

## **GENERALITÀ SUL TRATTAMENTO ANAEROBICO** **DI REFLUI MOLTO CONCENTRATI**

### **Introduzione**

Fin dalle prime applicazioni dei processi anaerobici nella depurazione delle acque (Youg and Mc Carty, 1969) l'interesse rivolto a questo tipo di trattamento è cresciuto costantemente, in particolare nei casi relativi a trattamenti di reflui di tipo industriale. Nonostante alcuni aspetti dei processi anaerobici applicati alla depurazione delle acque siano ancora poco conosciuti, dagli anni '80 ad oggi si sono fatti molti passi avanti nella comprensione sia delle fasi del processo che della microbiologia caratteristica. Tutto ciò ha portato alla evoluzione dei sistemi di trattamento anaerobici sia dal punto di vista tecnologico che teorico.

Nelle sue prime realizzazioni impiantistiche il processo anaerobico è stato utilizzato per il trattamento di materiale organico complesso come i fanghi provenienti da impianti di depurazione acque o reflui molto concentrati e particolarmente biodegradabili come quelli provenienti da alcune attività dell'industria alimentare (Steffen and Bedker, 1961; Lettinga, 1980; Borzacconi, 1995; Zoutberg, 1999), più recentemente sono stati sviluppati numerosi studi di trattabilità anaerobica di reflui acquosi di particolare refrattarietà (Holliger, 1988; Weiland, 1991; Di Pinto, 1995; Kleerebezem, 1999; van der Zee, 2001) e strutturazioni tecnologiche sempre più efficaci assieme a promettenti dispositivi di controllo del processo (Lettinga, 1991 e 1997; van Lier, 1994 e 2001; Rozzi, 1997 e 1999).

Alcune correnti di pensiero non ritengono vantaggiosa l'applicazione della tecnologia anaerobica per la depurazione delle acque, altre al contrario ne esaltano le potenzialità. In ogni caso l'orientamento della ricerca e lo sviluppo degli impianti di depurazione a scala reale relativi al processo anaerobico hanno risentito delle inclinazioni e sensibilità territoriali riguardo la fiducia verso questa tecnologia (Lettinga, 2001).

E' comunque importante osservare che la recente tendenza della comunità tecnico-scientifica a destinare sempre maggiore attenzione verso lo studio e l'applicazione di sistemi per la depurazione delle acque che accordino la protezione ambientale e la conservazione delle risorse, porterà ad assegnare sempre maggiore importanza ai sistemi anaerobici di depurazione che ben si inseriscono in questa prospettiva.

Alcuni sostenitori di questa tecnologia ritengono che i rallentamenti relativi alla diffusione dei sistemi anaerobici nella depurazione delle acque siano dovuti in maggior misura ad aspetti sociali ed economici piuttosto che tecnologici, e che l'innovazione portata da questi sistemi ha difficoltà a radicarsi perché potrebbe sconvolgere interessi ed economie consolidate.

Non può essere negato comunque che la conoscenza, lo sviluppo, il sostegno e la diffusione dei sistemi anaerobici, in futuro potranno influire su aspetti ambientali fondamentali quali il raggiungimento di un migliore bilancio ecologico, poiché possono essere applicati per l'abbattimento di carichi inquinanti assieme alla produzione di energia da fonte rinnovabile, e sugli ambiti sociali ed economici

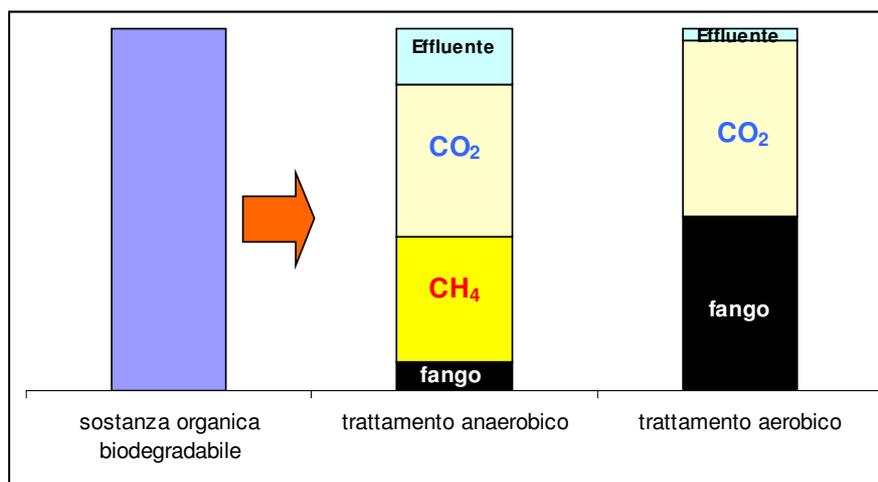
inducendo una maggiore consapevolezza pubblica del problema inquinamento-depurazione (Lettinga, 2001).

La limitata biodegradabilità di numerosi composti chimici prodotti dall'industria può causare a lungo andare un accumulo di inquinanti pericolosi nella biosfera, in generale, ed in particolare nei tessuti di vari organismi, con il pericolo che tali sostanze risalgano la catena alimentare fino a raggiungere l'uomo dove, a causa della loro tossicità, possono arrecare danni irreversibili alla salute.

Il trattamento di queste sostanze deve essere effettuato in maniera tale da evitare accumuli e in questo senso la tecnologia anaerobica fornisce il duplice vantaggio di essere in molti casi più efficace di quella aerobica (Blum, 1986; Holliger, 1988; Lettinga, 1997) e di non produrre grosse quantità di fanghi che devono essere successivamente smaltiti.

In definitiva, l'interesse verso i processi anaerobici di depurazione non è solo legato ad alcuni innegabili vantaggi quali la produzione di metano e la ridotta produzione di fanghi, ma può essere ricondotto ad una sfera più ampia legata alle nuove opportunità alternative-migliorative di difesa dall'inquinamento ambientale.

Il confronto tra i processi anaerobici e i più tradizionali processi aerobici (Vachten, 1989) utilizzati nella rimozione degli inquinanti organici nelle acque reflue può essere sintetizzato in una rappresentazione grafica come quella di figura 1. Data una certa quantità di sostanza organica inquinante biodegradabile (in questo caso si semplifica molto il concetto di biodegradabilità a scopo rappresentativo) è possibile convertire-degradare-eliminare tale inquinamento mediante le due tecnologie ottenendo dei prodotti e dei residui di base. In determinate condizioni, l'energia utilizzata per il processo aerobico è maggiore rispetto a quella relativa al processo anaerobico che può fornire l'elemento energetico utile metano, similmente la produzione di fanghi del trattamento aerobico è maggiore di quella anaerobica, d'altra parte i residui di sostanza organica inquinante all'effluente a seguito di un trattamento anaerobico sono maggiori rispetto a quello aerobico. Il confronto, come già osservato, va comunque fatto in un'ottica più ampia non solamente basata sulle valutazioni tradizionali che tengono conto unicamente degli aspetti tecnologici ed economici.



**Figura 1: Rappresentazione schematica della diversificata conversione della sostanza organica inquinante nei due trattamenti aerobico ed anaerobico.**

## Generalità sul processo biologico anaerobico

Alcuni principi biochimici fondamentali regolano le condizioni alla base dei processi della biotecnologia anaerobica. Le trasformazioni biologiche, in estrema sintesi, avvengono in genere a mezzo di ossidoriduzioni biochimiche che comportano la rimozione di atomi di idrogeno tramite l'azione di enzimi e coenzimi.

I batteri anaerobi, autori delle degradazioni-depurazioni biologiche, possono usare come ultimo accettore di idrogeno l'ossigeno legato, l'azoto e lo zolfo, che trovano nelle molecole del substrato circostante. A seconda della loro specificità si distinguono in: riduttori di composti organici, produttori di metano, riduttori di solfati, riduttori di nitrati e di nitriti. L'energia viene fornita al batterio dalla catena di trasformazioni che coinvolgono l'idrogeno e viene immagazzinata nelle energie di legame di particolari coenzimi.

Nell'ultimo ventennio le conoscenze sulla microbiologia dei sistemi anaerobici si sono evolute notevolmente anche se rimangono ancora delle incertezze relative ad alcune fasi.

In generale, i processi biologici anaerobi che interessano la depurazione delle acque reflue si sviluppano in assenza di ossigeno disciolto, a mezzo di specifici microrganismi, il cui *metabolismo* prevede l'utilizzo dell'ossigeno legato alle molecole dei composti organici ed inorganici presenti nel liquame, che pertanto vengono attaccate e degradate. Un controllo specifico del processo anaerobico presuppone la conoscenza sia del tipo di ossidazione chimica impiegata nel *catabolismo* (fase distruttiva del metabolismo) sia dei materiali prodotti per la crescita e la riproduzione nell'*anabolismo* (insieme dei processi di sintesi del metabolismo). Dal primo processo si ottengono informazioni sui prodotti finali della trasformazione (cataboliti); dal secondo si ricavano le aggregazioni (colonie batteriche), che si presentano sotto forma di fiocchi o granuli microbici.

Nei processi anaerobici, in condizioni opportune, la degradazione del substrato inquinante avviene attraverso la produzione di biogas (principalmente metano ed anidride carbonica) e la formazione di colonie batteriche di vario tipo. In prima approssimazione è possibile individuare tre gruppi fisiologici di batteri coinvolti nella conversione delle sostanze organiche a metano.

Ad un primo gruppo di batteri idrolitici e fermentativi è affidato il compito di degradare le molecole organiche complesse ad acidi grassi, alcoli, anidride carbonica, ammoniaca ed idrogeno, un secondo gruppo di microrganismi, costituito da batteri produttori di idrogeno e di acetati, è responsabile della conversione delle sostanze precedentemente generate in idrogeno, anidride carbonica e acido acetico. Il terzo gruppo di batteri, i metano batteri, trasformano l'idrogeno, l'anidride carbonica o l'acetato in metano. L'opera di queste strutture batteriche procede in sequenza percorrendo a catena tutte le fasi precedentemente menzionate. Un importante aspetto legato alla degradazione anaerobica dei substrati è l'identificazione della fase limitante del processo, solitamente tale fase è quella metanigena ma recenti studi tendono ad evidenziare che anche le altre fasi possono essere limitanti in relazione alle condizioni del processo. In particolare mentre vi è una buona affinità con il substrato da parte dei metanogeni idrogenotrofi non lo stesso vale per gli acetotrofi dove i substrati vengono rimossi solo fino a valori vicini alla saturazione (questa è una delle ragioni che spinge a considerare il trattamento anaerobico delle acque solo un pretrattamento).

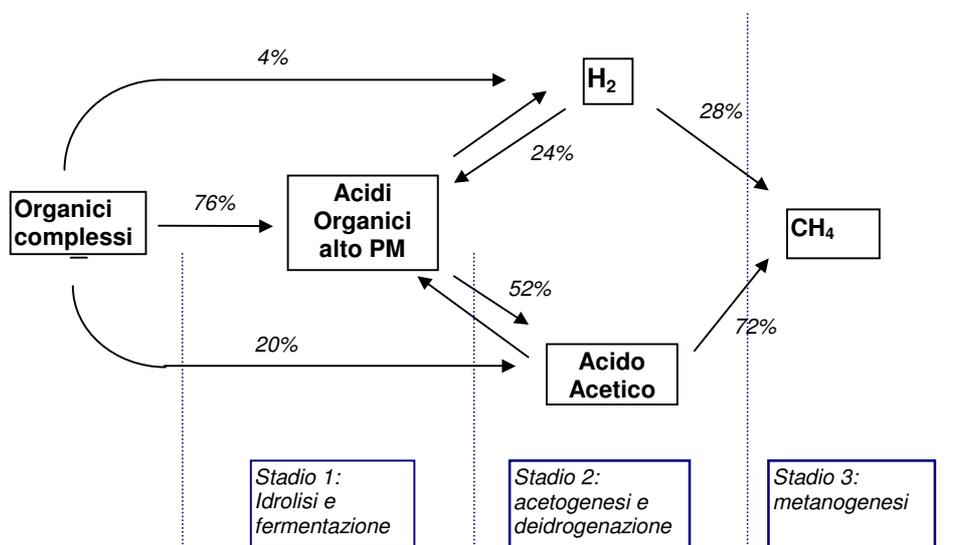
Nelle applicazioni più comuni del trattamento delle acque reflue mediante processo anaerobico, il carico organico assimilabile è convertito principalmente in metano (CH<sub>4</sub>) e anidride carbonica (CO<sub>2</sub>) per mezzo di microrganismi normalmente mesofili (microrganismo adattato, per la propria crescita, ad un intervallo ottimale di temperatura compreso fra i 30 e i 40 °C), tuttavia è possibile un funzionamento biologico anaerobico anche in regime termofilo (T>40 °C) e in condizioni psicrofile (T< 30 °C). Va osservato che le variazioni repentine di temperatura sono solitamente dannose allo sviluppo normale del processo per questo è necessario condurlo a temperatura pressoché costante.

L'abbattimento anaerobico del carico organico può essere dunque, in generale, descritto da un processo a quattro stadi con la produzione di diversi metaboliti intermediari, come schematicamente presentato nella tabella 1:

**Tabella 1: Metaboliti intermediari del processo di abbattimento anaerobico**

| PROCESSO     | PRODOTTI DEL PROCESSO                              | GRUPPI BATTERICI                      |
|--------------|--|---------------------------------------|
| IDROLISI     | monosaccaridi e monomeri solubili di altro tipo    | lipolitici, proteolitici, cellulitici |
| ACIDOGENESI  | acidi grassi, idrogeno, alcoli, anidride carbonica | fermentanti acidogenici               |
| ACETOGENESI  | acido acetico e idrogeno                           | fermentanti acetogenici               |
| METANOGENESI | metano e anidride carbonica                        | metanogeni                            |

Il processo di bioconversione delle sostanze organiche complesse in biogas è quindi suddivisibile in quattro sottoprocessi e, semplificando, tre stadi che effettivamente lo compongono: l'idrolisi e l'acidogenesi (o fermentazione), l'acetogenesi, la metanogenesi (figura 1).



**Figura 2: Rappresentazione schematica del processo di bioconversione delle sostanze organiche complesse in metano attraverso i vari stadi.**

## Strutture tecnologiche nel trattamento anaerobico delle acque

Le configurazioni reattoristiche che vengono scelte per un impianto di trattamento reflui di tipo anaerobico hanno implicazioni innanzitutto sul rapporto SRT/HRT (Solid Retention Time/ Hydraulic Retention Time). In generale, in qualsiasi tipo di impianto è auspicabile una buona stabilità di processo con la minima produzione di fango e questo implica un valore massimo di SRT, d'altra parte per ridurre al minimo le dimensioni del reattore si deve tenere il più basso possibile il parametro HRT. Dati  $Q$ = portata in ingresso ( $m^3/d$ ),  $Q_w$ = portata solidi in uscita ( $m^3/d$ ),  $V$ = Volume reattore ( $m^3$ ),  $X$ = Concentrazione di solidi nel reattore ( $kgVSS/m^3$ ),  $X_w$ = Concentrazione di solidi di supero ( $kgVSS/m^3$ ) si definiscono:

$$\text{HRT: } T_d = \frac{V}{Q} \text{ (d);} \quad \text{SRT: } E_f = \frac{V \cdot X}{Q_w \cdot X_w} \text{ (d)}$$

Le prime configurazioni di reattori anaerobici per la depurazione delle acque sono stati i reattori CSTR (Continuous Stirred Tank Reactor) a completa miscelazione dove  $SRT/HRT=1$ , un miglioramento di questi sistemi è stato raggiunto inserendo un separatore di solidi con eventuale ricircolo per incrementare il rapporto SRT/HRT (reattori anaerobici a contatto). In seguito furono sviluppati i reattori con biomassa fissa che, aumentando il rapporto SRT/HRT, hanno consentito il vero salto di qualità dei sistemi anaerobici per la depurazione delle acque.

Un'altra distinzione fondamentale nelle applicazioni può essere introdotta in base al parametro di dimensionamento: carico organico volumetrico, in questo caso distingueremo sistemi a basso e ad alto carico, considerando l'apporto volumetrico giornaliero di sostanza degradabile al reattore.

Dati  $Q$ = portata in ingresso ( $m^3/d$ ),  $V$ = Volume reattore ( $m^3$ ),  $(S_s+X_s)$ = Concentrazione di organico in ingresso (come COD: Chemical Oxygen Demand)( $kgCOD/m^3$ ), possiamo definire:

$$\text{Carico organico volumetrico: } C_{V,S} = \frac{Q(S_s + X_s)}{V} \text{ (kgCOD/m}^3 \text{ d)}$$

Nel trattamento biologico anaerobico di reflui il processo anaerobico a basso carico viene sviluppato normalmente in semplici reattori a biomassa sospesa nei quali si aumenta il SRT relativamente al HRT attraverso la combinazione della sedimentazione e dell'accumulo, questi ultimi sono consentiti dalla tipicamente discreta miscelazione che avviene attraverso l'aggiunta del refluo e lo sviluppo del biogas. In questi sistemi spesso si formano tipiche schiume in superficie e si possono generare odori molesti.

La progettazione si basa molto sull'esperienza e sul riferimento a impianti già funzionanti con buone combinazioni di SRT, HRT e tipologia di refluo. Questi processi sono caratterizzati solitamente da carichi organici nell'intervallo  $2-5 \text{ kgCOD/m}^3 \text{ d}$  con tempi di ritenzione idraulica da 5 a 15 giorni.

Nei processi anaerobici ad alto carico, diversamente dai precedenti, sussiste una sostanziale differenza tra SRT e HRT. In questo caso trattenendo la biomassa più a lungo nel reattore si eleva il SRT con un aumento generale del rendimento del processo.

I meccanismi per trattenere la biomassa sono molteplici, tra questi la formazione di caratteristici agglomerati sedimentabili, l'uso di configurazioni reattoristiche particolari e l'utilizzazione di supporti su cui far crescere la biomassa dentro il reattore. Conseguentemente sono varie e variamente combinate le strutture reattoristiche che fungono allo scopo (figura 3).

Per le applicazioni pratiche e per l'impiego a grande scala i sistemi più promettenti sono senz'altro basati su processi anaerobici ad alto carico.

I carichi massimi tradizionali per i sistemi anaerobici ad alto carico si aggirano intorno all'intervallo 6-20 kgCOD/m<sup>3</sup> d, sebbene prove pilota abbiano dimostrato che si possano far funzionare sistemi anaerobici mesofilici anche con carichi notevolmente superiori (analoghi riferimenti possono essere tratti considerando il carico per unità di biomassa: i valori in questo caso si aggirano intorno a 2-3 kgCOD/kgVSS d).

I reattori anaerobici per la depurazione delle acque ad alto carico sono in generale funzionanti a temperature in campo mesofilico, tuttavia negli ultimi anni sta emergendo un particolare interesse per l'uso di questi reattori a temperature più elevate per trattamenti di reflui particolarmente complessi.

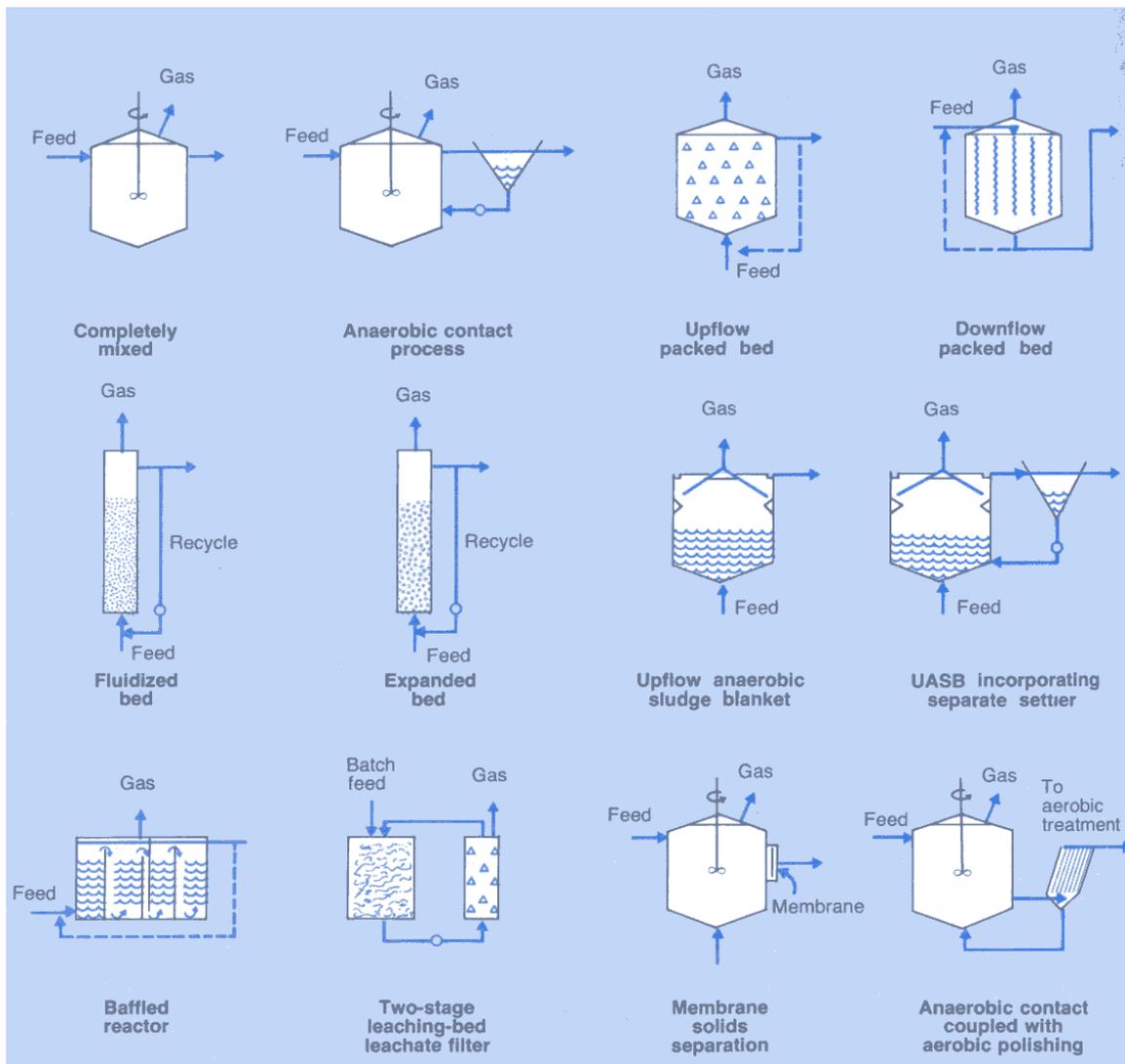
Il trattamento di reflui mediamente poco concentrati (< 1 g/L) a basse temperature (15-20 °C) è applicabile tenendo conto di certe condizioni: valori molto elevati di SRT in corrispondenza di alti valori dei tempi di ritenzione idraulica e contatto ottimale tra la biomassa e il refluo nel reattore. Tali caratteristiche possono essere ottenute, per esempio, in sistemi chiamati EGSB (Expanded Granular Sludge Bed) anche con valori di carico organico volumetrico anche superiori a 10 kgCOD/m<sup>3</sup> d (notevoli possibilità presenta anche l'impiego di una reattoristica a più stadi e la selezione preliminare dei solidi sospesi) (Van Lier, 2001).

L'impiego di sistemi anaerobici a basse temperature è particolarmente interessante nel campo del trattamento di reflui dell'industria delle bevande (es. birrerie) dove vi sia una concentrazione di COD al di sotto di 1 g/L, buoni risultati depurativi si sono ottenuti in questo caso in impianti sia a scala pilota che reale.

Altre considerazioni si possono fare in merito ai sistemi anaerobici per il trattamento delle acque in condizioni termofiliche (40-60 °C), in questo caso le alte temperature accelerano i processi biologici di conversione e per questo si ottengono buoni risultati di trattamento anche in reattori con elevato carico. Anche nei sistemi termofilici si possono presentare alcuni svantaggi come criticità nella separazione del fango e l'incremento di acidi grassi volatili all'uscita, in sistemi a più stadi (es. USSB: Upflow Staged Sludge Bed) comunque si possono raggiungere elevati rendimenti senza particolari problemi con buone produzioni di metano.

I sistemi anaerobici in campo termofilico (in particolare i multifase) presentano particolare interesse per la possibilità di raggiungere rendimenti molto elevati di depurazione anche su reflui particolarmente concentrati e refrattari (es. reflui di cartiera).

Tra i primi sistemi a biomassa fissa si possono ricordare i reattori impaccati con caricamento dal basso o dall'alto (UPB: Upflow Packed Bed; DPB: Downflow Packed Bed), e gli analoghi reattori a letto fluidizzato ed espanso che consentono la crescita della biomassa anaerobica su vari tipi di supporto (sabbia, antracite, materiale plastico) che viene espanso dal flusso ascensionale del refluo. L'evoluzione tecnologica così come i riconosciuti vantaggi relativi all'utilizzo di alcuni altri reattori sono legati all'introduzione di metodi migliorativi per concentrare la biomassa metanigena nei reattori, all'inserimento di più stadi di reazione e all'impiego di particolari unità di separazione (figura 3, tabella 2).



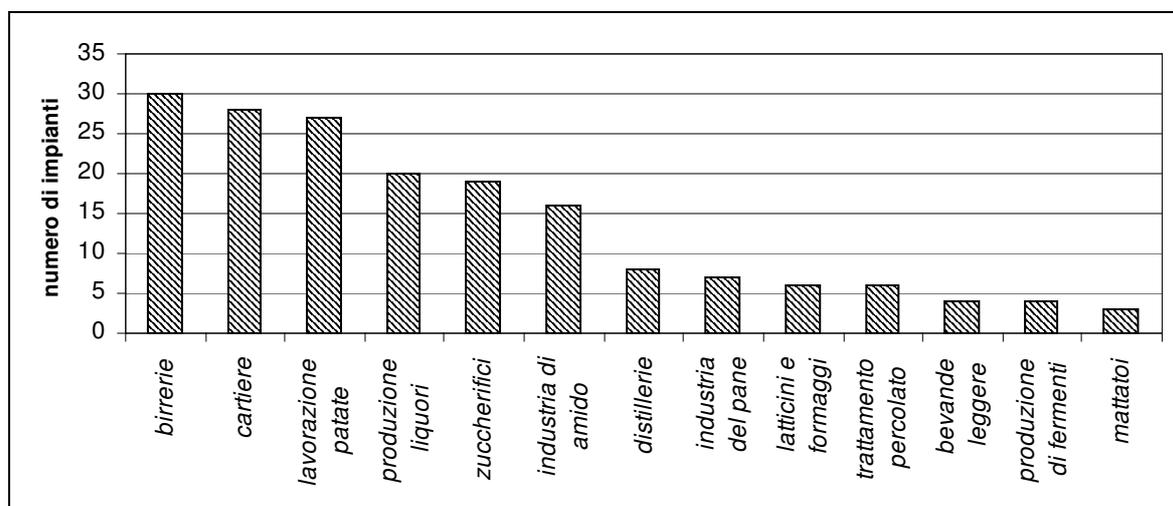
**Figura 3: Configurazioni impiantistiche anaerobiche per il trattamento delle acque**  
*(from Environmental Science & Technology Vol. 17(9), 1983)*

L'efficienza e l'affidabilità del processo anaerobico sono tradizionalmente considerati dipendenti dal metabolismo dei batteri metanogeni, questi batteri hanno una crescita molto lenta e sono comunemente considerati i più sensibili alla tossicità, va comunque osservato che spesso è la scarsa affinità di una parte dei microrganismi che vengono coinvolti nel processo verso il substrato che rende

difficile la possibilità di degradarlo anaerobicamente in modo completo (es. acetotrofi verso l'acetato). A supporto del processo si sono evoluti nel tempo numerosi assetti impiantistici utili per affrontare la degradazione anaerobica di reflui particolarmente refrattari o concentrati.

Come già sottolineato le evoluzioni del processo anaerobico sono dipendenti dalla possibilità di elevare la concentrazione di biomassa nel reattore. Alcuni dei più consistenti metodi per concentrare la biomassa nei reattori si basano sulla autoflocculazione della biomassa, in ogni caso la tendenza delle impostazioni reattoristiche per il trattamento anaerobico delle acque è quella di immobilizzare nel reattore gruppi batterici adattati al substrato e ben bilanciati.

Un sistema reattoristico molto utilizzato è il UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) del quale esistono numerose applicazioni a scala reale su diverse tipologie di reflui in tutto il mondo (figura 4).



**Figura 4: Impianti UASB utilizzati nell'industria (stima sui primi 200 impianti costruiti a scala reale).**

Lo sviluppo del reattore UASB ha luogo agli inizi degli anni '80, dopo alcuni anni di intensa ricerca presso l'Università di Agraria di Wageningen, in Olanda, ad opera del prof. Lettinga e dei suoi collaboratori, attualmente rappresenta una realtà molto diffusa e forse la più funzionale e conosciuta tra i sistemi anaerobici per la depurazione delle acque.

In questo reattore ad alto tempo di residenza della biomassa ( $SRT/HRT \gg 1$ ), il problema principale costituito dal trattenimento della biomassa nel reattore viene superato grazie alla formazione di una biomassa sospesa sotto forma di granuli pesanti e ben sedimentabili, che si "auto-immobilizzano" all'interno. Il fenomeno della granulazione (*pelletization*), sebbene continui a ricevere ancora le attenzioni di ricercatori e microbiologi, è un processo tecnologicamente abbastanza affidabile: occorre solo particolare attenzione e pazienza durante il periodo di avviamento e di selezione della biomassa a partire da fanghi fioccosi, ma una volta che i primi granuli si sono formati, il loro sviluppo appare molto rapido e duraturo. Inoltre, se i nuovi reattori UASB vengono avviati con granuli provenienti da altri impianti in marcia si possono raggiungere le condizioni di regime in tempi molto ridotti.

Grazie alle condizioni idrauliche di flusso ascendente e lenta miscelazione del letto per il biogas prodotto, la biomassa si sviluppa, come già accennato, sotto forma di granuli pesanti e ben sedimentabili e quindi permane nel letto per tempi molto lunghi.

L'immobilizzazione e l'elevata concentrazione di biomassa sospesa nel letto consentono di applicare carichi organici elevati e quindi di ridurre al minimo il tempo di permanenza idraulica del liquido.

I moderni reattori UASB possono operare anche con carichi volumetrici sino a 20-30 kgCOD/m<sup>3</sup> d e concentrazioni del fango dall'8 al 15%, i tempi di permanenza idraulica corrispondenti sono dell'ordine di 5-10 ore.

I vantaggi di questa metodologia sono legati alla possibilità di ottenere facilmente e a basso costo elevati tempi di detenzione del fango (SRT), alla possibilità di mantenere all'interno della biomassa immobilizzata prevalenti livelli di biomassa sintrofica ben bilanciata diminuendo gli effetti dannosi degli intermediari inibenti, al miglioramento delle cinetiche di degradazione dovuto alla presenza di aggregati batterici bilanciati e alla minore suscettibilità dovuta alle variazioni termiche.

Oltre ai consolidati UASB, tra i più promettenti impianti per il trattamento anaerobico delle acque si devono ricordare i già citati reattori EGSB (Expanded Granular Sludge Bed), simili per funzionamento ai UASB questi sistemi utilizzano fango granulare anche ad elevati flussi ascensionali per il trattamento delle acque in vari campi di temperatura. Anche se le applicazioni a grande scala sono relativamente poche, come già osservato questi sistemi possono garantire trattamenti notevoli anche nel caso di reflui diluiti e a bassa temperatura.

Altra tipologia impiantistica interessante sulla quale si stanno concentrando alcuni sforzi di ricerca è il sistema anaerobico modulare multifase, SMPA (Staged Multi Phase Anaerobic). In pratica si tratta di un sistema impiantistico dove si fa sviluppare un consorzio di microrganismi biologici adattati alla trasformazione di un determinato substrato, in moduli separati in dipendenza del substrato disponibile. Questo tipo di impostazione reattoristica consente di sviluppare una fauna microbica prevalente in comparti separati, impedisce la confusa miscelazione del fango, consente la separazione del gas proveniente dai vari comparti e approssima la configurazione dei reattori verso l'ideale PF (Plug Flow) con un incremento del rendimento di trattamento. Le configurazioni globali di sistemi di questo tipo dipendono dal tipo di refluo che si va a trattare e possono variare dal UASB a EGSB fino a sistemi misti.

Il concetto di controllare gli stadi del processo degradativo anaerobico di un substrato complesso ha portato allo studio anche di unità "upflow" destinate allo sviluppo della fase idrolitica del sistema che spesso comporta delle difficoltà di funzionamento, in questo caso, per esempio, un reattore UASP (Upflow Acidogenic Substrate Precipitating) può essere seguito da un modulo EGSB per un trattamento più completo ed efficace.

In ogni caso tutte le configurazioni impiantistiche hanno dei vantaggi e degli svantaggi (tabella 2), le condizioni di funzionamento e di rendimento di depurazione sono comunque legate a diversi e complessi fattori.

Va comunque osservato che i sistemi anaerobici per la depurazione delle acque funzionano solitamente bene quando raggiungono una buona stabilità, questa può essere raggiunta in sistemi

strutturali diversi ed in condizioni ambientali diverse, in ogni caso nelle realizzazioni pratiche è necessario raggiungere un equilibrio economico e processistico.

**Tabella 2: Vantaggi e svantaggi di alcuni processi anaerobici in depurazione acque**

| <b>CONFIGURAZIONE DI PROCESSO</b>    | <b>VANTAGGI</b>  | <b>SVANTAGGI</b>  |
|--------------------------------------|--|---|
| DIGESTIONE ANAEROBICA                | <ul style="list-style-type: none"> <li>- si adatta a vari tipi di reflui;</li> <li>- può trattare carichi di SS elevati; facilmente miscelabile;</li> <li>- facile diluizioni di sostanze inibenti;</li> <li>- rendimenti non legati alla sedimentabilità dei solidi-biomassa.</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>- richiede reattori di grandi volumi; l'effluente può essere di qualità carente se sono presenti notevoli carichi di sostanze scarsamente biodegradabili;</li> <li>- può richiedere lunghi SRT;</li> <li>- può richiedere miscelazioni separate.</li> </ul>  |
| PROCESSI A BASSO CARICO              | <ul style="list-style-type: none"> <li>- si adatta a vari tipi di reflui;</li> <li>- semplici da costruire e poco costosi;</li> <li>- può trattare carichi di SS elevati; possibili buoni rendimenti;</li> <li>- rendimenti non legati alla sedimentabilità dei solidi-biomassa.</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>- richiede reattori di medi-grandi volumi;</li> <li>- limitata capacità di controllo del processo.</li> </ul>  |
| FILTRI ANAEROBICI                    | <ul style="list-style-type: none"> <li>- elevata concentrazione di biomassa e lunghi SRT raggiungibili;</li> <li>- piccole dimensioni del reattore legate agli alti carichi organici volumetrici, sistema compatto;</li> <li>- buone condizioni di miscelazione;</li> <li>- possibili buoni rendimenti;</li> <li>- rendimenti non legati alla sedimentabilità e alla densità dei solidi-biomassa.</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>- l'accumulo di SS può causare problemi di funzionamento;</li> <li>- limitata capacità di controllo del processo;</li> <li>- costi spesso elevati per i riempimenti;</li> <li>- la dimensione del reattore non consente l'equalizzazione e la diluizione di eventuali inibenti.</li> </ul>   |
| REATTORI UASB                        | <ul style="list-style-type: none"> <li>- elevata concentrazione di biomassa e lunghi SRT raggiungibili;</li> <li>- piccole dimensioni del reattore legate agli alti carichi organici volumetrici, sistema compatto;</li> <li>- buone condizioni di miscelazione;</li> <li>- possibili alti rendimenti.</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>- rendimenti legati alla sedimentabilità e alla densità dei solidi-biomassa.</li> <li>- la presenza di SS costringe a lavorare con carichi più bassi;</li> <li>- richiesta una speciale configurazione del reattore spesso basata sull'esperienza;</li> <li>- limitata capacità di controllo del processo;</li> <li>- la dimensione del reattore non consente l'equalizzazione e la diluizione di eventuali inibenti.</li> </ul> |
| REATTORI A LETTO FLUIDIZZATO/ESPANSO | <ul style="list-style-type: none"> <li>- elevata concentrazione di biomassa e lunghi SRT raggiungibili;</li> <li>- piccole dimensioni del reattore legate agli alti carichi organici volumetrici, sistema compatto;</li> <li>- elevati rendimenti di depurazione;</li> <li>- ottime condizioni di miscelazione;</li> <li>- rendimenti non legati alla sedimentabilità dei solidi.</li> </ul>                 | <ul style="list-style-type: none"> <li>- tempi lunghi nello start-up;</li> <li>- richiesta di energia per la fluidizzazione ed espansione;</li> <li>- meccaniche complesse;</li> <li>- limitata capacità di controllo del processo;</li> <li>- non adatto a reflui con elevati SS;</li> <li>- costi elevati per i mezzi di riempimento-espansione.</li> </ul>   |
| SISTEMI IBRIDI E MULTIFASE           | <ul style="list-style-type: none"> <li>- elevata concentrazione di biomassa ben acclimatata e SRT raggiungibili lunghi;</li> <li>- buon funzionamento con vari tipologie di reflui;</li> <li>- possibili alti rendimenti;</li> <li>- buona capacità di controllo del processo;</li> <li>- rendimenti solo parzialmente legati alla sedimentabilità e alla densità dei solidi-biomassa.</li> </ul>            | <ul style="list-style-type: none"> <li>- scarsa semplicità reattoristica;</li> <li>- necessità di sviluppo di studi e ricerche.</li> </ul>  |

## **Reflui concentrati e applicazioni tipiche di sistemi anaerobici di depurazione**

Quando parliamo di reflui acquosi concentrati ci riferiamo genericamente a liquami che per loro natura e/o composizione risultano particolarmente carichi di inquinanti, in relazione alle varie tipologie di depurazione che possono essere adottate. Mentre è possibile dare un'indicazione di massima riguardo l'inquinamento che contiene un reflu urbano o domestico in base a dei parametri caratteristici (Henze, 1995), l'inquinamento di origine industriale varia molto in relazione all'attività produttiva che lo genera.

E' evidente che fatta la fondamentale distinzione tra i reflui in base alla loro origine domestica, urbana o industriale (Dlgs 152/99 e successive modifiche) in prima approssimazione è possibile operare una ulteriore distinzione in relazione alle concentrazioni presenti di determinate sostanze singole o parametri. Tale caratterizzazione è molto semplificata se la utilizziamo come base per la valutazione delle capacità depurative dei sistemi biologici dove è necessario innanzi tutto poter determinare le cosiddette "caratteristiche di biodegradabilità".

In definitiva un reflu molto concentrato di sostanze facilmente biodegradabili presenta meno problematiche dal punto di vista del trattamento biologico che un reflu poco concentrato di sostanze molto refrattarie alla biodegradazione o tossiche per le comuni biomasse.

E' evidente che i reflui molto concentrati che si incontrano nelle realtà territoriali sono spesso di origine industriale e per questo solitamente il carico organico associato è costituito da sostanze poco biodegradabili con la frequente presenza di concentrazioni rilevanti di sostanze tossiche e inibenti.

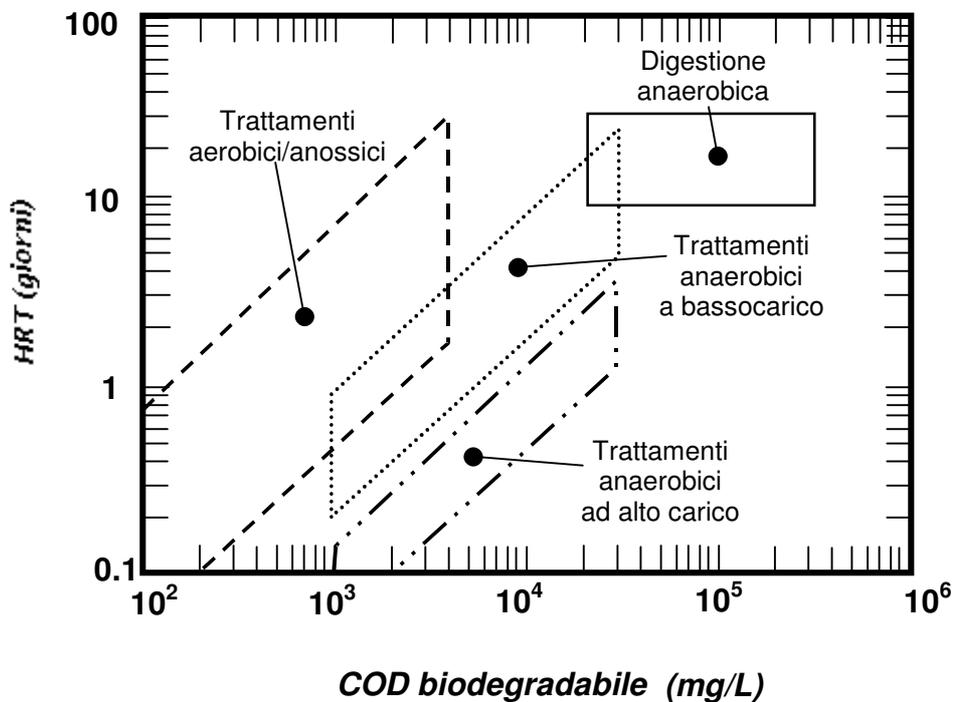
Per quanto riguarda il trattamento anaerobico delle acque reflue, esso deriva dalla tecnologia relativa alla stabilizzazione anaerobica dei fanghi di depurazione, che possono essere considerati in realtà reflui in parte facilmente biodegradabili e molto concentrati. In definitiva questi trattamenti sulle acque possono essere intesi come una evoluzione della stabilizzazione.

L'esigenza di condurre le reazioni anaerobiche a temperature elevate in campo mesofilico (30-40 °C) o termofilico (40-60 °C) richiama l'attenzione degli impiantisti a valutare la possibilità di generare quanto più biogas possibile per poterlo utilizzare come fonte di energia. Tale biogas può essere prodotto in quantità sufficienti al sostentamento termico del sistema solo se la sostanza organica è sufficientemente abbondante e facilmente biodegradabile, per questo è auspicabile che il reflu sia concentrato anche in relazione alla possibilità di applicare HRT ridotti (figura 5).

Come già osservato esistono numerose applicazioni nel mondo riferite al trattamento di reflui di origine industriale che utilizzano sistemi anaerobici per la depurazione, molti di questi a servizio di scarichi di industrie alimentari (birrerie, industria del latte) dove il carico inquinante è spesso abbondante e facilmente assimilabile dalle biomasse tradizionali, ma anche di cartiere o industrie chimiche i cui reflui contengono spesso composti di difficile biodegradazione.

I processi anaerobici tipicamente e tradizionalmente sono stati utilizzati per rimuovere o degradare l'organico presente nelle acque di scarico con concentrazioni di COD biodegradabile (termine con il quale si vuole individuare la frazione di COD che è assimilabile dalle comuni biomasse) indicativamente al di sopra di 1 g/L. Questo valore può essere considerato in prima approssimazione anche come riferimento per distinguere reflui poco concentrati da molto concentrati.

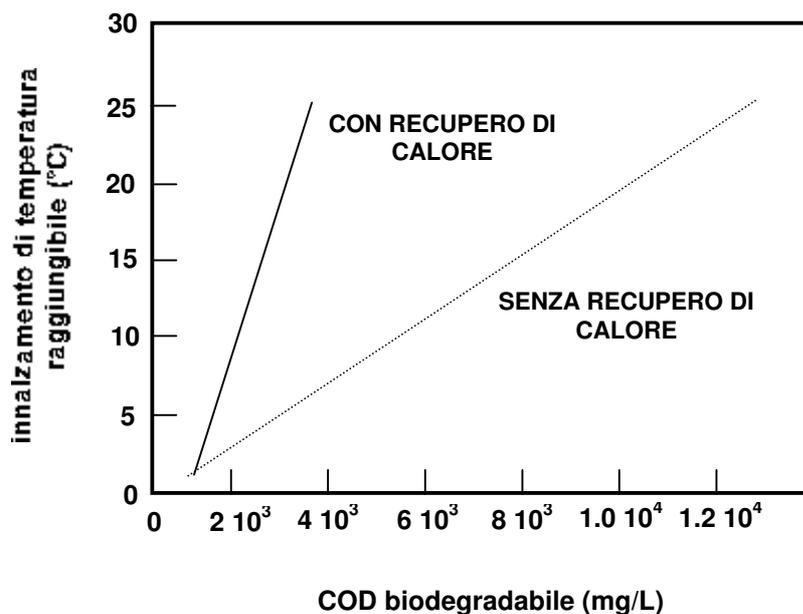
D'altra parte un refluo molto concentrato, in particolare se di origine industriale, spesso può contenere carichi elevati di sostanze refrattarie alla biodegradazione anaerobica o anche tossiche per le biomasse anaerobiche.



**Figura 5: Intervalli di funzionamento di alcuni sistemi biologici anaerobici** (from Grady, 1999)

Le scelte di un sistema anaerobico in confronto con uno tradizionale aerobico dipendono dalla possibilità di trattare reflui con COD biodegradabile nel range 1-4 g/L e di poter produrre quantità di gas metano utile per controbilanciare le perdite di energia che necessariamente si verificano per riscaldare il refluo. Stime effettuate da vari autori mostrano che la quantità di metano prodotta è dipendente dalla quantità di COD biodegradabile presente nel refluo. Da queste stime si evince che la concentrazione di COD biodegradabile in corrispondenza del quale è possibile generare l'energia sufficiente per ottenere un adeguato incremento di temperatura a sostegno del sistema è dato intorno a 2 gCOD/L per sistemi con recupero di calore dal liquido effluente e intorno ai 7 gCOD/L per sistemi senza recupero di calore (figura 6).

Un altro vantaggio dei sistemi anaerobici, come già osservato, è legato al fatto di produrre meno solidi residui, per questo motivo tale sistema diventa conveniente quando si debbano trattare grandi portate di liquami concentrati. In ogni caso i sistemi anaerobici si adattano bene e diventano parzialmente competitivi rispetto ai tradizionali aerobici quando nel refluo da trattare è considerevole la frazione organica solubile rispetto a quella particolata (SS). E' noto che in relazione alla natura e la tipologia del materiale organico presente nel refluo da trattare le varie fasi del processo (tabella 1) possono svilupparsi con maggiore o minore velocità ed efficienza influenzando sul SRT caratteristico dell'intero processo e sui possibili carichi di organico che possono essere trattati.



**Figura 6: Relazioni tra la concentrazione di organico biodegradabile e l'aumento raggiungibile di temperatura da processi anaerobici. Condizioni di funzionamento: 80 % di rimozione; 75% efficienza dei boiler e del recupero del calore per scambio termico. (from Grady, 1999)**

## Tossicità nel trattamento anaerobico delle acque

Diverse possono essere le sostanze potenzialmente tossiche negli scarichi e prima di procedere ad un qualsiasi trattamento biologico é fondamentale conoscere le caratteristiche e le concentrazioni presenti.

In passato la convinzione che la tecnologia anaerobica non fosse adatta al trattamento di reflui di tipo industriale era legata al fatto che questi liquami non sono quasi mai esenti da sostanze potenzialmente tossiche e inibenti, in più le biomasse anaerobiche (o almeno una parte di esse) sono riconosciute essere particolarmente sensibili a questi effetti.

Alcuni dei più comuni tossici che si possono trovare in acque reflue di tipo industriale sono metalli pesanti provenienti da processi chimici, prodotti dell'industria farmaceutica, detersivi e disinfettanti, solventi, conservanti, prodotti di reazioni chimiche secondarie e altri composti xenobiotici. D'altra parte, composti comunemente presenti nelle acque reflue come l'ammoniaca, i solfati, i solfiti, l'idrogeno solforato e lo stesso ossigeno possono inibire il processo anaerobico, in particolare nella fase metanigena.

Nonostante la riconosciuta delicatezza dei microrganismi acetogenetici e metanogenetici verso composti tossici, normalmente con una buona acclimatazione e una attenta operatività del sistema si riescono a trattare e degradare numerosi composti inibenti il processo. E' importante osservare, in ogni caso, che alcuni microrganismi anaerobici sono in grado di operare trasformazioni di composti

inquinanti particolarmente refrattari mentre gli aerobici non possono farlo o lo fanno con molta difficoltà (es. dealogenazione aerobica), per questo, e per altri motivi, le prospettive dell'utilizzo del trattamento anaerobico per liquami di tipo industriale possono essere considerate incoraggianti.

Esperienze a livello pilota e di laboratorio mostrano che è possibile trattare anaerobicamente e con efficacia composti particolarmente critici come il cloroformio, gli acidi grassi ad alto peso molecolare, alcuni nitroaromatici e altro.

La possibilità di funzionamento del sistema anaerobico in presenza di sostanze tossiche o inibenti dipende dall'adattamento dei consorzi batterici al particolare refluo e la rigorosa conservazione di condizioni ambientali favorevoli al processo. In questo caso le configurazioni impiantistiche multi-fase possono rappresentare una buona soluzione e per evitare problemi di vulnerabilità ad una delle fasi fondamentali anaerobiche, compromettendo l'intero processo, sarà necessario far agire coerentemente e sinergicamente i vari consorzi microbici, con un alto grado di specializzazione, in condizioni ambientali favorevoli e con un corretto flusso dei vari composti di alimentazione lungo il sistema. Comunque, nelle applicazioni reattoristiche normali, poiché la tossicità è spesso reversibile la stessa caratteristica bassa velocità di sintesi della biomassa anaerobica assicura un vantaggio al processo.

E' sufficientemente riconosciuto che anche i batteri metanogeni, i più deboli tra tutti i batteri anaerobici, sono in grado di tollerare una buona parte di sostanze tossiche a concentrazioni anche abbastanza elevate: quello che conta è l'acclimatazione alla tossicità. Questa fase è essenziale per l'efficienza e l'affidabilità del processo, nonostante possa richiedere tempi lunghi (anche di alcuni mesi).

Esempi riportati dalla letteratura mostrano che sistemi EGSB possono trattare carichi di acidi grassi come il laurico e il capronico dell'ordine di 20-30 kgCOD/m<sup>3</sup> d, mentre normali sistemi UASB ne sopportano 2-4 kgCOD/m<sup>3</sup> d (Rinzema, 1993). Diversi ricercatori hanno più volte dimostrato che è possibile trattare anaerobicamente sostanze particolarmente difficili come: i clorofenoli da acque reflue industriali molto concentrate (Salkinoja-Salonen, 1982), il cicloesanone in reattore UASB (Di Pinto, 1995), composti tossici di reflui dell'industria petrolchimica (Schonberg, 1997), composti organo-alogenati in reflui urbani (Goi, 2000) e altri.

Dal punto di vista microbiologico la presenza di composti inibenti va ad influire sulla costante di crescita massima dei microrganismi soggetti ad inibizione e in buona sostanza questo porta alla necessità di crescere il SRT nei reattori per ottenere (quando possibile) lo stesso effetto depurativo. Se la concentrazione dell'inibente è sufficientemente alta si manifesta un effetto tossico che può portare anche alla morte dei microrganismi. Particolare attenzione nei trattamenti anaerobici delle acque reflue meritano i classici composti inibenti tra questi alcuni cationi metallici, l'ammoniaca, i solfuri e i metalli pesanti.

## Bibliografia

1. **Borzacconi L., Lòpez I., Viñas M. (1995)**, Application of anaerobic digestion to the treatment of agroindustrial effluents in Latin America. *Water Sci. Technol.*, 22(12):105-111.
2. **Di Pinto A.C., Limoni N., Pistilli A., Tomei M.C. (1995)**, Prove di tossicità e di biodegradazione anaerobica del cicloesanone. *Ingegneria Ambientale*, 24(9): 492-500.
3. **Goi D., Pivato P., Colussi I., Dolcetti G., (2000)**, Upflow anaerobic sludge bed (UASB) technology assay for AOX removal from mixed municipal-industrial wastewater, *Chem. Biochem. Eng. Q.*, 14(2):63-67.
4. **Grady L.C.P., Daigger G.T., Lim H.C. (1999)** Biological Wastewater Treatment. Marcel Dekker, Inc., New York, Basel, Hong Kong.
5. **Henze M., Harremoes P., Arvin E., Jansen J.I.C. (1995)**, Wastewater treatment. Biological and chemical processes. Springer-Verlag, Berlin.
6. **Henze M., Harremoes P., (1983)**, Anaerobic treatment of wastewaters in fixed films reactors-A literature review, *Water Sci. Technol.*, 15(8/9):1-101.
7. **Holliger C., Stams A.J.M., Zehnder J.B. (1988)**, Anaerobic degradation of recalcitrant compounds. In: *Proc. Of 5th International Symposium on Anaerobic digestion, Bologna, 22-26 May*, Hall E.R. and Hobson P.N. Ed., Pergamon Press, 2:211-224.
8. **Kleerebezem R., Hulshoff Pol L.W., Lettinga, G. (1999)**, Anaerobic biodegradability of phthalic acids isomers and related compounds. *Biodegradation*, 10:63-73.
9. **Lettinga G. (2001)**, Digestion and degradation, air for life. *Water Sci. Technol.*, 44(8):157-176.
10. **Lettinga G., Field J.J., van Lier J., Zeeman G., Hulshoff Pol L.W. (1997)**, Advanced anaerobic wastewater treatment in the near future, *Water Sci. Technol.* , 35(10):5-12.
11. **Lettinga G., Hulshoff Pol L.W. (1991)**, UASB process design for various types of wastewaters, *Water Sci. Technol.* , 24(8):87-107.
12. **Lettinga G., van Velsen A.F.M., Hobma S.W., de Zeeuw W., Klapwijk A. (1980)** Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotechnol. Bioeng.* 22:699-734.
13. **Rinzema A., Alphenaar A., Lettinga G. (1993)**, Anaerobic digestion of long chain fatty acids in UASB reactors and Expanded Granular Sludge Bed reactors. *Process Biochemistry*, 28:527-537.
14. **Rozzi A., Tomei M.C., Di Pinto A.C., Limoni N. (1997)** Monitorino toxicity in anaerobic digesters by the RANTOX biosensor: theoretical background. *Biotechnol. Bioengng.* 55(1):33-40.

15. **Rozzi A., Tomei M.C., Di Pinto A.C., Limoni N. (1999)** Monitorino toxicity in anaerobic digesters by the RANTOX biosensor: calibration tests. *Biores. Technol.* 68(2):155-163.
16. **Salkinoja-Salonen M., Hakulinen R., Vallo R., Apajalanti J. (1982)**, Biodegradation of recalcitrant organochlorine compounds in fixed films reactors. In: *IAWPR Specialized Seminar Anaerobic Treatment of Wastewaters in Fixed Films Reactors*. Copenhagen, Denmark, 149-62.
17. **Schonberg J.C., Bjattacharya S.K., Madura R.L., Mason S.H., Conway R.A. (1997)**, Evaluation of anaerobic treatment of selected petrochemical wastes. *Journal of Hazardous Materials*, 54:47-63.
18. **Skiadas, I.V. and Lyberatos, G. (1998)**. The periodic anaerobic baffled reactor. *Wat. Sci. Technol.*, 38(8-9), 401-408.
19. **Steffen A.J., Bedker M. (1961)**, Operation of full scale anaerobic contact treatment plant for meat packing wastes, In: *Proc. 16th Purdue ind. Waste Conf.*, p. 423.
20. **Vachten P., Schowanek D., Verstraete W. (1989)**. Confronto tra i processi aerobici ed anaerobici dei liquami. *Ingegneria Ambientale*, 18 (3/4): 188-195.
21. **van der Zee F.P., Lettinga G., Field J.A. (2001)**, Azo dye decolourisation by anaerobic granular sludge. *Chemosphere*, 44(5):1169-1176.
22. **van Lier J.B., Boersma F., Debets M. M.W.H., Lettinga G. (1994)**, High rate thermophilic anaerobic wastewater treatment in compartmentalized upflow reactors. *Water Sci. Technol.*, 30(12):251-261.
23. **van Lier J.B., van der Zee F.P., Tan N.C.G, Rebac S., Kleerebezem R. (2001)**, Advances in high-rate anaerobic treatment: staging of reactor system. *Water Sci. Technol.*, 44(8):15-25.
24. **Weiland P., Rozzi A. (1991)**, The start-up, operation and monitoring of high rate anaerobic treatment system, *Water Sci. Technol.*, 24:257-277.
25. **Young J.C., Mc Carty P.L. (1969)**, The anaerobic filter for waste treatment, *Journal WPCF*, 41: R160-173.
26. **Zoutberg, G.R. and Eker Z. (1999)**, Anaerobic treatment of potato processing wastewater. *Water Sci. Technol.*, 40(1):297-304.