

DIZIONARIO DELL'AMBIENTE

A cura di
Giuseppe Gamba e Giuliano Martignetti

ISEDI

ISEDI

© 1995 UTET Libreria
Via P. Giuria 20 - 10125 Torino

I diritti di traduzione, di memorizzazione elettronica, di riproduzione e di adattamento totale o parziale, con qualsiasi mezzo (compresi i microfilm e le copie fotostatiche) sono riservati per tutti i Paesi.

Stampa: Tipografia Sosso

ISBN 88-8008-034-2

Prima edizione italiana 1995

Volume di 752 pagine

Ristampe: 1 2 3 4 5 6 7
 1995 1996 1997 1998 1999 2000

Biogas

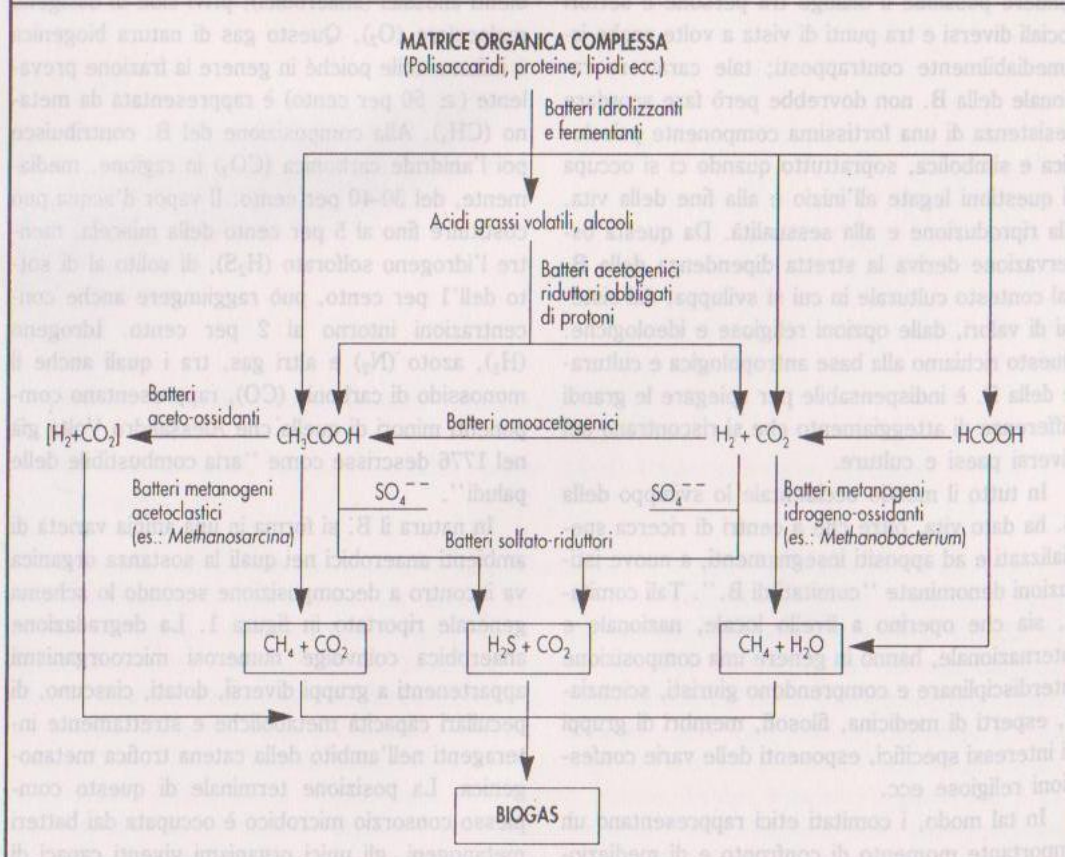
È una miscela di sostanze allo stato gassoso la cui origine è normalmente associata ai processi di degradazione microbica di residui organici in ambienti anossici (anaerobici), privi cioè di ossigeno molecolare (O_2). Questo gas di natura biogenica è infiammabile poiché in genere la frazione prevalente (≥ 50 per cento) è rappresentata da metano (CH_4). Alla composizione del B. contribuisce poi l'anidride carbonica (CO_2) in ragione, mediamente, del 30-40 per cento. Il vapor d'acqua può costituire fino al 5 per cento della miscela, mentre l'idrogeno solforato (H_2S), di solito al di sotto dell'1 per cento, può raggiungere anche concentrazioni intorno al 2 per cento. Idrogeno (H_2), azoto (N_2) e altri gas, tra i quali anche il monossido di carbonio (CO), rappresentano componenti minori di quella che Alessandro Volta già nel 1776 descrisse come "aria combustibile delle paludi".

In natura il B. si forma in una ampia varietà di ambienti anaerobici nei quali la sostanza organica va incontro a decomposizione secondo lo schema generale riportato in figura 1. La degradazione anaerobica coinvolge numerosi microorganismi appartenenti a gruppi diversi, dotati, ciascuno, di peculiari capacità metaboliche e strettamente interagenti nell'ambito della catena trofica metanogenica. La posizione terminale di questo complesso consorzio microbico è occupata dai batteri metanogeni, gli unici organismi viventi capaci di produrre CH_4 .

Sedimenti fluviali, lacustri e marini, acque stagnanti, acquitrini, paludi, torbiere ma anche il ruminante di alcuni erbivori e l'intestino di numerose specie animali sono altrettante sorgenti naturali di biogas.

L'applicazione biotecnologica dei sistemi microbici degradativi al trattamento di → RIFIUTI e reflui a elevato contenuto di sostanza organica fermentescibile ha creato nuove fonti di produzio-

Fig. 1 RAPPRESENTAZIONE SEMPLIFICATA DELLA CONVERSIONE DI UN SUBSTRATO ORGANICO COMPLESSO IN BIOGAS ATTRAVERSO LA CATENA TROFICA ANAEROBICA METANOGENICA. SONO INDICATI I PRINCIPALI GRUPPI METABOLICI DI BATTERI COINVOLTI.
(HCOOH = ACIDO FORMICO; CH₃COOH = ACIDO ACETICO; SO₄²⁻ = SOLFATO; H₂S = IDROGENO SOLFORATO; CH₄ = METANO; CO₂ = ANIDRIDE CARBONICA; H₂O = ACQUA; H₂ = IDROGENO)



ne di B.: i digestori anaerobici e le discariche controllate.

Le → DISCARICHE rappresentano attualmente, nel mondo, la più diffusa tecnologia di smaltimento dei rifiuti solidi urbani e dei fanghi di depurazione delle acque. In questi siti destinati al confinamento, insieme ad altri, dei rifiuti organici, la captazione del B. rappresenta una fase cruciale nelle ope-

razioni di gestione. Ciò a causa anche del possibile insorgere di emissioni maleodoranti associate alla dispersione del gas in atmosfera. È specialmente nella prima fase del processo di trasformazione anaerobica dei rifiuti, cioè nello stadio di idrolisi-fermentazione-acidogenesi, che si formano sostanze volatili (acidi organici, mercaptani, idrogeno solforato, ammine, ammoniaca ecc.) di odore deci-

samente sgradevole e percettibili anche a basse concentrazioni quando diffuse nell'aria. Per limitare al massimo il verificarsi di condizioni critiche, in termini di impatto olfattivo, per le popolazioni residenti nelle aree circostanti una discarica, sono importantissimi, oltre la già citata captazione del B., la pronta compattazione e l'interramento giornaliero del materiale alimentato. L'attività di gestione della discarica non si esaurisce però con la chiusura della stessa. La decomposizione della sostanza organica e la conseguente produzione di B. possono infatti continuare addirittura per ulteriori 60-80 anni. Il recupero economico del B. non si estende tuttavia, normalmente, oltre i primi 10-20 anni, quando possono aversi rese massime comprese tra 0,1 e 0,3 m³/kg di materiale putrescibile interato, con produzioni specifiche tra 0,006 e 0,04 m³/kg/anno.

B. si origina anche, come accennato, nei digestori anaerobici, che trovano applicazione soprattutto nel trattamento di matrici putrescibili di scarto a elevato contenuto di umidità (reflui agro-zootecnici e industriali, → FANGHI di depurazione ecc.), per abbatterne sensibilmente il carico organico inquinante (stabilizzazione) e rendere più facile la gestione degli effluenti digeriti. Con i digestori, come già nel caso della discarica, esiste l'eventuale possibilità di un recupero energetico attraverso lo sfruttamento del B. per la produzione di calore, di elettricità ovvero, simultaneamente, di energia termica ed elettrica in impianti di cogenerazione. La resa in B. (m³/kg di biomassa digerita) dipenderà soprattutto dalle caratteristiche della matrice trattata e, in particolare, dalla degradabilità del substrato espressa come concentrazione e qualità dei solidi volatili (Sv).

Anche la tipologia del digestore e le condizioni di processo adottate (temperatura di esercizio, alimentazione, tempo di ritenzione del substrato all'interno del reattore ecc.) finiranno per avere influenza sulla produzione di biogas.

Il potere calorifico del B., che può variare dalle 4.500 alle 6.500 kcal/m³, è funzione della concentrazione di metano. Inoltre, il razionale sfruttamento del B., per quanto possa quest'ultimo essere utilizzato anche direttamente, resta legato a una indispensabile fase di depurazione dello stesso attraverso l'allontanamento dell'umidità e, soprattutto, dell'idrogeno solforato il quale, oltre che essere dotato di spiccate proprietà tossiche e corrosive, dà pure origine nella combustione a emissioni inquinanti di ossidi di zolfo (→ ANIDRIDE SOLFOROSA).

Riferimenti bibliografici: CHYNOWETH D. P., ISAACSON R. (a cura di), 1987; EL-HALWAGI M. M. (a cura di) 1986; HOBSON P. N., WHEATLEY A. D., 1993; LAGRANGE B., 1981; NYNS E. J., 1986; VALLINI G., BRIGLIA M., BIANCHIN M. L., 1987; WISE D. L. (a cura di), 1981.

GIOVANNI VALLINI

Bonifica biologica

Il termine B. b. sta a indicare, nell'ambito delle biotecnologie ambientali, l'insieme degli interventi di decontaminazione di terreni (→ BONIFICA DI AREE CONTAMINATE) o corpi idrici, inquinati da composti organici tossici, per mezzo di tecnologie mirate alla esaltazione dei processi di biodegradazione microbica. Alcune di queste tecnologie sono trattamenti *in situ*, i quali non presuppongono la rimozione del terreno dalla giacitura originaria ovvero il pompaggio dell'acqua (di falda, superficiale o marina) dai bacini naturali di contenimento. Altre tecnologie di B. b. richiedono invece la rimozione della matrice contaminata

dal sito originale per consentirne il trattamento *in loco*, all'interno di speciali bioreattori. L'asporto della fase solida o liquida inquinata aumenta i costi di trattamento, ma rende più controllabile ed efficiente il processo di decontaminazione biologica. Un metodo di B. b., riconducibile a quest'ultimo tipo di tecnologie, è il cosiddetto *trattamento-in-fase-di-melma* (in inglese *soil slurry treatment*), già applicato nel trattamento di terreni e sedimenti marini o lacustri contaminati da idrocarburi aromatici policiclici.

Il presupposto fondamentale per attuare la B. b. è la → **BIODEGRADABILITÀ** delle sostanze inquinanti, la quale è strettamente legata all'esistenza di microorganismi dotati di attività catabolica nei confronti delle sostanze medesime. Un composto organico biologicamente inattaccabile ovvero scarsamente degradabile si definisce *recalcitrante* o, addirittura, *refrattario*. Talvolta la resistenza di un composto chimico all'attacco microbico, in un determinato ambiente, può però essere determinata da condizioni di crescita non ottimali per i microorganismi altrimenti capaci di attività degradativa. L'abbattimento della sostanza tossica da parte di un determinato microorganismo può tradursi in una completa mineralizzazione, con produzione finale di acqua e anidride carbonica, ovvero nella *biotrasformazione* della molecola di partenza in composti organici più semplici, che, a loro volta, sono degradati da altre specie microbiche presenti nello stesso ambiente. In alcuni casi però, il contaminante organico può essere trasformato in prodotti più tossici della molecola di partenza.

Per progettare operazioni di B. b. è necessario quindi conoscere accuratamente le vie metaboliche degradative dei microorganismi individuati come attivi, in modo da evitare il rischio di aggravare, piuttosto che risolvere, il problema iniziale. Delle specie microbiche coinvolte come potenziali agenti della biodegradazione è fondamentale acquisire ogni possibile informazione circa le esi-

genze in termini di nutrienti, pH, temperatura, salinità, tensione di ossigeno e concentrazione massima sopportabile del composto tossico presente nella matrice contaminata. Queste esigenze vanno quindi confrontate con le condizioni esistenti nel sito o nella matrice da bonificare. Ciò consente successivamente, in particolare nel caso dei trattamenti *in situ*, di optare tra due principali strategie di intervento: da una parte l'attuazione di operazioni tese a esaltare l'attività della flora microbica degradatrice naturale, attraverso il condizionamento dei parametri influenzanti la crescita; dall'altra, il rilascio di microorganismi degradatori selezionati, laddove non sia presente una microflora indigena dotata di attività catabolica specifica nei confronti della sostanza tossica da abbattere. Un esempio classico del primo caso è rappresentato dall'apporto di nutrienti come azoto e fosforo che possono costituire il fattore limitante lo sviluppo delle popolazioni microbiche degradatrici nella matrice contaminata. Questa procedura viene indicata nella letteratura internazionale con il termine *farming* e ha avuto vasta applicazione in suoli contaminati da scorie petrolifere ovvero in occasione dei numerosi sversamenti a mare di greggio in seguito a incidenti come quello, di grande risonanza, occorso in Alaska alla superpetroliera Exxon Valdez, nel marzo del 1989. D'altra parte, l'inoculo massivo di microorganismi nel sito da bonificare viene invece indicato col termine di *bioaugmentation*. L'introduzione di microorganismi degradatori può essere attuata in forma di colture microbiche cresciute in purezza su mezzi sintetici oppure, specialmente nel caso dei terreni, attraverso la distribuzione di materiale organico in fase solida particolata, tipo → **COMPOST**, diffusamente colonizzato da biomassa microbica attiva.

Riferimenti bibliografici: ALEXANDER M., 1994; BALBA M. T., 1993; PRINCE R. C., 1992.

GIOVANNI VALLINI

Compost

Il C. è il prodotto della stabilizzazione biologica in fase solida di scarti, residui e rifiuti organici fermentescibili in condizioni ossidative (aerobiche) che garantiscano, alla matrice in trasformazione, il passaggio spontaneo attraverso una fase termofila (autoriscaldamento microbico).

Dal punto di vista merceologico, non esiste, ad oggi, una definizione di C. che sia universalmente accettata. La sola possibilità di descrivere il C. resta perciò quella di individuarlo come il risultato del processo dal quale deriva, vale a dire del compostaggio. Quest'ultimo, nell'ambito delle biotecnologie ambientali, sta ad indicare il processo bioossidativo (che si svolge cioè in presenza di ossigeno molecolare) esotermico (basato su reazioni che generano calore), promosso dai microrganismi (batteri, attinomiceti, funghi) naturalmente associati ai substrati sottoposti al trattamento, in conseguenza del quale, la biomassa eterogenea fermentescibile di partenza subisce, in tempi ragionevolmente brevi (alcune settimane), profonde trasformazioni fisico-chimiche ("maturazione"), con perdita della putrescibilità (stabilizzazione), parallelamente ad una parziale mineralizzazione e humificazione.

Il termine "compostaggio anaerobico", sebbene talvolta usato nella fraseologia tecnica per indicare la digestione anaerobica di matrici organiche in fase solida o semisolida, costituisce una fuorviante inesattezza e tanto meno potrà chiamarsi C. il prodotto di un tale trattamento.

La principale finalità del processo di compostaggio è l'ottenimento di un materiale "metastabile", non suscettibile cioè di ulteriori repentine evoluzioni biologiche, che sia compatibile (non fitotossico) con l'impiego in agricoltura, quale ammendante organico per i terreni (→ FERTILIZZANTI). Il compostaggio consente altresì la contestuale eliminazione delle emissioni maleodoranti, la riduzione di volume e peso, la disattivazione

degli organismi patogeni (igienizzazione) della matrice iniziale.

Raggiunta stabilizzazione, sicura igienizzazione, assenza di fitotossicità sono requisiti essenziali del C. Al di fuori delle condizioni per un corretto e completo attuarsi del processo di compostaggio non esiste prodotto finale che possa chiamarsi C. Così, termini del tipo "C. fresco" o "C. immaturo" non hanno alcun senso dal momento che C. è tale solo in quanto prodotto "maturo".

Il compostaggio, come tecnologia di trattamento, rappresenta un metodo per la gestione di alcune classi di rifiuti, quali, in primo luogo, la frazione organica biodegradabile dei rifiuti solidi urbani e i fanghi provenienti dalla depurazione biologica delle acque reflue civili (→ FANGHI), previa miscelazione con un materiale di supporto cellulosico (paglia, trucioli di legno, ramaglie triturate ecc.). Anche numerose matrici organiche putrescibili di origine agricola (scarti delle colture, deiezioni animali ecc.) e industriale (residui dell'industria conserviera, delle fermentazioni ecc.) sono rifiuti destinabili al trattamento-recupero attraverso il compostaggio.

Caratteristiche qualitative del compost. Le specifiche qualitative del C. (modesta percentuale di materiali inerti, contenuto in elementi della fertilità, bassa concentrazione di sostanze inquinanti ecc.), a parità di tecnologia di processo impiegata, sono funzione delle peculiarità della biomassa avviata al compostaggio. Nella gestione dei rifiuti in ambito urbano, ciò porta oggi a considerare con sempre maggiore attenzione l'opportunità di produrre C. di elevata qualità ("C. verde") partendo da rifiuti putrescibili (scarti dei mercati ortofrutticoli, residui di mense ecc.) selezionati, alla fonte, attraverso sistemi di raccolta differenziata, piuttosto che dalla frazione organica separata meccanicamente a valle dell'attività di asporto.

Non esiste ancora in ambito UE una normativa comune per la definizione delle specifiche qua-

litative che un C. deve possedere. Ogni paese prevede disposizioni nazionali spesso largamente non coincidenti con quelle in vigore negli altri Stati. In Italia la Deliberazione 27 luglio 1984 recante disposizioni per la prima applicazione dell'art. 4 del d. p. r. 10 settembre 1982, n. 915, concernente lo smaltimento dei rifiuti, rimane a tutt'oggi l'unico strumento tecnico che regola la produzione e l'utilizzazione in agricoltura del C. ottenute dalla frazione organica dei rifiuti solidi urbani, eventualmente miscelata con i fanghi di depurazione delle acque di scarico degli insediamenti civili. Elementi di contraddizione rispetto alla norma suddetta sono stati introdotti con la legge 19 ottobre 1984, n. 748 relativa alla disciplina sui fertilizzanti. Questa riconosce infatti, tra gli ammendanti, il C. derivante dalla frazione organica biodegradabile dei rifiuti solidi urbani, senza per altro imporre prescrizioni di sorta circa la qualità e l'uso dello stesso.

Uso agronomico del compost. Il C. è finalizzato principalmente al reintegro della componente organica nei suoli agricoli (→ SUOLO). Il valore agronomico di questo ammendante non si misura perciò tanto in base alla concentrazione degli elementi chimici della fertilità (azoto, fosforo e potassio) quanto piuttosto al contenuto di sostanza organica humificata. Le funzioni del C. sono quindi riconducibili a quelle dell'→ HUMUS nei terreni. Il C. contribuisce infatti alla formazione di una struttura glomerulare stabile delle particelle del terreno, incrementando la porosità e la capacità idrica del suolo. Come conseguenza, negli strati esplorati dalle radici delle piante, saranno favoriti da una parte gli scambi gassosi e l'ossigenazione del terreno dall'altra l'immagazzinamento dell'acqua, con evidenti vantaggi in termini produttivi. Nel suolo, il C. determina inoltre l'aumento del potere tampone e della capacità adsorbente nei confronti delle sostanze nutritive di cui viene ridotto il dilavamento, rendendole disponibili per le

piante, in maniera graduale, durante il ciclo vegetativo. Le particelle di C. veicolano infine, adesa alla superficie, una vasta popolazione di microrganismi coinvolti nei fondamentali → CICLI BIOGEOCHIMICI del terreno e nelle reazioni di formazione dell'humus stesso nel substrato pedologico.

Riferimenti bibliografici: FINSTEIN M. S., MORRIS M. L., 1975; FINSTEIN M. S., MILLER F. C., STROM P. F., 1986; HAUG R. T., 1980; VALLINI G., 1991; VALLINI G., BRIGLIA M., 1987; VALLINI G., PERA A., VALDRIGHI M. M., 1994; VALLINI G., VALDRIGHI M. M., PERA A., 1994.

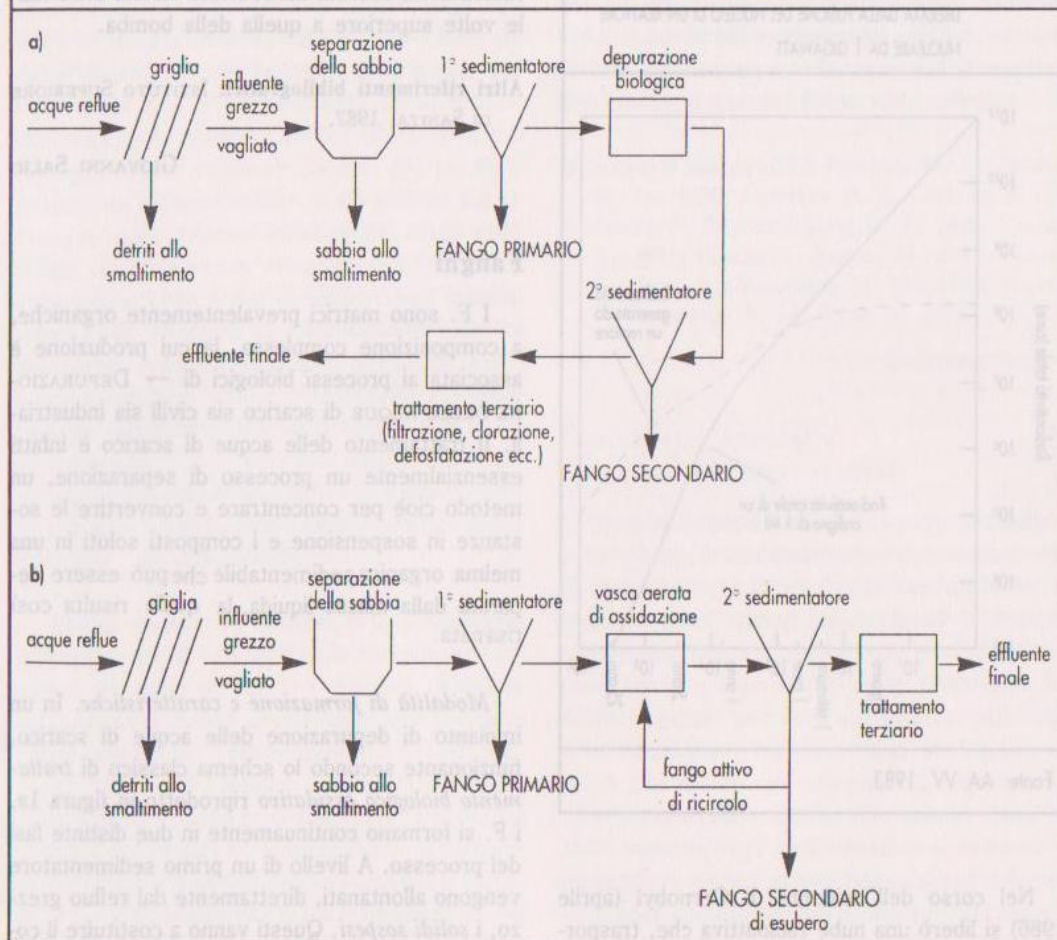
GIOVANNI VALLINI

Fanghi

I F. sono matrici prevalentemente organiche, a composizione complessa, la cui produzione è associata ai processi biologici di → **DEPURAZIONE DELLE ACQUE** di scarico sia civili sia industriali. Il trattamento delle acque di scarico è infatti essenzialmente un processo di separazione, un metodo cioè per concentrare e convertire le sostanze in sospensione e i composti soluti in una melma organica sedimentabile che può essere separata dalla massa liquida, la quale risulta così risanata.

Modalità di formazione e caratteristiche. In un impianto di depurazione delle acque di scarico, funzionante secondo lo schema classico di *trattamento biologico ossidativo* riprodotto in figura 1a, i F. si formano continuamente in due distinte fasi del processo. A livello di un primo sedimentatore vengono allontanati, direttamente dal reflu grezzo, i *solidi sospesi*. Questi vanno a costituire il cosiddetto *fango primario*. A seguito dei processi di conversione e assimilazione biologica delle sostanze nutrienti disciolte nell'acqua di scarico si accumula invece il cosiddetto *fango secondario*. Questo è costituito essenzialmente da biomassa attiva (*cellule batteriche, micelio fungino, alghe, protozoi, molluschi, artropodi* e spoglie di questi organismi). F. primario e secondario sono entrambi F. aerobici, cioè contengono ossigeno molecolare disciolto.

Fig. 1 a) SCHEMA GENERALE DI TRATTAMENTO DELLE ACQUE REFLUE CON INDICAZIONE DELLE FASI DI FORMAZIONE E ACCUMULO DI FANGHI.
 b) RAPPRESENTAZIONE SCHEMATICA DI UN IMPIANTO DI DEPURAZIONE BIOLOGICA DELLE ACQUE REFLUE BASATO SUL SISTEMA A FANGHI ATTIVI



Produzione di F. si ha anche nel caso di trattamento anaerobico delle acque di scarico. I reflui ad alto contenuto di sostanza organica putrescibile, quali per esempio quelli derivanti dall'allevamento zootecnico e dall'industria agro-alimentare, sono di preferenza sottoposti a digestione anaerobica all'interno di speciali reattori chiusi (*digestori*) nei quali i nutrienti organici, in assenza

di ossigeno, sono trasformati, da un peculiare consorzio di microrganismi, in \rightarrow BIOGAS, costituito prevalentemente da metano (CH_4) ed anidride carbonica (CO_2). Anche in questo caso si ha sviluppo di biomassa microbica attiva, seppure in quantità decisamente più modesta rispetto a quanto avviene nei processi depurativi ossidativi. Questo materiale cellulare insieme alla eventuale

frazione "indigerita" (in prevalenza, sostanze naturali con organizzazione molecolare complessa come la lignina, altri polimeri strutturali, resine ecc.), costituisce, a fine processo, il *F. effluente anaerobico*, ricco in composti ridotti quali idrogeno solforato (H_2S), ammoniaca (NH_4) e sostanze organiche ad elevato impatto olfattivo come mercaptani e acidi volatili.

Le caratteristiche dei *F.* prodotti dipendono da numerosi fattori quali la natura del refluo originario, il tipo di processo depurativo adottato e il sistema di separazione dalla fase liquida.

Nella depurazione biologica ossidativa dei reflui civili, per la quale lo schema di processo più diffuso risulta essere quello cosiddetto a *F.* attivi (fig. 1b), i *F. primari* si presentano di solito come un liquido denso, a elevata putrescibilità, decisamente maleodorante. Tali *F.* mostrano una tossicità talvolta marcata poiché gran parte dei composti inquinanti del refluo grezzo vengono adsorbiti sulle particelle in sospensione, separate nel corso della sedimentazione primaria. I *F. secondari* (*F.* attivo in eccesso) sono invece strutturati in agglomerati aventi dimensioni di alcuni millimetri (fiocchi), costituiti prevalentemente da sostanza organica colloidale densamente colonizzata dalla biomassa microbica. Questi *F.* risultano meno fermentescibili dei primari. Al momento della separazione dalla massa d'acqua, i *F.* hanno un contenuto di umidità molto elevato, di norma intorno al 95 per cento per quanto riguarda i *F.* primari e addirittura superiore al 98 per cento nel caso di quelli secondari.

Il volume di *F.* allo stato umido che si formano nel corso della depurazione rappresenta mediamente circa l'1-2 per cento del volume complessivo delle acque reflue trattate.

Nei *F.* primari e secondari, oltre a sostanze contaminanti (metalli pesanti, composti organici tossici refrattari all'attacco microbico ecc.) eventualmente presenti nei reflui sottoposti a trattamento, vanno a concentrarsi anche gli organismi

patogeni (enterobatteri, virus, parassiti) presenti nelle acque di scarico.

Trattamento e smaltimento. I *F.* rappresentano una sorta di concentrato del carico inquinante portato dal refluo originario e perciò richiedono un adeguato trattamento, fisico, chimico o biologico, teso soprattutto ad abbatte la *putrescibilità* (*stabilizzazione*) e il carico di organismi patogeni (*igienizzazione*). È richiesto anche un appropriato smaltimento finale tale da evitare gravi rischi di contaminazione ambientale.

La *digestione anaerobica* (con la possibilità di recupero energetico attraverso l'utilizzo del biogas prodotto), il *trattamento con calce*, la *clorazione*, il *trattamento termico*, la *biostabilizzazione aerobica* (con recupero del potere fertilizzante del \rightarrow COMPOST prodotto), ovvero la *disidratazione* (*ispessimento*) nelle sue varie forme, rappresentano altrettanti processi per la preparazione dei *F.* allo smaltimento finale. Di solito, prima dei trattamenti di stabilizzazione, i *F.* primari sono miscelati con quelli secondari.

Una volta trattati, i *F.* possono seguire diverse procedure di smaltimento quali il confinamento in discariche controllate, l'incenerimento e lo spandimento sui terreni.

La *dispersione a mare* è una pratica consentita (e riveste un ruolo importante) solo in alcune aree geografiche (ad es. Usa e, in ambito europeo, Regno Unito e Irlanda). Il conferimento in discarica è a oggi la forma di smaltimento più diffusa. Il ricorso all'incenerimento è invece assai limitato per motivi economici, legati alla elevata umidità dei *F.*, e per il rischio di avere al camino emissioni fuori norma, a causa dell'alta concentrazione di microinquinanti nella matrice.

Qualora il carico in sostanze tossiche e il grado di igienizzazione (abbattimento degli organismi patogeni) lo consentano, esiste per i *F.* trattati la possibilità di un impiego diretto sui terreni agricoli in funzione ammendante e fertilizzante. In

particolare, i F. di depurazione delle acque urbane, oltre a essere ricchi di sostanza organica, contengono, con riferimento alle sostanze solide, percentuali non trascurabili di nutrienti, quali l'azoto (1,0-6,5 per cento), il fosforo (0,5-3,0 per cento) e il potassio (0,1-0,5 per cento). In Italia le norme per l'utilizzazione diretta dei F. di depurazione delle acque civili in agricoltura sono contenute nel d. l. 27 gennaio 1992, n. 99 "Attuazione della direttiva 86/278/Cee concernente la protezione dell'ambiente, in particolare del suolo, nell'utilizzazione dei F. di depurazione in agricoltura".

Le operazioni di trattamento e smaltimento finale dei F., insieme alle fasi di separazione, finiscono per incidere sensibilmente sull'intero ciclo di depurazione delle acque di scarico: esse possono rappresentare infatti fino al 50 per cento del costo iniziale di investimento e circa il 65 per cento dei costi di gestione.

Riferimenti bibliografici: GRAY M. F., 1992; VISMARA R., 1982; WINKLER M. A., 1993.

GIOVANNI VALLINI

Humus

Nella scienza del → SUOLO, la parola H. è spesso usata come sinonimo di *sostanza organica del terreno*.

Quest'ultima indica, in senso stretto, il complesso delle componenti organiche presenti in un suolo, con esclusione dei tessuti vegetali e animali indecomposti, dei prodotti (detriti organici) originatisi dalla parziale decomposizione dei suddetti tessuti e della biomassa vivente (microorganismi, artropodi ecc.). Tuttavia, a livello di laboratorio, per le oggettive difficoltà nel rimuovere i detriti organici e le cellule microbiche dai campioni di suolo prima delle analisi, si finisce per usare il termine sostanza organica del terreno in un senso più pratico.

Vengono così in essa comprese anche le porzioni organiche in stato di avanzato decadimento e la biomassa microbica, mentre rimangono ancora escluse le porzioni tissutali grossolane (es. radici), la macroflora e la macrofauna.

Caratteristiche e funzioni. Non è possibile disegnare una formula chimica rappresentativa dell'H. È una sostanza di indeterminato peso molecolare, di natura non polimerica, contenente numerosi anelli aromatici con gruppi funzionali fenolici (-OH) e carbossilici (-COOH). L'H. si presenta di colore bruno scuro e risulta costituito fondamentalmente da tre diverse frazioni: l'*humina*, gli *acidi humici* e gli *acidi fulvici*. Queste frazioni sono caratterizzate dalla differente solubilità in alcali od acidi e sono il risultato di complesse reazioni di *ossidazione*, *ciclizzazione*, *polimerizzazione* e *policondensazione* dei composti organici di partenza.

Molte di queste reazioni sono mediate dai microorganismi del suolo. La sostanza organica humificata risulta dinamicamente stabile in ogni terreno nelle condizioni di → CLIMAX.

Negli ecosistemi naturali e, in particolare, in

quelli agricoli (→ AGROECOSISTEMA), l'H. gioca un ruolo cruciale nella fertilità del suolo. Le sostanze humiche sono coinvolte in un'ampia serie di reazioni, la maggior parte delle quali è riconducibile alle proprietà colloidali di questi composti. Esse presentano una estesa superficie e mostrano capacità di adsorbimento di gran lunga superiore a quella dei minerali argillosi. La principale conseguenza di ciò è, nel terreno, il coinvolgimento dell'H. nei fenomeni di chelazione e trasporto degli ioni minerali e di interazione superficiale con molecole di origine biologica (enzimi extracellulari, essudati radicali, composti ad azione antibiotica ecc.) ovvero con composti chimici di sintesi (fungicidi, insetticidi, erbicidi ecc.) immessi nell'ambiente pedologico. Ciò significa, da una parte, la possibilità di contrastare, per esempio, il dilavamento verso gli strati profondi dei macroelementi della fertilità (azoto, fosforo e potassio) apportati al terreno con le concimazioni, mantenendoli a disposizione delle colture, dall'altra, la possibilità di impedire a sostanze tossiche come i → PESTICIDI di raggiungere le falde, favorendone al tempo stesso l'eventuale degradazione microbica. La sostanza organica humificata incrementa inoltre la ritenzione idrica; favorisce l'*aggregazione glomerulare* delle particelle di terreno, promuovendo la struttura dei suoli eccessivamente argillosi o sabbiosi, con evidente facilitazione degli scambi gassosi nel primo caso e riduzione del rischio di erosione nel secondo; aumenta il potere tampone e influenza positivamente l'assorbimento dei nutrienti da parte delle piante, grazie alle proprietà tensioattive dei colloidali humici. Anche i microrganismi del terreno, fondamentali agenti delle reazioni alla base dei → CICLI BIOGEOCHIMICI degli elementi della fertilità e dei fenomeni stessi di humificazione dei detriti organici, sono strettamente correlati alla presenza di H. nel substrato pedologico. Grazie al colore scuro, l'H. facilita infine il riscaldamento del suolo.

Problematiche ambientali. Il contenuto in sostanza organica varia sensibilmente nei diversi tipi di suolo.

Si passa da valori del 5-6 per cento nei terreni a pascolo sino a concentrazioni inferiori all'1 per cento in certi terreni sabbiosi particolarmente erosi, ovvero a contenuti intorno al 10 per cento in terreni di origine palustre. In Italia, la maggior parte dei suoli di interesse agricolo presenta contenuti di sostanza organica ben inferiori al 3 per cento, limite al di sotto del quale cominciano a verificarsi fenomeni di instabilità nella struttura del terreno. Ciò è da imputare principalmente alle pratiche di coltivazione intensiva, basate sul massiccio impiego di concimi chimici e sul ricorso a ripetute lavorazioni del terreno, che, nel lungo periodo, hanno progressivamente determinato la mineralizzazione dell'H. (→ AGRICOLTURA E AMBIENTE).

Quando in un suolo il contenuto di sostanza organica scende addirittura sotto l'1 per cento, si instaurano condizioni critiche per la fertilità, definite come stadio di predesertificazione.

Nella tradizione agronomica, il mantenimento della naturale dotazione di sostanza organica nei suoli era garantito dai ciclici apporti di letame e dai sovesci, pratiche ormai cadute sempre più in disuso nell'agricoltura industriale. Oggi, il progressivo deterioramento di larga parte dei territori coltivati, legato a fenomeni di erosione quando non di vera e propria desertificazione, impone il reintegro della sostanza organica nei terreni. Ciò non solo ai fini del ristabilimento delle condizioni di fertilità biologica, indispensabili per le produzioni agricole, ma anche nell'intento di prevenire gravi danni ambientali derivanti dal mal funzionamento dell'ecosistema suolo, una volta privato della componente organica reattiva. L'apporto di materiale organico non humificato può tuttavia determinare, nel terreno, l'accelerazione dei fenomeni di decomposizione della sostanza organica nativa. Per gli

ammendamenti, si rende perciò necessario prendere in considerazione matrici organiche che abbiano subito processi di humificazione spinta. Una di queste potrebbe essere rappresentata dal → COMPOST maturo.

Riferimenti bibliografici: MCKIBBIN R. R., 1933; NANNIPIERI P. (a cura di), 1993; SCARPONI F., 1988; STEVENSON F. J., 1982; WAKSMAN S. A., 1936.

GIOVANNI VALLINI