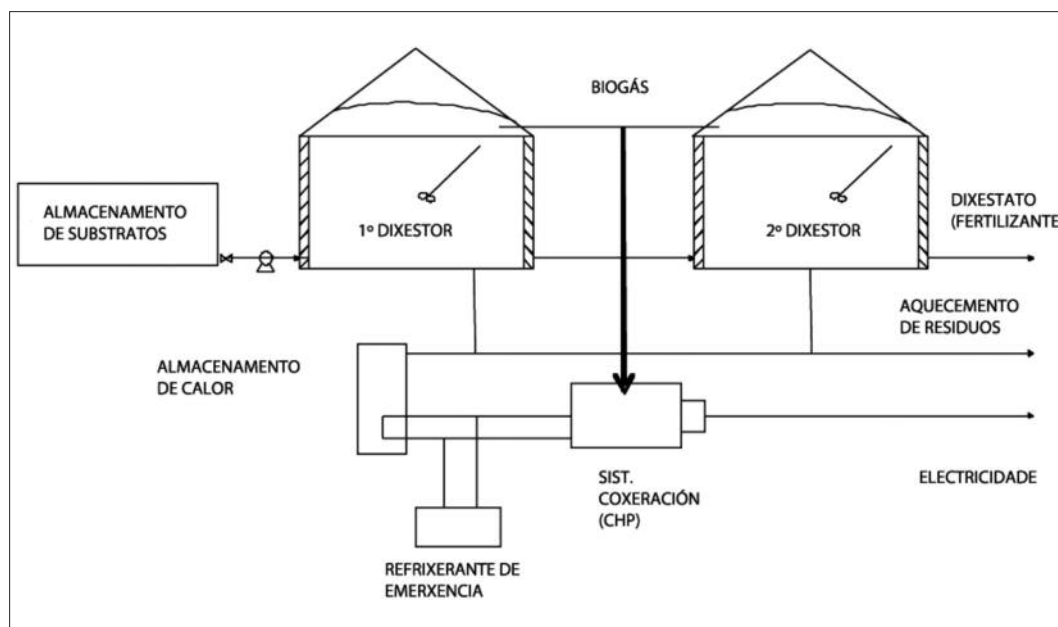


Figura 6. Diagrama das partes dunha planta de codigestión anaerobia (Flotats, 1999).

3.4.1 Planta de codigestión de Ecobiogas

Características xerais da planta

Este proxecto está situado en Vila-sana (Lleida, www.ecobiogas.es), onde a principal actividade da comarca é a gandaría e a agricultura. Concretamente, a planta está instalada nunha granxa de porcos con capacidade de 600 nais reprodutoras, 4.800 prazas de engorde, preto de 1.000 porcos e 2.500 prazas para a recría.

A chave para o éxito da planta de biogás (figura 5) radica no proceso de codigestión dunha mestura de esterco de porcos con residuos orgánicos xerados na comarca. O seu obxectivo é eliminar o problema do esterco, pois na explotación xéranse preto de 11500 m³ de esterco ao ano, que tradicionalmente se aplican no campo, o cal xera graves problemas de contaminación das augas subterráneas.

Dado o exceso de enerxía calorífica xerada na refrixeración do motor, e ante a



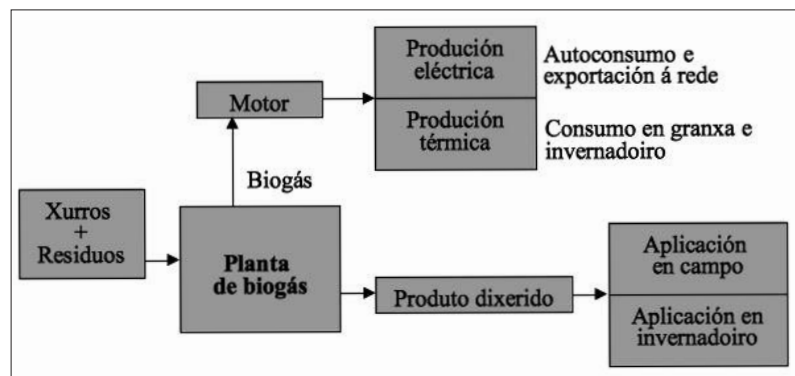


Figura 7. Diagrama funcional da planta de biogás de Ecobiogas.

inminente instalación doutro sistema xemelgo, estase a estudar a posibilidade de utilizar a enerxía para calefactar algunha das naves de animais (a dos leitóns, por exemplo) e así mellorar as condicións de desenvolvemento os animais. Tamén se pensa en aproveitar a calor excedente para quentar un invernadoiro de produción hortícola situado preto do motor-xerador. E, finalmente, considérase a posibilidade de producir frío por absorción para aproveitar a enerxía excedente no verán e con ela arrefriar algunha nave (a das nais, por exemplo).

Operación da planta e resultados

O proceso de codigestión anaerobia comeza coa descarga do material que se vai procesar en dous tanques (figura 8), un de sólidos e outro de líquidos. Por se tratar dunha codigestión, o material para dixerir é unha mestura de esterco (70%) da propia granxa e doutros residuos orgánicos (30%) da comarca, como derivados do alcohol, derivados de aceites vexetais, lodos de tratamento de augas industriais, derivados de froitas, cebola e leite etc. O seu deseño permite tratar ata 11 500 m³/ano de esterco e 4300 t/ano de residuos orgánicos, mentres que a súa potencia eléctrica é duns 380 kW, aínda que a produción de biogás permitiría alimentar outro motor análogo ao existente.

Dende os depósitos, o material mesturado en proporcións axeitadas entra na planta de dixestión, que consta de dous dixestores anaerobios que operan en serie (figura 7). Cada biodixestor ten un volume de traballo de 1.270 m³ o cal fai un total de 2.540 m³. Os produtos deste proceso son, por unha banda, o biogás e pola outra a biomasa dixerida; o primeiro alimenta un motor de combustión interna para xerar electricidade para consumo e exportación á rede, a segunda aplícase para uso en campo ou invernadoiro.

A operación da planta é progresiva e actualmente traballa con 9.000 m³/ano de esterco e 2200 t/ano de residuos orgánicos, o cal dá lugar a produción de biogás de preto de 800 000 m³/ano. O motor instalado funciona as 24 horas do día, a plena capacidade, o cal xera preto de 1.528 MW·h/ano e un excedente térmico de 1.710 MW·h/ano. Ademais dos beneficios económicos, este proxecto é unha solución ambiental para os residuos da comarca, pois reduce a carga de cheiros unhas 95 veces en relación ao esterco fresco. Para alén do dito, o biofertilizante é máis homogéneo, os nutrientes están máis mineralizados e a absorción por parte dos cultivos é mellor. Deste xeito, necesítase un menor uso de fertilizantes químicos e spróvócase unha menor contaminación do solo e da auga.

O investimento feito até agora foi dun 1.080.000 €, cunha subvención pública do 40%. Nun futuro próximo, a idea é ampliar as instalacións cun segundo equipo de coxeración, o cal implica un investimento de 300.000 €.



Figura 8. Fotos da descarga de substrato e dos dixestores de Ecobiogas.

3.4.2 Planta de tratamento de esterco TRACJUSA

Características xerais

A planta de TRACJUSA (figura 8) está situada no concello de Juneda (Lleida) e aplica o proceso de VALPUREN para o tratamento dos residuos da comarca circundante. En concreto, recibe e procesa excedente de esterco de gando de 180 membros asociados.

Estes gandeiros organizaron un plan de xestión conxunto que engloba todos os estercos xerados na comarca para a súa xestión nas terras agrícolas e nas dúas plantas de tratamento na comarca de Les Garrigues. Do total de esterco producido na comarca, o 60% trátase nas plantas e o resto emprégase como fertilizante: un 20% é administrado pola sociedade de gandeiros e o resto xestiónao cada gandeiro por conta propia, mais sempre informando á asociación, o cal é esencial para o éxito da xestión do abastecemento de esterco na planta.

Con este proxecto preténdese resolver de raíz o problema dos excedentes de esterco a un custo razoable polos gandeiros e recuperar máis do 95% do N e practicamente todo o P e K. Así mesmo, a biodixestión elimina unha gran parte do cheiro e recupérase unha parte significativa do contido enerxético dos residuos na forma de biogás.

A planta trata 100.000 t/ano de esterco e xera uns 16,3 MW·h (5-8% procedente do biogás e o resto de gas natural) así como 6000 t/ano de fertilizantes, cunha composición NPK: 7-4-7, e un 40% de materia orgánica. Os ingresos da planta orixínanse por tres vías: electricidade 95%; fertilizante peletizado 1-2%; e canon de tratamento e xestión 1-2%.

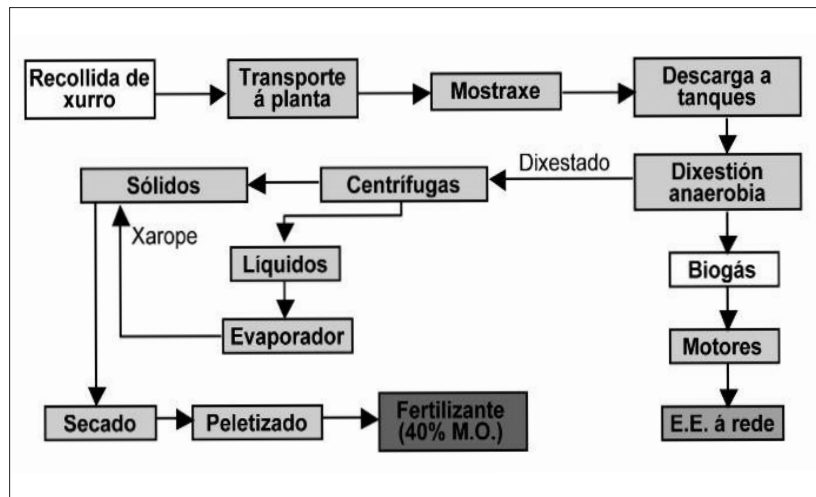


Figura 9. Esquema da planta de biogás de TRACJUSA.



Operación

O proceso comeza cando o esterco é transportado das granxas e chega á planta en camiións ou tractores con cisterna. Os vehículos pénsanse nunha báscula, descargan mediante unha bomba que vehiculiza uns 300 m³/h, e volven á báscula para o cálculo do esterco descargado. Antes da saída, o vehículo é desinfectado se vai cara a outra granxa para así evitar unha posible transmisión de infeccións ou enfermidades. A figura 8 mostra as fotos de diferentes partes da planta.

Unha vez descargado o esterco, almacénase nun dos tres tanques de almacenaxe, que alimentan os dixestores de 3.000 m³ que operan a 37,5 ° C, cun TRH de 21 días. Alén do biogás, que se almacena nun gasómetro antes da utilización no motor, os produtos da dixestión son: a) o dixestato, que é concentrado por centrifugación até un 25-30% da fracción sólida; e b) a fracción líquida, que é neutralizada con ácido sulfúrico para a fixación de nitróxeno amoniacal; posteriormente trátase nun evaporador onde a auga se emprega para a irrigación e o concentrado se engade á fracción sólida.

A seguir, realízase un secado indirecto que produce vapor de auga e un fertilizante cunha relación N/P/K de 7/4/7 e un 40% de materia orgánica. Debido ao proceso de secado, a demanda da central é moi superior á produción de biogás e a unidade de coxeración dispón de 6 motores (2,7 MW en total), dos cales só un deles é alimentado por biogás. Globalmente, a unidade de coxeración da planta aliméntase cun 5-8% de biogás producido nos dixestores e cun 92-95% de gas natural.

A auga de refrixeración do motor emprégase para quentar os dixestores a unha temperatura aproximada de 37,5 ° C. Pola súa banda, os gases da combustión pasan á caldeira de vapor e despois ao secadoiro. O vapor úsase no evaporador de película descendente que se emprega para concentrar a fracción líquida neutralizada.

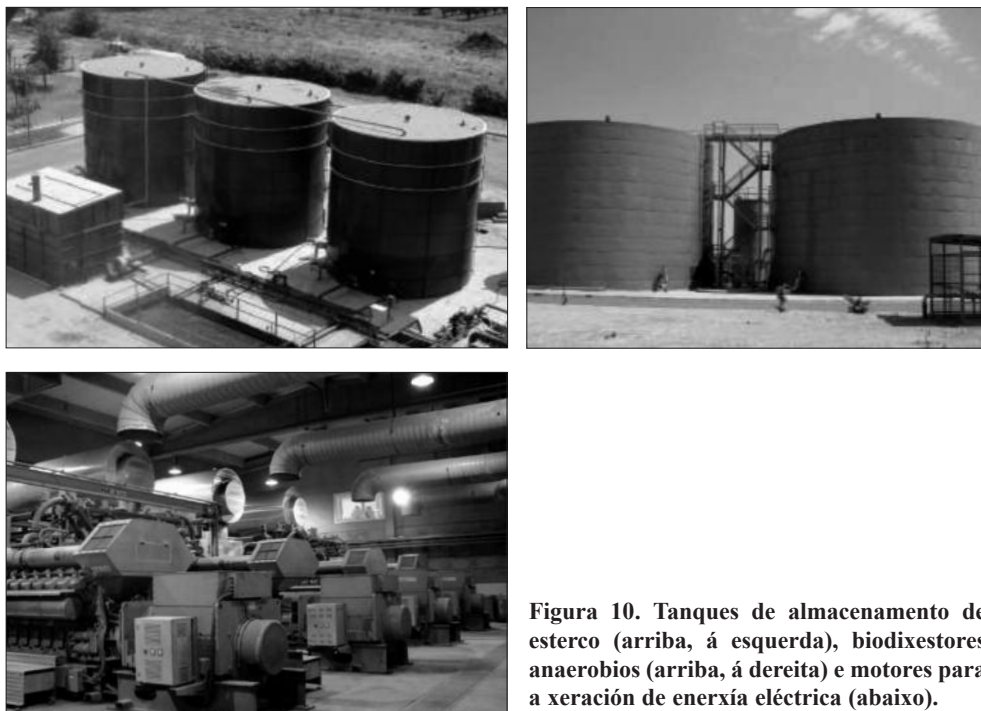


Figura 10. Tanques de almacenamento de esterco (arriba, á esquerda), biodixestores anaerobios (arriba, á dereita) e motores para a xeración de enerxía eléctrica (abaixo).

Mellora da planta mediante codixestión

Tendo en conta a baixa produción de biogás, por mor da mala calidade do esterco como precursor de biogás, desde hai dous anos faise unha codixestión con resi-

duos dun matadoiro de paspallás que supón un 3% da masa total. Os resultados da proba de produción de biogás con ou sen codigestión son contundentes: con só esterco prodúcese 12 m³ de biogás/t de substrato mentres que incorporando un 3% ou un 6% de residuos do matadoiro a produción dispárase até 20 m³/t e 29 m³ de biogás/t, respectivamente.

REFERENCIAS

- Álvarez, J. A. / Otero, L. / Lema, J. M. (2010): "A methodology for optimising feed composition for anaerobic co-digestion of agro-industrial wastes", *Bioresour. Technol.*, 101: 1153-1158
- Amon, T. / Amon, B. / Kryvoruchko, V. / Bodiroza, V. / Pötsch, E. / Zollitsch, W. (2006): "Optimising methane yield from anaerobic digestion of manure: Effects of dairy systems and of glycerine supplementation", *Inter. Congress Series*, 1293: 217-220.
- Angelidaki, I. / Ahring, B. (1993): "Thermophilic anaerobic digestion of livestock waste: effect of ammonia", *Applied Microbiol. Biotechnol.*, 38: 560-564.
- Angelidaki, I. / Ellegaard, L. (2003): "Codigestion of manure and Organic wastes in centralized biogas plants", *Applied Biochem. Biotechnol.*, 109: 95-105.
- Callaghan, F. J. / Wase, D. A. J. / Thayanythy y Forster, C.F. (1999): "Co-digestion of waste organic solids: Batch studies", *Bioresour. Technol.* 67: 117-122.
- Dinsdale, R.M. / Premier, G.C. / Hawkes, F.R. / Hawkes, D. L. (2000): "Two stage anaerobic codigestion of waste activated sludge and fruit/vegetable waste using inclined tubular digesters", *Bioresour. Technol.*, 72: 159-168.
- Ferreira, L. / Duarte, E./ Silva, C. / Malfeito, M. (2007): "Fruit wastes bioconversion for anaerobic co-digestion with pig manure. Process development for the recycling in decentralised farm scale plants", en *Proceedings of the International Conference Progress in Biogas*: 135-140 (Stuttgart, Germany).
- Flotats, X. / Bonmatí, A. / Campos, E. / Antúnez, M. (1999): "Ensayos en discontinuo de codigestión anaerobia termofílica de estercoles de cerdo y lodos residuales", *Información Tecnológica*, 10 (1): 79-85.-
- Flotats, X. / Palatsi, J. (2003): "Tecnologías de tratamiento de estercoles de cerdo", *Nuestra Cabaña*, 323: 48-57.
- Hansen, K. H. / Angelidaki, I. / Ahring, B. K. (1998): "Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia", *Water Res.*, 38: 5-12.
- Hartmann, H./ Angelidaki, I. / Ahring, B. K. (2003): "Co-digestion of the organic fraction of municipal waste with other waste types" en Mata-Álvarez (ed.), *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes* (IWA Publishing, UK).
- Hashimoto, A. G. (1986): "Ammonia inhibition of methanogenesis from cattle wastes", *Agricul. Wastes*, 17: 241-261.
- Hill, D. T. / Bolte, J. P. (1987): "Modelling fatty acid relationships in animal waste anaerobic digesters", *Trans. ASAE*, 30 (2): 502-508.
- Lema, J. M. / Méndez, R. / Soto, M. (xaneiro 1992): "Bases cinéticas y microbiológicas en el diseño de digestores anaerobios", *Ingeniería Química*, 24(273): 191-201.
- Murto, M. / Björnsson, L. / Mattiasson, B. (2004): "Impact of food industrial waste on anaerobic co-digestion of sewage sludge and pig manure", *J. Environ. Manag.*, 70: 101-107.
- Robbins J. E. / Gerhardt S. A. / Kappel T. J. (1989): "Effects of total ammonia on the digestion of and an example of digester performance from cattle manure protein mixtures", *Biol Wastes*, 27: 1-14
- Soldano, M. / Fabbri, C. / Piccinini, S. (2007): "Co-digestion plant in dairy cattle farm in Emilia Romagna region (Italy)" en *Proceedings of the International Conference Progress in Biogas*:95-99 (Stuttgart, Germany).
- Soto, M. / Méndez, R. / Lema, J. M. (outubro 1993): "Operación y control de digestores anaerobios (II)", *Ingeniería Química*, 25 (295):131-136.
- Van Velsen, A. F. M. (1979): "Adaptation of methanogenic sludge to high ammonia-nitrogen concentrations", *Water Res.*, 13: 995-999.-



- Weiland, P. (2000): "Anaerobic waste digestion in Germany-Status and recent developments", Biodegra., 11 (6): 415-421.