



APAT

Agenzia per la protezione dell'ambiente
e per i servizi tecnici

Caratterizzazione chimico-fisica del biostabilizzato proveniente da impianti di trattamento meccanico biologico dei rifiuti

Studio APAT-ARPA-CIC

Informazioni legali

L'Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici o le persone che agiscono per conto dell'Agenzia stessa non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo rapporto.

APAT - Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici
Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma
www.apat.gov.it

Dipartimento Stato dell'Ambiente e Metrologia Ambientale
Servizio Rifiuti

ISBN 978-88-448-0339-1

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Elaborazione grafica

APAT

Fotografie: David Newman, Federico Foschini

Coordinamento tipografico e distribuzione

Michelina Porcarelli, Simonetta Turco
APAT – Servizio Stampa ed Editoria
Ufficio Pubblicazioni

L'impostazione, il coordinamento e la stesura finale sono stati curati da Rosanna LARAIA, **Responsabile del Servizio Rifiuti del Dipartimento Stato dell'Ambiente e Metrologia Ambientale dell'APAT.**

La redazione è stata curata da:

Andrea Massimiliano Lanz (APAT), Costanza MARIOTTA (APAT), Massimo Centemero (CIC), David Newman (CIC), Salvatore Di Rosa (ARPAC), Meri Lolini (ARPAT), Giorgio Croce (ARPAT), Milo Vignali (ARPAT), Olinto Marchi (ARPAT)

Si ringraziano per la collaborazione:

I gestori degli impianti di trattamento meccanico biologico che hanno partecipato alla campagna di analisi.

Werner Zanardi, Marina Massaro e Valeria Perin del Consorzio Italiano Compostatori.

Federico Foschini (APAT)

PREMESSA

Nell'ambito del Protocollo di intesa, sottoscritto dall'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i servizi Tecnici e dal Consorzio Italiano Compostatori, è stata realizzata una campagna di indagine finalizzata ad approfondire i principali aspetti relativi al sistema di gestione dei rifiuti biodegradabili, con particolare riferimento alle modalità di trattamento ed alla caratterizzazione chimico-fisica del rifiuto biostabilizzato proveniente dagli impianti di trattamento meccanico-biologico localizzati sul territorio nazionale.

Scopo principale del presente Rapporto è quello di fornire informazioni utili alla definizione dei limiti di accettabilità per il biostabilizzato proveniente dagli impianti di trattamento meccanico biologico dei rifiuti a valle della raccolta differenziata.

Il Rapporto illustra i risultati della campagna analitica condotta dall'Agenzia e dal CIC in collaborazione con l'ARPA Toscana e l'ARPA Campania, su un campione di dieci impianti di trattamento meccanico biologico. Lo studio ha consentito di caratterizzare il biostabilizzato in uscita da tali impianti e di misurare l'efficienza del processo attraverso la valutazione della stabilità biologica (determinazione dell'Indice di Respirazione Dinamico). Sono stati determinati i parametri relativi a diversi microinquinanti di natura organica (policlorobifenili, idrocarburi policiclici aromatici, diossine e furani) ed inorganica (metalli pesanti), nonché il contenuto di carbonio organico, in termini di TOC e di DOC, ed il potere calorifico.

INDICE

1	NORMATIVA AMBIENTALE DI SETTORE	1
1.1	Obiettivi della campagna sperimentale alla luce dell'attuale contesto normativo	1
1.2	Il contesto normativo	3
1.3	Le linee guida per l'individuazione e l'utilizzazione delle migliori tecniche disponibili per gli impianti di trattamento meccanico biologico	6
1.4	La strategia tematica per la prevenzione e il riciclaggio dei rifiuti	9
1.5	La strategia tematica per la protezione del suolo	10
1.6	La normativa in materia di emissioni osmogene	11
1.7	Il documento di lavoro della DG Ambiente della Commissione europea in materia di trattamento biologico dei rifiuti organici	12
1.8	La Risoluzione del Parlamento europeo su una strategia tematica per il riciclaggio dei rifiuti (2006/2175(INI))	15
2	IL TRATTAMENTO MECCANICO BIOLOGICO: PROCESSI E NUMERI DEL SISTEMA	18
2.1	Descrizione dei processi di trattamento meccanico-biologico	18
2.1.1.	Biostabilizzazione	18
2.1.2.	Bioessiccazione	20
2.1.3.	Digestione anaerobica	21
2.2	Le tecnologie di trattamento	21
2.2.1.	Il processo di biotrasformazione aerobica	21
2.2.2.	Le tecnologie di stabilizzazione biologica aerobica	22
2.3	I presidi ambientali	28
2.3.1.	Le fonti di emissione	28
2.3.2.	Abbattimento chimico-fisico	29
2.3.3.	Ossidazione biologica: biofiltri e bioscrubber	31
2.4	Il quadro impiantistico in Italia	35
2.5	Descrizione del campione di impianti individuato per la campagna sperimentale	40
3	METODI ANALITICI	46
3.1	Metodo di campionamento	46
3.1.1.	Campionamento da cumuli o andane	49
3.1.2.	Campionamento da sistemi chiusi e impianti a ciclo continuo e discontinuo	49
3.1.3.	Metodo della quartatura	50
3.2	Metodo per la determinazione della stabilità biologica (Indice di Respirazione Dinamico)	54
3.2.1.	La determinazione della stabilità biologica	54
3.2.2.	Metodo per la misurazione dell'Indice di Respirazione Dinamico	55
3.3	Metodi per la determinazione dei metalli pesanti	58
3.3.1.	Metalli pesanti ricercati	58

3.3.2.	Le principali fonti di contaminazione di metalli pesanti	60
3.3.3.	Metodo EPA 3050B	63
3.3.4.	Metodo IRSA 16 - Q 64, APAT-IRSA-CNR 3150C	65
3.3.5.	Metodo IRSA 10 – Q 64	66
3.3.6.	Metodiche utilizzate per la determinazione dei metalli sull'eluato.	67
3.4	Metodi per la determinazione del Carbonio Organico Totale (TOC) e del Carbonio Organico Disciolto (DOC)	67
3.4.1.	Metodo UNI-EN-13137	67
3.4.2.	Metodo APAT-IRSA/CNR 5040	68
3.5	Metodo per la determinazione dei microinquinanti organici (IPA, PCB, diossine e furani)	70
3.6	Metodo per la determinazione del potere calorifico	77
4	RISULTATI ANALITICI	79
4.1	Determinazione della stabilità biologica (Indice di Respirazione Dinamico)	79
4.2	Determinazione dei metalli pesanti	82
4.2.1.	Determinazione sul campione in uscita dall'impianto	82
4.2.2.	Determinazione sull'eluato	83
4.3	Determinazione del Carbonio Organico Totale (TOC) e del Carbonio Organico Disciolto (DOC)	89
4.4	Determinazione dei microinquinanti organici (IPA, PCB, PCDD e PCDF)	90
4.4.1.	Idrocarburi Policiclici Aromatici	90
4.4.2.	Policlorobifenili	93
4.4.3.	Policlorodibenzodiossine (PCDD), Policlorodibenzofurani(PCDF)	96
4.5	Determinazione del potere calorifico	100
5	CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE	102
	BIBLIOGRAFIA	108

1. NORMATIVA AMBIENTALE DI SETTORE

1.1 Obiettivi della campagna sperimentale alla luce dell'attuale contesto normativo

Alla luce delle disposizioni previste dal decreto legislativo 31 gennaio 2003, n. 36, di recepimento della direttiva 99/31/CE, in merito alla riduzione del rifiuto biodegradabile conferito in discarica e all'obbligo di pretrattare il rifiuto prima del suo smaltimento, si rende sempre più necessario, a livello nazionale, considerare le possibili soluzioni operative, tecniche e gestionali tali da consentire una più razionale gestione della frazione organica.

Tale frazione può, infatti, rivestire un ruolo essenziale sia in un'ottica di prevenzione del deterioramento dei suoli e di ripristino della fertilità degli stessi, sia di riduzione delle emissioni in atmosfera di gas climalteranti. Con riferimento a quest'ultimo aspetto, va evidenziato che la frazione organica risulta la maggiore responsabile, una volta allocata in discarica, dell'emissione di biogas e percolati ad elevato carico organico ed azotato; di qui la necessità di prevedere una drastica riduzione del suo smaltimento al fine, da una lato, di ridurre le emissioni di gas serra, in particolare di metano, e dall'altro di migliorare le condizioni operative generali in discarica diminuendo l'aggressività chimica dei percolati.

In tal senso, un adeguato pretrattamento può garantire l'abbattimento delle componenti organiche fermentescibili, anche in termini di peso e volume, nonché eliminare patogeni umani, animali e vegetali.

Una delle forme di gestione che nell'ultimo decennio si è affermata in tutto il contesto nazionale, è rappresentata dal trattamento meccanico biologico che, nel 2006, è arrivato a trattare quasi il 30% dei rifiuti urbani complessivamente prodotti, assumendo un ruolo strategicamente determinante nella gestione del rifiuto urbano indifferenziato.

Va evidenziato, tuttavia, che per il materiale in uscita dagli impianti di trattamento meccanico biologico, fatta eccezione per il compost da rifiuti di cui alla deliberazione del comitato interministeriale del 27 luglio 1984, non esiste, allo stato attuale, alcuna normativa di riferimento, che ne disciplini la corretta gestione. In ogni caso, tale materiale è da considerarsi, a tutti gli effetti, ancora un rifiuto il cui eventuale utilizzo in attività paesistiche e di recupero ambientale, deve essere, comunque, limitato sia nelle dosi che nelle destinazioni, differenziandosi sostanzialmente dal "compost di qualità" (Ammendante Compostato) che risulta, invece, liberamente commercializzabile ed utilizzabile in agricoltura ai sensi del D.Lgs. 217/06.

In assenza di una specifica normativa nazionale diverse regioni hanno emanato norme tecniche relative alla gestione degli impianti di trattamento meccanico biologico, che tuttavia disciplinano in maniera non sempre uniforme la materia, determinando condizioni di disparità fra gestori di impianti sul territorio nazionale.

A tal proposito, si segnala che con decreto ministeriale del 29 gennaio 2007 sono state emanate le linee guida per l'individuazione e l'utilizzazione delle migliori tecniche disponibili in materia di gestione dei rifiuti, per le attività elencate nell'allegato I, punto 5, del decreto legislativo 18 febbraio 2005, n. 59, di recepimento integrale della direttiva 96/61/CE sulla prevenzione e controllo integrato dell'inquinamento (IPPC). Tali linee guida dovrebbero sanare le pregresse condizioni di disparità esistenti sul territorio nazionale a causa di norme tecniche regionali non omogenee nei contenuti, e determinare un sicuro miglioramento delle performance ambientali degli impianti. Tra le attività individuate figurano gli impianti di trattamento meccanico biologico del rifiuto indifferenziato a valle della raccolta differenziata.

La Commissione Europea sta avviando, inoltre, specifiche iniziative volte alla definizione di una direttiva comunitaria in materia di rifiuti biodegradabili, che dovrebbe essere emanata entro la fine del 2008.

L'attuale lacuna normativa, evidenziata anche dal fatto che non esiste un termine univoco che individua il materiale prodotto dal trattamento meccanico biologico (compost da rifiuti, frazione organica stabilizzata, biostabilizzato), e la carenza di dati specifici in materia di impieghi, necessita di essere presto colmata anche attraverso l'emanazione di un apposito decreto, previsto, peraltro, all'art. 195, comma 2 lettera *q* del D.Lgs. 152/06 in grado di disciplinare completamente la materia (caratteristiche del biostabilizzato, usi specifici, regime autorizzativo).

In tale contesto, l'APAT da diverso tempo dedica particolare interesse allo studio delle caratteristiche chimico-fisiche e dei possibili utilizzi del biostabilizzato, ad esempio, in attività paesaggistiche e di ripristino ambientale o per una sua collocazione finale in discarica, con lo scopo di fornire utili elementi tecnico conoscitivi per l'elaborazione di una normativa tecnica di settore.

Una prima campagna sperimentale è stata condotta da APAT, nel corso del 2001, in collaborazione con l'Università degli Studi di Milano al fine di verificare l'efficacia dei processi aerobici per la stabilizzazione della sostanza organica dei rifiuti urbani. I risultati dello studio hanno evidenziato la possibilità di conseguire bassi valori dell'indice di respirazione dinamico, ovvero un elevato livello di stabilità biologica.

Più in dettaglio, tale indagine era stata effettuata su rifiuti sottoposti a tre diverse tipologie di trattamento: biostabilizzazione a flussi separati, biostabilizzazione/bioessiccazione a flusso unico e bioessiccazione con produzione di frazione secca/CDR.

La sperimentazione aveva portato ad osservare, a prescindere dalla tipologia di rifiuto trattato, una drastica riduzione dell'indice di respirazione dinamico a fine processo, confermando la possibilità di raggiungere, anche in tempi brevi (compresi tra i 15 ed i 30 giorni), elevati valori di stabilità biologica ed una forte riduzione della putrescibilità totale. Complessivamente, ad esclusione dei rifiuti sottoposti al bioessiccamento per la produzione di CDR, i rifiuti in uscita dagli impianti mostravano valori al di sotto dei $1.000 \text{ mgO}_2 \text{ kgSV}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Nel caso delle frazioni residue della produzione di CDR si erano riscontrati valori più elevati attribuibili, probabilmente, ad un aumento, in seguito a vagliatura, della concentrazione della frazione più fermentescibile nella frazione residua.

Un'ulteriore campagna analitica, volta alla definizione della stabilità biologica del biostabilizzato in uscita dagli impianti di trattamento meccanico biologico, è stata condotta dall'Agenzia nel corso del 2003, questa volta in collaborazione con il Consorzio Italiano Compostatori e con l'Istituto Superiore di Sanità.

Tale campagna, a differenza della precedente, ha, tuttavia, evidenziato valori dell'indice di respirazione dinamico decisamente altalenanti, sia tra i diversi impianti, che all'interno del singolo impianto; dato l'esiguo numero di impianti monitorati e, quindi, la scarsa rappresentatività dei risultati ottenuti, l'indagine non ha, però, consentito di effettuare valutazioni esaustive ed ha, anzi, evidenziato la necessità di pervenire ad un maggior approfondimento.

Nel contempo altri specifici studi in materia, condotti da diversi Soggetti istituzionali, hanno prodotto risultati disomogenei, pur lavorando su matrici analoghe, in funzione delle procedure e del quantitativo di campione utilizzato.

Si è rilevata, inoltre, l'assoluta assenza di informazioni specifiche relativamente all'eventuale presenza, nel biostabilizzato, di microinquinanti organici altamente pericolosi quali diossine, furani, IPA e PCB.

Pertanto, al fine di approfondire le conoscenze tecnico-scientifiche in materia ed in considerazione della disomogeneità delle informazioni pregresse, l'APAT in accordo con il Consorzio Italiano Compostatori, ha ritenuto opportuno intraprendere un'apposita campagna analitica su un campione più rappresentativo di impianti dislocati su tutto il territorio nazionale (complessivamente 10, di cui 4 localizzati al Nord, 5 al Centro ed 1 al Sud), stipulando un Protocollo di Intesa con lo stesso Consorzio, e apposite convenzioni con le Agenzie Regionali per la protezione dell'Ambiente della Toscana e della Campania.

La campagna analitica ha preso in esame la valutazione della stabilità biologica, tramite la determinazione dell'Indice di Respirazione Dinamico, per misurare l'efficienza del processo adottato nella riduzione della frazione putrescibile, nonché gli aspetti legati alla presenza di diversi microinquinanti di natura organica (policlorobifenili, idrocarburi policiclici aromatici, diossine e furani) ed inorganica (metalli pesanti). Le analisi hanno, inoltre, previsto la determinazione del carbonio organico totale e solubile, della sostanza secca e del potere calorifico.

Più in dettaglio, nell'ambito delle attività previste dalla campagna, l'APAT, in collaborazione con ARPA Toscana e ARPA Campania, si è occupata della determinazione del contenuto dei microinquinanti organici (ARPAT) e dei metalli pesanti, carbonio organico totale, carbonio organico solubile e sostanza secca (ARPAC) su campioni prelevati alla fine del trattamento; il CIC ha, invece, direttamente seguito la parte inerente le analisi per la determinazione dell'IRD e del potere calorifico inferiore sui campioni prelevati alla fine della fase attiva di stabilizzazione ed al termine del processo (tali analisi sono state eseguite in più laboratori di provata esperienza). APAT, CIC e ARPAT hanno partecipato alle operazioni di campionamento presso i vari impianti.

La campagna sperimentale è stata preceduta da un'indagine preliminare volta a definire le modalità operative e le tecnologie di trattamento adottate dai singoli impianti e a caratterizzare merceologicamente il rifiuto in ingresso al fine di determinare le principali caratteristiche quali-quantitative dello stesso.

1.2 Il contesto normativo

La regolamentazione in materia di gestione dei rifiuti organici biodegradabili è, ad oggi, affidata ai diversi Stati Membri non essendo stata, ancora, emanata alcuna direttiva atta ad armonizzare le normative nazionali. Il recupero della frazione biodegradabile riveste un ruolo primario nel sistema integrato di gestione dei rifiuti contribuendo, da un lato, a restituire sostanza organica ai suoli al fine contrastarne la perdita di fertilità e, dall'altro, a ridurre i quantitativi di frazione altamente putrescibile avviati a smaltimento.

In Italia, la realizzazione e la gestione degli impianti di trattamento biologico dei rifiuti indifferenziati sono sottoposte alla disciplina autorizzativa originariamente prevista dagli articoli 27 e 28 del D.Lgs 22/97 ed, attualmente, dal capitolo IV - Parte IV del decreto legislativo 3 aprile 2006, n.152, "*Norme in materia ambientale*" (artt. 208-213), così come modificato dal D.Lgs. 16 gennaio 2008, n. 4. Quest'ultimo, in particolare, ha introdotto alcune modifiche al sistema delle autorizzazioni, prevedendo che "*le prescrizioni dell'autorizzazione possono essere modificate, prima del termine di scadenza e dopo almeno cinque anni dal rilascio, nel caso di condizioni di criticità ambientale, tenendo conto dell'evoluzione delle migliori tecnologie disponibili*". La possibilità di consentire la revocabilità o la modificabilità

di un'autorizzazione in essere, sia in presenza di condizioni tali da determinare pericoli per l'ambiente, che in presenza di un'evoluzione tecnologica tale da ridurre significativamente le pressioni esercitate dall'impianto sull'ambiente, è già presente in altre disposizioni di carattere ambientale, in particolare nella disciplina IPPC.

Altra modifica introdotta riguarda le modalità di revoca in caso di non conformità delle autorizzazioni alle condizioni e prescrizioni fissate dall'autorità competente, diverse a seconda della gravità dell'infrazione riscontrata.

Con riferimento alle procedure semplificate per l'esercizio delle operazioni di recupero e messa in riserva (ex articoli 31 e 33 del D.Lgs 22/97), sono state, invece, introdotte nell'ordinamento nazionale con l'emanazione dei decreti ministeriali 5 febbraio 1998 (per i rifiuti non pericolosi) e 161/2002 (per i rifiuti pericolosi), e rappresentano importanti strumenti per promuovere il recupero dei rifiuti.

Anche il decreto legislativo 3 aprile 2006, n.152 ripropone le procedure semplificate, subordinandole al rispetto di condizioni e prescrizioni fissate da appositi decreti, che dovranno essere emanati. In attesa dell'emanazione dei nuovi decreti, l'articolo 214, comma 5 dispone, comunque, che per il recupero agevolato dei rifiuti continuino a trovare applicazione i citati decreti 5 febbraio 1998 e 161/2002. Va, comunque, evidenziato che il recupero in procedura semplificata si riferisce, per quanto attiene gli impianti di trattamento biologico della frazione organica selezionata alla fonte, esclusivamente alla produzione di ammendante compostato ai sensi del D.Lgs 217/2006.

Gli impianti di trattamento meccanico biologico devono, invece, essere autorizzati ai sensi dell'articolo 208 e seguenti del citato D.Lgs. 152/06, che accorpa in un unico procedimento le autorizzazioni ex articoli 27 e 28 del D.Lgs. 22/97.

Il materiale in uscita da detti impianti va considerato, a tutti gli effetti, un rifiuto il cui eventuale utilizzo in attività paesaggistiche e di ripristino ambientale, quale fonte di sostanza organica, deve essere limitato sia nelle dosi che nelle destinazioni. È indispensabile, in ogni caso, che esso sia contraddistinto da un elevato grado di stabilità e da un basso contenuto di sostanze inquinanti e di materiali inerti. Purtroppo, l'unico riferimento normativo, che sembrerebbe essere ancora vigente è la deliberazione 27 luglio 1984 che regola il compost da rifiuti fissando parametri in relazione alla qualità del materiale e specifiche modalità di impiego. La normativa è sicuramente non aggiornata e non più conforme ai nuovi indirizzi comunitari e nazionali in materia.

Tra le possibili destinazioni d'uso del biostabilizzato si citano:

- la sistemazione di aree di rispetto di autostrade e ferrovie (scarpate, argini, terrapieni);
- la costituzione di aree verdi di grandi dimensioni: costituzione di parchi pubblici, campi da golf, campi da calcio;
- il recupero ambientale di cave esaurite;
- il ripristino ambientale di discariche esaurite o di aree inquinate;
- capping periodico durante la coltivazione delle discariche.

Al fine di delineare il quadro normativo di riferimento dei rifiuti biodegradabili va ricordata, anche, la direttiva 1999/31/CE del 26 aprile 1999, relativa alle discariche di rifiuti, che introduce specifici obiettivi di riduzione dello smaltimento di rifiuti organici biodegradabili in discarica, indicando, all'articolo 5, il riciclaggio, il trattamento biologico (compostaggio, digestione anaerobica) ed il recupero di materia ed energia tra le misure da mettere in atto al fine di conseguire tale riduzione.

Allo stesso articolo 5 viene, inoltre, disposto che non oltre due anni dal recepimento della direttiva gli Stati membri elaborino “una strategia nazionale al fine di procedere alla riduzione dei rifiuti biodegradabili da collocare a discarica” e notifichino tale strategia alla Commissione Europea.

I target di riduzione fissati sono:

- a) *non oltre cinque anni dal termine ultimo di recepimento della direttiva, i rifiuti urbani biodegradabili da collocare a discarica devono essere ridotti al 75% del totale (in peso) dei rifiuti urbani biodegradabili prodotti nel 1995 o nell'ultimo anno prima del 1995 per il quale siano disponibili dati EUROSTAT normalizzati;*
- b) *non oltre otto anni dal termine ultimo di recepimento della direttiva, i rifiuti urbani biodegradabili da collocare a discarica devono essere ridotti al 50% del totale (in peso) dei rifiuti urbani biodegradabili prodotti nel 1995 o nell'ultimo anno prima del 1995 per il quale siano disponibili dati EUROSTAT normalizzati;*
- c) *non oltre quindici anni dal termine ultimo di recepimento della direttiva, i rifiuti urbani biodegradabili da collocare a discarica devono essere ridotti al 35% del totale (in peso) dei rifiuti urbani biodegradabili prodotti nel 1995 o nell'ultimo anno prima del 1995 per il quale siano disponibili dati EUROSTAT normalizzati.*

Gli obiettivi di cui sopra, dovranno essere riesaminati dal Consiglio due anni prima della data di cui alla precedente lettera c) “in base ad una relazione della Commissione sull'esperienza pratica acquisita dagli Stati membri nel conseguimento degli obiettivi di cui alle lettere a) e b), corredata, se del caso, di una proposta intesa a confermare o a modificare tale obiettivo, al fine di assicurare un livello elevato di tutela ambientale.

Gli Stati membri che nel 1995 o nell'ultimo anno prima del 1995 per il quale siano disponibili dati EUROSTAT normalizzati collocavano a discarica più dell'80% dei rifiuti urbani raccolti potranno rinviare la realizzazione degli obiettivi indicati nelle lettere a), b) o c) per un periodo non superiore a quattro anni. Gli Stati membri che intendono far valere la presente disposizione informano in anticipo la Commissione della loro decisione. La Commissione informa gli Stati membri ed il Parlamento europeo di tale decisione.”

La direttiva 1999/31/CE è stata recepita nell'ordinamento nazionale con il D.Lgs 36/2003, che, in coerenza con la direttiva stessa, introduce specifici obiettivi di riduzione dello smaltimento di rifiuti organici biodegradabili in discarica. Esso, all'articolo 5, comma 1, dispone, infatti, che ogni Regione, entro un anno dalla data di entrata in vigore del decreto stesso, elabori ed approvi “un apposito programma ad integrazione del piano regionale di gestione dei rifiuti di cui all'articolo 22 del Decreto Legislativo n. 22 del 1997, allo scopo di raggiungere, a livello di Ambito Territoriale Ottimale, oppure, ove questo non sia stato istituito, a livello provinciale, i seguenti obiettivi:

- a) *entro cinque anni dalla data di entrata in vigore del decreto i rifiuti urbani biodegradabili devono essere inferiori a 173 kg/anno per abitante;*
- b) *entro otto anni dalla data di entrata in vigore del presente decreto i rifiuti urbani biodegradabili devono essere inferiori a 115 kg/anno per abitante;*
- c) *entro quindici anni dalla data di entrata in vigore del presente decreto i rifiuti urbani biodegradabili devono essere inferiori a 81 kg/anno per abitante”.*

Il successivo comma 2 stabilisce, altresì, che il suddetto programma preveda il trattamento dei rifiuti ed, in particolare, il riciclaggio, il trattamento aerobico o anaerobico, il recupero di materiali o energia. Gli obiettivi di riduzione e la necessità di prevedere adeguati sistemi di trattamento dovrebbero, in definitiva, incentivare il ricorso al recupero di materia e

convogliare quantitativi sempre maggiori di sostanza organica biodegradabile verso i processi di compostaggio e biostabilizzazione.

In merito alla normativa di settore possono essere citate alcune norme regionali relative alla gestione di trattamento di rifiuti, quali ad esempio:

- Deliberazione della Giunta Regionale del Veneto del 10 marzo 2000, n. 766, relativa alle “Norme tecniche per la realizzazione e la conduzione degli impianti di recupero e di trattamento delle frazioni organiche dei rifiuti urbani ed altre matrici organiche mediante compostaggio, biostabilizzazione e digestione anaerobica”,
- Linee guida della Regione Lombardia relative alla costruzione ed all’esercizio degli impianti di compostaggio (DGR del 16 aprile 2003, n. DGR del 17 luglio 1999, n. 44263)
- Linee guida per la progettazione, la costruzione e la gestione degli impianti di compostaggio e di stabilizzazione” della regione Basilicata (Bollettino Ufficiale della Regione Basilicata 8 maggio 2002, n. 32)
- “Criteri e linee guida per l’utilizzo della frazione organica stabilizzata” della Campania (Comitato tecnico ex ordinanza commissariale n. 58/2002)
- “Approvazione del contratto di programma per l’utilizzazione del compost” della regione Emilia Romagna (DGR 1 marzo 2000, n. 647)
- “Piano di gestione dei rifiuti e di bonifica delle aree inquinate” della Puglia (Segreto del Commissario delegato all’emergenza ambientale 30 settembre 2002, n. 296)
- “Linee guida per la progettazione, la costruzione e la gestione degli impianti di compostaggio” della Sicilia (Gazzetta Ufficiale Regione Siciliana, n. 27 parte I del 14/06/2002)
- Delibera di Giunta dell’Emilia Romagna n.2006/1996, approvata il 29/12/2006, “Regolamentazione dell'utilizzo del biostabilizzato ottenuto dalla stabilizzazione aerobica delle matrici organiche dei rifiuti”.

1.3 Le linee guida per l’individuazione e l’utilizzazione delle migliori tecniche disponibili per gli impianti di trattamento meccanico/biologico (DM 29 gennaio 2007)

Il Decreto legislativo 18 febbraio 2005, n. 59, che abroga il D.Lgs. 372/99, recepisce integralmente la direttiva 96/61/CE sulla prevenzione e il controllo integrato dell’inquinamento (IPPC), prevedendo l’estensione della disciplina IPPC anche agli impianti nuovi e a quelli soggetti a modifiche sostanziali.

Il decreto, in conformità alla direttiva 96/61/CE, prevede l’utilizzo delle migliori tecniche disponibili (meglio note con l’acronimo inglese di BAT, “Best Available Techniques”) definendole come *“la più efficiente e avanzata fase di sviluppo di attività e relativi metodi di esercizio indicanti l'idoneità pratica di determinate tecniche a costituire, in linea di massima, la base dei valori limite di emissione intesi ad evitare oppure, ove ciò si riveli impossibile, a ridurre in modo generale le emissioni e l'impatto sull'ambiente nel suo complesso”*. A tale scopo occorre considerare le seguenti definizioni:

- *“tecniche”*: si intende sia le tecniche impiegate, sia le modalità di progettazione, costruzione, manutenzione, esercizio e chiusura dell'impianto;
- *“migliori”*: qualifica le tecniche più efficaci per ottenere un elevato livello di protezione dell'ambiente nel suo complesso;
- *“disponibili”*: qualifica le tecniche sviluppate su una scala che ne consenta l'applicazione in condizioni economicamente e tecnicamente valide nell'ambito del pertinente comparto industriale, prendendo in considerazione i costi e i vantaggi, indipendentemente dal fatto che siano o meno applicate o prodotte in ambito nazionale, purché il gestore possa avervi accesso a condizioni ragionevoli.

Il decreto disciplina, poi, le condizioni per il rilascio, il rinnovo ed il riesame dell'autorizzazione integrata ambientale (AIA) degli impianti di cui all'Allegato I del decreto stesso, nonché le modalità di esercizio degli impianti medesimi. Nell'Allegato I al punto 5 sono a tal fine elencati gli impianti di gestione dei rifiuti assoggettati alla disciplina IPPC:

1. Impianti per l'eliminazione o il recupero di rifiuti pericolosi definiti negli allegati II A e II B (operazioni R1, R5, R6, R8 e R9) della direttiva 75/442/CEE e nella direttiva 75/439/CEE, con capacità di oltre 10 tonnellate al giorno
2. Impianti di incenerimento dei rifiuti urbani con una capacità superiore a 3 tonnellate all'ora
3. Impianti per l'eliminazione dei rifiuti non pericolosi quali definiti nell'allegato II A della direttiva 75/442/CEE ai punti D8, D9 con capacità superiore a 50 tonnellate al giorno
4. Discariche che ricevono più di 10 tonnellate al giorno o con una capacità totale di oltre 25.000 tonnellate, ad esclusione delle discariche per i rifiuti inerti

L'analisi delle tipologie di impianti evidenzia che quelli di trattamento meccanico biologico (operazioni D8 e D9) con potenzialità superiore a 50 tonnellate giorno devono richiedere l'autorizzazione integrata ambientale.

Ai fini del rilascio dell'AIA, l'autorità competente deve far riferimento alle BAT individuate in Linee guida nazionali elaborate da apposita Commissione interministeriale ed emanate da appositi decreti del Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare, delle attività produttive e della salute. Per la predisposizione delle linee guida detta Commissione, a sua volta, ha istituito diversi gruppi tecnici ristretti (GTR), per ciascuno dei settori assoggettati alla direttiva IPPC.

Con decreto ministeriale 29 gennaio 2007 sono state emanate le linee guida per l'individuazione e l'utilizzazione delle migliori tecniche disponibili in materia di gestione dei rifiuti, per le attività elencate nell'allegato I, punto 5, del decreto legislativo 18 febbraio 2005, n. 59.

Scopo principale delle linee guida è quello di costituire un riferimento sulle conoscenze tecniche e tecnologiche, di supporto sia all'operatore in fase di predisposizione della documentazione per la domanda di AIA, sia all'autorità competente che dovrà istruire il procedimento e rilasciare la relativa autorizzazione (art. 4 del D.Lgs. 59/2005). Ciò dovrebbe permettere di sanare le pregresse condizioni di disparità esistenti sul territorio nazionale e determinate dall'emanazione di norme tecniche regionali che hanno disciplinato la materia in maniera non sempre uniforme.

Le tecniche individuate sono indirizzate alla minimizzazione degli impatti sulla salute umana e sull'ambiente, e pongono particolare attenzione non solo alle modalità di gestione delle singole tipologie di impianti di trattamento dei rifiuti, ma anche alle attività di monitoraggio e controllo delle emissioni su tutte le matrici ambientali nel rispetto degli specifici requisiti stabiliti dalla normativa vigente.

Va evidenziato che l'applicabilità delle BAT relative al settore della gestione dei rifiuti non è di carattere generale, risultando fortemente influenzata dalla tipologia di rifiuti trattati e, soprattutto, dalle condizioni locali nelle quali uno specifico impianto è chiamato ad operare.

Si evidenzia, inoltre, che la Commissione europea proporrà di inserire il compostaggio dei rifiuti nel campo di applicazione della direttiva IPPC al momento della sua revisione, per

garantire standard europei per il trattamento dei rifiuti biodegradabili e per il compost prodotto dagli impianti.

Le linee guida nazionali per gli impianti di trattamento meccanico biologico, il cui riferimento, a livello europeo, è rappresentato dal “Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries” (WT BRef), dopo aver illustrato gli scopi ed obiettivi del documento (Capitolo A), individuano un quadro dello stato attuale e delle prospettive riguardo ai processi ed alle tecnologie del trattamento biologico dei rifiuti urbani e speciali, tracciando una sintesi dei lavori svolti a livello europeo (Capitoli B e D).

Nel capitolo D sono dettagliatamente descritti i diversi processi di trattamento meccanico-biologico (trattamento aerobico: biostabilizzazione-bioessiccazione; digestione anaerobica: processi wet, semi-wet e dry) impiegati per la trasformazione della sostanza organica, e le principali operazioni ad essi legate, con specifico riferimento alla fase dello stoccaggio, pretrattamento, trattamento biologico, post-trattamento. Indicazioni precise sono fornite in merito ai principali vantaggi e svantaggi connessi a ciascuna delle fasi suddette, nonché all’analisi dei dati operativi e degli specifici campi di applicazione.

Sono, inoltre, fornite informazioni riguardo agli attuali livelli di emissioni ed ai consumi di risorse (materie prime ed energia) del settore ed esposte le linee guida sulle possibili tecniche che possono costituire BAT di riferimento a livello nazionale, tenuto conto della specifica situazione del settore nel sistema di gestione dei rifiuti in Italia, e dell’influenza legata alla specifica tipologia di rifiuto trattato.

Particolare attenzione viene posta ai presidi ambientali, considerando che i maggiori impatti dovuti al trattamento biologico dei rifiuti sono perlopiù legati alle emissioni odorigene, di particolare rilevanza nelle sezioni ove avvengono le trasformazioni di tipo biologico-aerobico e di ricezione dei materiali, stoccaggio e pretrattamento, alle emissioni di rumori, dovuti all’impiego di macchine di riduzione volumetrica, e alla produzione di polveri e particolato fine.

Per il contenimento delle emissioni odorigene, possono esser adottate diverse soluzioni che possono prevedere un abbattimento di tipo chimico-fisico (ad esempio, combustione dei composti organici, adsorbimento su carbone attivo, ossidazione chimica e assorbimento, ecc.) oppure di tipo biologico (biofiltri o bioscrubber).

Il capitolo E, che costituisce la sezione centrale delle linee guida, è dedicato all’individuazione delle migliori tecniche disponibili relative alle varie fasi di trattamento: pretrattamento, trattamento biologico aerobico (biostabilizzazione- bioessiccazione), trattamento biologico anaerobico (processi wet, semi-wet e dry), stoccaggio, post-trattamento.

Le BAT elencate in tale capitolo sono, poi, completate da quelle, di carattere più generale, riportate nel capitolo G.

In particolare, vengono approfonditi gli aspetti tecnici e tecnologici relativi alle operazioni di trattamento aerobico e anaerobico, e ai presidi ambientali, riportando i principali parametri di processo o impiantistici da monitorare costantemente al fine di garantire il corretto svolgimento del processo stesso, nonché gli accorgimenti impiantistici, a seconda dei sistemi impiegati (aperti o chiusi, aerati o non aerati), e le corrette modalità di gestione da adottarsi fin dalla fase di accettazione del rifiuto.

Viene, infine, esaminata la fattibilità economica, attraverso l’analisi costi-benefici, che deve essere eseguita caso per caso, in quanto non può prescindere da fattori locali (ambientali, gestionali, territoriali, economici e sociali) o da problematiche particolari che possono influenzare fortemente le scelte di carattere tecnico-gestionale.

Nell'analisi delle BAT vengono approfonditi gli aspetti ambientali, i bilanci di materia, i consumi e i rendimenti, le emissioni in atmosfera, negli scarichi idrici e la produzione dei rifiuti; sono, altresì, analizzati i principali parametri ai fini dell'ottimizzazione delle rese di processo.

Le linee guida prevedono, inoltre, l'individuazione e l'adozione, da parte degli impianti, di particolari strumenti gestionali ovvero un piano di gestione operativa, il programma di sorveglianza e controllo e quello di chiusura e ripristino ambientale per la fruibilità del sito a chiusura dell'impianto, secondo la destinazione urbanistica dell'area.

Una volta applicate, le linee guida sull'individuazione ed utilizzazione delle migliori tecniche disponibili determineranno un sicuro miglioramento delle performance ambientali degli impianti, soprattutto per quanto attiene agli aspetti gestionali, garantendo, inoltre, un miglioramento delle caratteristiche dei materiali in uscita ed ampliando le possibilità di un loro reale recupero.

1.4 La strategia tematica per la prevenzione e il riciclaggio dei rifiuti

La Commissione Europea, il 21 dicembre 2005, ha adottato la Comunicazione (2005) 666 finale, «*Uso sostenibile delle risorse: una strategia tematica per la prevenzione e il riciclaggio dei rifiuti*», accompagnata da una proposta di revisione della Direttiva Quadro Rifiuti (COM (2005) 667 final).

La strategia tematica dei rifiuti è stata elaborata nel contesto del Sesto programma d'azione a favore dell'ambiente e, insieme alla strategia tematica per l'utilizzo sostenibile delle risorse, contribuisce a definire un utilizzo efficace e sostenibile delle risorse naturali. In particolare, la strategia mira alla riduzione degli impatti ambientali negativi generati dai rifiuti lungo il corso della loro esistenza, dalla produzione al riciclaggio, sino allo smaltimento finale. Tale approccio, basato principalmente sull'impatto ambientale e sul ciclo di vita delle risorse, permette di considerare i rifiuti non solo come fonte d'inquinamento da ridurre, ma soprattutto come potenziale risorsa da sfruttare.

Nuovo obiettivo, infatti, è quello di far sì che l'UE diventi *“una società fondata sul riciclaggio, che cerca di evitare la produzione di rifiuti e utilizza i rifiuti come risorsa”*.

Restano validi, dunque, gli obiettivi della politica comunitaria di gestione dei rifiuti già fissati prima dell'adozione della strategia: prevenzione (quantitativa e qualitativa) della produzione di rifiuti, promozione del loro riutilizzo, riciclaggio e recupero.

Per conseguire tali obiettivi molte sono le misure da mettere in atto ed individuate dalla Strategia; tra le altre si citano:

- attuazione alla legislazione in vigore;
- introduzione di standard prestazionali per gli impianti di riciclaggio e per i prodotti riciclati, anche attraverso l'estensione della disciplina IPPC a tutti gli impianti di recupero;
- introduzione del concetto di “efficienza” dell'operazione recupero, soprattutto per quanto riguarda il recupero energetico negli impianti di incenerimento di rifiuti;
- introduzione del concetto del “ciclo di vita” nella politica in materia di rifiuti, al fine di individuare più facilmente le priorità e le politiche da adottare per ottenere il massimo beneficio ambientale;
- miglioramento della gestione dei rifiuti biodegradabili;
- adozione di Piani di prevenzione dei rifiuti a livello nazionale, regionale o locale.

In particolare, la strategia mira a ridurre l'impatto sull'ambiente delle diverse operazioni legate alla gestione dei rifiuti, e ad incoraggiare il settore del riciclaggio al fine di reintrodurre i rifiuti nel ciclo economico sotto forma di prodotti di qualità.

In tale contesto assume un ruolo di particolare importanza la gestione dei rifiuti biodegradabili, divenendo obiettivo prioritario il loro allontanamento dalla discarica, ove viene prodotto metano, un gas serra 21 volte più potente del biossido di carbonio. La direttiva 1999/31/CE relativa alle discariche stabilisce, come precedentemente evidenziato, specifici obiettivi di riduzione della frazione biodegradabile dei rifiuti, il cui raggiungimento andrà attentamente monitorato per garantire che anche i Paesi che non hanno ancora attivato specifici interventi siano in grado di attuare le disposizioni legislative. Ribadisce, inoltre, che non esiste un'unica soluzione ottimale dal punto di vista ambientale per gestire i rifiuti biodegradabili; le alternative più corrette alla discarica vanno valutate nei singoli contesti territoriali, tenendo conto dei numerosi fattori locali, tra i quali, i sistemi di raccolta, la composizione e la qualità dei rifiuti, le condizioni climatiche, l'impatto sui cambiamenti climatici, la possibilità di utilizzare il compost nella lotta contro il degrado del suolo.

La strategia prevede, in particolare, l'adozione di linee guida da parte della Commissione, basate sull'applicazione del "principio del ciclo di vita" alla gestione dei rifiuti biodegradabili, l'adozione di strategie di gestione da parte degli Stati membri che dovranno, pertanto, rivedere le loro strategie nazionali e i piani di gestione dei rifiuti urbani, e l'inserimento del trattamento biologico dei rifiuti nel campo di applicazione della direttiva IPPC al momento della sua revisione.

1.5 La strategia tematica per la protezione del suolo

La strategia tematica per la protezione del suolo si compone di una Comunicazione (COM(2006)231) contenente i principi base per la definizione di una politica di protezione del suolo a livello comunitario, di una proposta di direttiva per la protezione del suolo (COM(2006)232) e di un'analisi degli impatti ambientali, economici e sociali (SEC(2006)1165 e SEC(2006)620).

La Comunicazione evidenzia la necessità di adottare opportune misure per assicurare un alto livello di protezione del suolo, fissa gli obiettivi della strategia e illustra le azioni da intraprendere fino al 2010.

La proposta di direttiva individua i principi base per la protezione del suolo, gli obiettivi da raggiungere e le relative scadenze temporali, lasciando ad ogni Stato membro la possibilità di decidere le azioni da intraprendere per il conseguimento di tali obiettivi.

Infine, l'analisi degli impatti contiene uno studio delle principali minacce cui il suolo è sottoposto, individuando, ove possibile, i costi annuali connessi alla degradazione dei suoli.

La strategia tematica evidenzia, in generale, la necessità di fronteggiarne il deterioramento, attuando idonee misure volte a garantire il ripristino della sua corretta funzionalità. La perdita di fruibilità del suolo rappresenta, infatti, un danno sia agli ecosistemi naturali sia alle attività umane, con ripercussioni anche di natura socio-economica.

Tra le principali minacce va, senz'altro, annoverata la progressiva perdita di sostanza organica (circa il 45% del suolo europeo contiene meno del 2% di carbonio organico).

Pur non individuando espressamente le misure da attuarsi per il ripristino di un adeguato tenore di sostanza organica nel suolo, la Strategia tematica, nella parte relativa alle analisi di

rischio, sottolinea, comunque, l'importante ruolo che può essere svolto dall'utilizzo del compost.

Quest'ultimo, infatti, si caratterizza per il suo elevato grado di umificazione che conferisce al materiale le necessarie proprietà ammendanti (quali, ad esempio: elevata capacità di scambio cationico e di ritenzione idrica, lento rilascio di carbonio e nutrienti, chelazione di metalli pesanti).

L'utilizzo del compost deve, tuttavia, rispettare una serie di requisiti di "qualità" affinché l'apporto al suolo non si traduca in un progressivo inquinamento dello stesso con evidenti ripercussioni negative, sia da un punto di vista ambientale (ad es., inquinamento dei suoli e delle falde), sia da un punto di vista economico (danni alle colture).

1.6 La normativa in materia di emissioni osmogene

Un aspetto che necessita di particolare attenzione in fase di progettazione e realizzazione degli impianti di trattamento aerobico di rifiuti urbani è costituito dal rilascio di emissioni osmogene.

Il decreto legislativo 3 aprile 2006 n. 152 nella Parte Quinta "*Norme in materia di tutela dell'aria e di riduzione delle emissioni in atmosfera*" ha riorganizzato tutta la disciplina in materia di tutela dell'atmosfera abrogando, all'art. 280 Titolo 1, la precedente normativa in materia di emissioni, ed in particolare, il D.P.R. 203/88.

Ai fini della prevenzione e della limitazione dell'inquinamento atmosferico, nonché per il raggiungimento degli obiettivi definiti nel Protocollo di Kyoto, il decreto legislativo "*.....stabilisce i valori di emissione, le prescrizioni, i metodi di campionamento e di analisi delle emissioni e i criteri per la valutazione della conformità dei valori misurati ai valori limite*".

L'articolo 267, comma 1 del decreto stesso precisa che esso "*si applica agli impianti (...) ed alle attività che producono emissioni in atmosfera*", definendo, pertanto, in modo più rigoroso e restrittivo il campo di applicazione della nuova disciplina, che è da ritenersi esteso a qualsiasi attività di produzione di emissioni all'interno di un ciclo produttivo più ampio, comprese quelle connesse ad aziende agricole ed allevamenti precedentemente escluse.

Il decreto riorganizza, tra le altre cose, il procedimento di autorizzazione alle emissioni in atmosfera (art. 269, comma 2 per nuovi impianti e trasferimenti di impianti esistenti, comma 8 per modifiche sostanziali di impianti esistenti), per il quale è prevista una conferenza dei servizi ove vengano anche esaminati, in sede di istruttoria, gli interessi coinvolti in altri procedimenti amministrativi. La durata del procedimento amministrativo si allunga, passando da 60 a 120 giorni, più altri 30 giorni in caso di richiesta di integrazioni.

La durata dell'autorizzazione è pari a 15 anni e per il rinnovo è prevista un'apposita procedura.

L'art. 281 detta, infine, le disposizioni transitorie e finali, stabilendo le date entro cui gli impianti esistenti al 1° luglio 1988 e quelli autorizzati ai sensi del DPR 203/88 (artt. 6 e 15) presentino la domanda di rinnovo, previa emanazione di appositi calendari dell'autorità competente.

Alle Regioni o alle province autonome è lasciata, tra le altre cose, la facoltà di fissare, sulla base delle migliori tecnologie disponibili, valori limite di emissione compresi tra quelli massimi e minimi individuati all'Allegato 1 alla Parte V del decreto legislativo 152/2006.

Per gli impianti sottoposti ad autorizzazione integrata ambientale, ai sensi del D.Lgs. 18 febbraio 2005, n.59 di attuazione integrale della direttiva 96/61/CE relativa alla prevenzione e riduzione integrate dell'inquinamento attraverso il ricorso alle migliori tecnologie disponibili, l'AIA sostituisce l'autorizzazione alle emissioni prevista dalle disposizioni in esame.

Altri riferimenti relativi alle emissioni possono essere individuati tra le finalità della parte IV del D.Lgs 152/06, riportate all'articolo 178, in cui è previsto che i rifiuti vengano recuperati o smaltiti senza pericolo per la salute dell'uomo e senza usare procedimenti o metodi che potrebbero recare pregiudizio all'ambiente e, in particolare:

- a) senza determinare rischi per l'acqua, l'aria, il suolo e per la fauna e la flora;
- b) senza causare inconvenienti da rumori o odori;
- c) senza danneggiare il paesaggio e i siti di particolare interesse, tutelati in base alla normativa vigente.

1.7 Il documento di lavoro della DG Ambiente della Commissione europea in materia di trattamento biologico dei rifiuti organici

La Direzione Ambiente della Commissione Europea ha lavorato, da diversi anni, alla predisposizione di nuova normativa in materia di trattamento biologico, aerobico ed anaerobico, dei rifiuti biodegradabili. Tuttavia, il Documento di lavoro elaborato è giunto alla seconda stesura (12 febbraio 2001) e, solo in questo periodo si riparla di una sua revisione ai fini della sua emanazione.

La bozza di direttiva predisposta rappresenta la base per una discussione sul tema della gestione dei rifiuti biodegradabili, particolarmente delicata considerando che quest'ultimi costituiscono una quota rilevante del totale dei rifiuti prodotti: la quota di rifiuti biodegradabili rappresenta, infatti, il 50% dei 200 milioni di tonnellate di rifiuti urbani generati in ambito europeo.

Il recupero delle frazioni biodegradabili dei rifiuti riveste un ruolo primario nella riduzione dei quantitativi avviati a smaltimento al fine di attuare quanto previsto dalla strategia europea in materia di rifiuti, in particolare, dalla direttiva 99/31/CE in materia di discariche che introduce specifici obiettivi di riduzione dei rifiuti organici da avviare a discarica.

Gli obiettivi di un'iniziativa europea per perseguire un miglioramento nella gestione dei rifiuti biodegradabili sono:

- favorire il trattamento biologico di tale tipologia di rifiuti per ridurre qualsiasi impatto negativo sull'ambiente;
- proteggere il suolo assicurando che l'impiego dei rifiuti biodegradabili comporti benefici all'agricoltura o un miglioramento ecologico, senza effetti negativi sulla salute umana, animale e delle piante;
- garantire il corretto funzionamento del mercato interno.

Il documento indica le priorità da seguire nella gestione di rifiuti biodegradabili: in primo luogo la prevenzione, ovvero la riduzione della produzione di rifiuti biodegradabili (sia quantitativa che qualitativa) e successivamente, il riuso, il riciclaggio di rifiuti organici per produrre i materiali originari (ad esempio, carta e cartone), il compostaggio e la digestione anaerobica di frazioni organiche selezionate alla fonte, con utilizzazione del compost e del digestato a beneficio dell'agricoltura o dell'ecologia, il trattamento meccanico biologico di rifiuti indifferenziati, e in ultimo, l'utilizzo di rifiuti organici per la produzione di energia.

Conferma, quindi, il ruolo chiave della raccolta differenziata e indica precisi obblighi: laddove non sia stata ancora attivata, gli Stati Membri sono tenuti alla sua programmazione ed

organizzazione in modo da prevenire la contaminazione delle frazioni organiche biodegradabili con altre tipologie di rifiuti, materiali o sostanze.

Vengono elencate le principali tipologie di rifiuti organici che devono essere avviati a raccolta differenziata: rifiuti domestici di cucina, rifiuti di cucina da attività di ristorazione collettiva, rifiuti mercatali, rifiuti organici da attività commerciali e industriali, scarti della manutenzione del verde pubblico e privato. A tal proposito, sono fornite indicazioni in merito alle priorità da seguire nell'organizzare i circuiti di raccolta differenziata, inizialmente per i centri con oltre 100.000 abitanti (entro 3 anni), successivamente quelli con oltre 2.000 abitanti (entro 5 anni).

Si riconosce il ruolo rilevante svolto delle iniziative di compostaggio domestico (in quanto atte a prevenire alla fonte la produzione di rifiuti), nonché delle iniziative di compostaggio e digestione anaerobica dei rifiuti nei luoghi ove questi vengono prodotti; tali iniziative devono essere favorite ogni qualvolta sia configurabile una adeguata destinazione del compost e/del digestato prodotti, ad esempio terreni coltivati. In particolare deve essere favorito il compostaggio, su scala locale, di rifiuti verdi.

Vengono, quindi, descritti sia i trattamenti aerobici che quelli anaerobici e fornita la definizione di "compost", ovvero il prodotto ottenuto da rifiuti organici separati alla fonte e che risulta stabile, igienizzato, privo di cattivi odori e che rispetta i requisiti di qualità indicati in uno specifico allegato. Sono previste dal documento due diverse classi di compost (Tabella 1.1), entrambe con lo status di prodotto, ovvero possono essere impiegate seguendo i criteri della buona pratica agricola o modalità specificate, al di fuori della disciplina dei rifiuti.

Il compostaggio viene definito come la decomposizione biologica in condizioni termofile, in presenza di ossigeno e in condizioni controllate, attraverso l'azione di microrganismi.

Anche il materiale risultante dalla digestione anaerobica di rifiuti organici raccolti separatamente, se rispondente ai requisiti indicati per i valori limite di metalli pesanti e ai requisiti igienici (di prodotto e di processo) può configurarsi come prodotto liberamente commercializzabile e utilizzabile.

Per quanto riguarda i requisiti igienici è prevista la validazione dell'efficienza del processo mediante organismo test, da attuarsi entro 12 mesi dalla messa in funzione dell'impianto, da ripetersi qualora intervengano modifiche sostanziali nel processo. Per l'effettuazione del test si utilizza *Salmonella senftenberg* (indicazione soggetta a revisione).

Anche per il prodotto finale, compost/biostabilizzato anaerobico, vengono indicati requisiti igienici: *Salmonelle* (assente in 50 g) e *clostridium perfringens* assente in 1 g. I semi di infestanti in 1 litro di prodotto devono risultare assenti.

Al fine di garantire l'igienizzazione vengono, inoltre, indicate alcune condizioni di processo (Tabella 1.2). Per il compostaggio devono essere adottati accorgimenti che garantiscano condizioni termofile, di umidità e struttura ottimali, per un periodo adeguatamente prolungato, nonché una sufficiente disponibilità di nutrienti.

Il processo di digestione anaerobica deve garantire condizioni termofile (>55°C) per almeno 24 ore e un tempo di ritenzione idraulica minimo nel reattore di 20 giorni. Per temperature inferiori o minor tempo di ritenzione, e per consentire al digestato di essere considerato prodotto, si richiedono, in alternativa:

- un pre-trattamento del rifiuto a 70 °C per un'ora;
- un post-trattamento del rifiuto a 70 °C per un'ora;
- che il materiale derivante dal trattamento anaerobico sia successivamente sottoposto a compostaggio.

Le suddette condizioni per l'igienizzazione valgono anche nel caso di trattamento meccanico biologico.

Particolare attenzione è posta ai campioni non conformi per tutti i parametri individuati dalla bozza di direttiva; è stabilito il numero massimo consentito in relazione al numero di campionamenti da effettuare nel corso dell'anno e il massimo superamento permesso.

Per quanto riguarda le modalità di utilizzo, il compost e il digestato, ovvero il materiale derivante dal trattamento anaerobico, sono assimilati:

- il compost e il digestato di classe 1 possono essere impiegati senza alcun vincolo, conformemente alla buona pratica agricola;
- il compost e il digestato di classe 2, sempre da considerarsi come prodotti, devono essere impiegati in quantitativi non superiori a 30 t di sostanza secca per ettaro nel triennio.

Tabella 1.1 – Valori limite previsti dal Documento di lavoro 2 sulla gestione dei rifiuti organici biodegradabili della DG ambiente della Commissione a confronto con i valori previsti per il compost commercializzabile come fertilizzante (D.Lgs. 217/06).

Parametro	Compost/digestato(*)		Rifiuto stabilizzato (*)	D.Lgs. 217/06
	Classe 1	Classe 2		
Cd (mg/kg s.s.)	0,7	1,5	5	1,5
Cr (mg/kg s.s.)	100	150	600	-
Cr VI (mg/kg s.s.)	-	-	-	0,5
Cu (mg/kg s.s.)	100	150	600	230
Hg (mg/kg s.s.)	0.5	1	5	1,5
Ni (mg/kg s.s.)	50	75	150	100
Pb (mg/kg s.s.)	100	150	500	140
Zn (mg/kg s.s.)	200	400	1.500	500
PCBs (mg/kg s.s.) (**)	-	-	0,4	-
PAHs (mg/kg s.s.) (**)	-	-	3	-
materiali indesiderati	<0,5% s.s. (vetri, plastica metalli)	<0,5% s.s. (vetri, plastica metalli)	<3% s.s. (vetri, plastica metalli)	3,33>plastica>10 mm 0,05% s.s. plastica ≤ 3,33 mm: 0,45% s.s. plastica >10 mm assente
inerti > 5 mm	<5% s.s. (pietrisco e terra)	<5% s.s. (pietrisco e terra)		3,33>altri inerti>10 mm 0,1% s.s. altri inerti ≤ 3,33 mm: 0,9% s.s. altri inerti >10 mm assenti

(*): riferito a un contenuto di sostanza organica del 30%.

(**): il limite per questi inquinanti sarà stabilito in accordo con quanto verrà previsto dalla modifica della Direttiva sui fanghi di depurazione 86/278/CEE.

Tabella 1.2 – Condizioni per l’igienizzazione durante il processo di compostaggio

Tipo di processo	Temperatura	Periodo di trattamento	Numero di rivoltamenti
Compostaggio in cumulo	$\geq 55^{\circ}\text{C}$	2 settimane	5
Compostaggio in cumulo	$\geq 65^{\circ}\text{C}$	1 settimana	2
Compostaggio in reattore	$\geq 60^{\circ}\text{C}$	1 settimana	N/A

Il documento tratta anche il tema del trattamento meccanico biologico definito come trattamento di rifiuto urbano residuo, di rifiuti urbani misti, o di ogni altro rifiuto organico non utilizzabile per produzione di compost o digestato, e il cui risultato è il rifiuto biologico stabilizzato.

Qualora quest’ultimo risponda ai requisiti di cui alla tabella 1.1, gli Stati Membri ne possono consentire l’impiego come componente di suoli ricostruiti, per l’applicazione a terreni non destinati alla produzione di colture alimentari o foraggere (ad esempio per attività paesistiche e di recupero ambientale quali la copertura finale di discariche, il ripristino di miniere dismesse e cave, la costruzione di barriere antirumore, la sistemazione di scarpate stradali, l’allestimento di campi da golf, piste da sci etc). In tutti i casi di utilizzo su suolo o in aree frequentate dal pubblico devono essere rispettati i requisiti igienici stabiliti per il compost e il digestato. Per quanto concerne le modalità d’impiego, è consentita l’applicazione massima di 200 t/ha, da non ripetere per almeno 10 anni. Al contrario del compost e digestato considerati prodotti, l’utilizzazione del rifiuto biologico stabilizzato deve avvenire sotto il controllo delle competenti autorità, prevedendo, almeno, quanto richiesto per l’utilizzo dei fanghi di depurazione dalla Direttiva 86/278/CEE (artt.5 e 10):

- analisi preliminare dei terreni e rispetto dei valori limite nei suoli;
- tenuta di registri.

Il documento di lavoro della Commissione prevede, infine, un allegato ove è riportato l’elenco dei rifiuti che possono essere sottoposti al trattamento biologico, e affronta gli aspetti relativi alla disciplina delle autorizzazioni degli impianti, alle responsabilità del produttore di compost e digestato; ai requisiti di etichettatura e distribuzione, ai requisiti generali degli impianti di trattamento biologico. Tra questi indica criteri generali relativi alla localizzazione, alla gestione delle acque reflue e degli eventuali percolati, al controllo delle molestie olfattive, alla sicurezza e al controllo degli odori. Specifiche misure sono richieste per il controllo degli odori da impianti di trattamento biologico siti vicino a insediamenti abitativi, con una produzione di rifiuto trattato superiore a 250 t/anno (500 t/anno nel caso di rifiuti legnocollosici). L’efficienza dei sistemi di trattamento deve essere verificata, preferibilmente mediante olfattometria dinamica.

1.8 La Risoluzione del Parlamento europeo su una strategia tematica per il riciclaggio dei rifiuti (2006/2175(INI))

Il 15 febbraio 2007 il Parlamento europeo ha approvato la Risoluzione 2006/2175(INI) su una strategia tematica per il riciclaggio di rifiuti, ove viene illustrata la posizione del Parlamento in merito alle problematiche in materia di rifiuti che ad oggi ancora permangono e così individuate:

- il volume dei rifiuti pericolosi e non pericolosi continua ad aumentare ma al contempo non si registra l’utilizzo massimo delle potenzialità per la prevenzione e il riciclaggio dei rifiuti;

-
- i trasporti illegali (transfrontalieri) di rifiuti continuano ad aumentare;
 - la gestione dei rifiuti comporta emissioni nell'aria, nell'acqua e nel suolo;
 - manca una legislazione inerente a taluni importanti flussi di rifiuti;
 - la legislazione in materia di rifiuti è in molti casi attuata in modo inadeguato;
 - gli Stati membri adottano approcci diversi alla soluzione dei problemi posti dai rifiuti;
 - l'attuale formulazione della legislazione comunitaria sui rifiuti dà luogo ad alcuni problemi di interpretazione.

Il Parlamento europeo riconferma la gerarchia comunitaria nella gestione dei rifiuti che favorisce riutilizzo e riciclaggio rispetto al recupero energetico e, principalmente, allo smaltimento, ancora ad oggi la forma più comune di gestione dei rifiuti. La gerarchia comunitaria individua, quindi, le seguenti priorità d'azione in ordine decrescente:

- prevenzione;
- riutilizzo;
- riciclaggio di materia;
- altre operazioni di recupero, ad esempio il recupero di energia;
- smaltimento.

Tali azioni hanno l'obiettivo di consentire un risparmio delle risorse naturali (punto I), e, al contempo, ridurre la produzione di rifiuti e le ripercussioni negative sulla salute e sull'ambiente risultanti dalla produzione e gestione dei rifiuti (punto 15). A tal fine, l'analisi del ciclo di vita è da ritenersi uno strumento utile per valutare gli impatti dei rifiuti sull'ambiente e sulla salute umana.

La risoluzione espone, poi, le principali azioni da intraprendere, al fine di garantire come priorità essenziale la completa attuazione dell'attuale legislazione comunitaria in materia di rifiuti e la sua applicazione omogenea in tutti gli Stati membri. In particolare, sottolinea la necessità di una semplificazione e ammodernamento della legislazione esistente, con particolare riferimento alla definizione di *rifiuti* che deve essere adottata mediante codecisione, e si oppone ad una declassificazione generale dei rifiuti che possa condurre a un trattamento ambientale inadeguato e all'assenza di tracciabilità dei diversi flussi di rifiuti; essa può essere presa in considerazione solo per alcune classi di rifiuti, quali: compost, aggregati riciclati, carta e vetro di recupero (punto 10).

La Risoluzione analizza gli aspetti economici equiparandoli agli ecosistemi: *“ambedue sfruttano energia e materiali per trasformarli in prodotti e processi, con la differenza che la nostra economia segue flussi di risorse lineari mentre la natura è ciclica; considerando che gli ecosistemi svolgono funzioni che convertono i rifiuti in risorse trasferendo l'energia proveniente dalla luce del sole, mentre i processi industriali non sono in grado di farlo; considerando, nel contesto di economie e popolazioni in rapida crescita, che la produzione e i prodotti che generano flussi di rifiuti che la natura non può assorbire né trasformare in nuove risorse risultano sempre più problematici sotto il profilo della sostenibilità, e considerando che è urgentemente necessaria una trasformazione dell'attuale sistema di produzione e di consumo; che l'obiettivo principale è quello di modificare il consumo in un'ottica sostenibile e rendere i processi di estrazione delle materie prime, la produzione e la concezione dei prodotti il più possibile compatibili con le concezioni e i processi naturali”* (punti D ed E).

Infine, il Parlamento europeo invita nuovamente la Commissione a predisporre l'elaborazione o la revisione delle direttive per i rifiuti biodegradabili, costruzione e di demolizione e sui fanghi di depurazione, come, peraltro, era già previsto nel VI Sesto Programma di azione in materia di ambiente. Chiede, inoltre, alla Commissione di rivedere la direttiva

sull'incenerimento dei rifiuti al fine di fissare norme ambientali omogenee (in materia di emissione ed efficienza energetica) per l'incenerimento e il coincenerimento dei rifiuti.

La risoluzione si conclude sottolineando la fondamentale importanza di fissare norme minime comuni per il recupero ed il riciclaggio a livello dell'Unione europea, della raccolta differenziata, degli obiettivi di riciclaggio e della responsabilità dei produttori (punto 26 e 27).

2. IL TRATTAMENTO MECCANICO BIOLOGICO: I PROCESSI E I NUMERI DEL SISTEMA

2.1 Descrizione dei processi di trattamento meccanico/biologico

A prescindere dalla specifica tecnologia di stabilizzazione biologica utilizzata, il processo di Trattamento Meccanico Biologico (TMB) si compone, in genere, di due fasi ben distinte:

- il trattamento meccanico (pre e/o post trattamento del rifiuto): il rifiuto viene vagliato per separare le diverse frazioni merceologiche e/o condizionato per raggiungere gli obiettivi di processo o le performance di prodotto;
- il trattamento biologico: il rifiuto viene sottoposto ad un processo volto a conseguire la mineralizzazione delle componenti organiche maggiormente degradabili (stabilizzazione) e l'igienizzazione, per pastorizzazione, del rifiuto stesso.

Esso è finalizzato al raggiungimento dei seguenti obiettivi:

- a) stabilizzazione della sostanza organica (ossia perdita di fermentescibilità) mediante la mineralizzazione delle componenti organiche più facilmente degradabili, con produzione finale di acqua ed anidride carbonica e loro allontanamento dal sistema biochimico;
- b) igienizzazione della massa, debellando i fitopatogeni presenti nei residui vegetali, nonché i patogeni umani veicolati presenti nei materiali di scarto (es.: fanghi civili);
- c) riduzione del volume e della massa dei materiali trattati.

Attualmente, in Italia e, più in generale, in Europa, si possono identificare due tipologie di trattamento meccanico biologico del rifiuto indifferenziato a valle della raccolta differenziata:

- trattamento a differenziazione di flussi: trattamento meccanico biologico in cui un pretrattamento meccanico del rifiuto in ingresso all'impianto permette di ottenere una frazione "organica" (frazione sottovaglio; $\emptyset < 50-90$ mm) da destinarsi a trattamento biologico, e una frazione secca (sovvallo $\emptyset > 50-90$ mm) da avviare all'utilizzo come fonte di energia o in discarica;
- trattamento a flusso unico: trattamento meccanico biologico in cui tutto il rifiuto in ingresso all'impianto subisce un trattamento biologico, mentre il trattamento meccanico si limita ad una semplice frantumazione del rifiuto senza alcuna separazione preliminare della frazione secca da quella umida.

2.1.1 Biostabilizzazione

Il trattamento meccanico biologico, noto come *biostabilizzazione*, porta alla produzione di un prodotto stabile dal punto di vista biologico, attraverso un processo di biossidaione della sostanza organica.

Il raggiungimento della stabilità biologica avviene attraverso un trattamento a "differenziazione di flussi" che consta di tre tappe distinte:

1. pre-trattamento meccanico volto a separare la cosiddetta frazione "secca" (sovvallo) dalla frazione umida (sottovaglio) ove si concentra il materiale organico;
2. stabilizzazione della frazione umida in seguito a processi ossidativi da parte di microrganismi, mediante il periodico rivoltamento, aerazione e bagnatura della massa, allo scopo di ottenere un prodotto il più possibile stabile da un punto di vista biologico;
3. eventuale post-trattamento meccanico: per la raffinazione del materiale da destinare all'attività di ripristino ambientale o alla copertura giornaliera di discariche.

In alternativa alla differenziazione dei flussi, è possibile inviare tutto il rifiuto in ingresso all'impianto al trattamento biologico (flusso unico); in questo caso, il trattamento meccanico si limita ad una semplice frantumazione del rifiuto.

Nelle figure che seguono vengono descritti i processi "a flusso separato" e "a flusso unico", con i rispettivi bilanci di massa (Figura 2.1 e 2.2).

Figura 2.1 - Biostabilizzazione: schema di processo e bilancio di massa con metodo a separazione di flusso

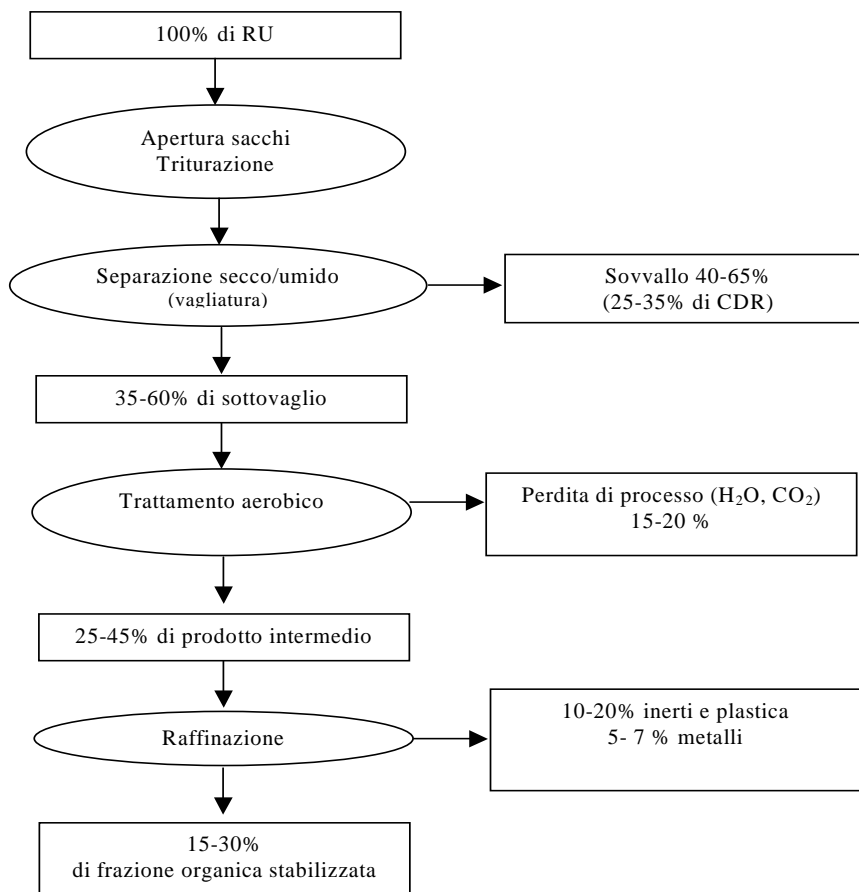
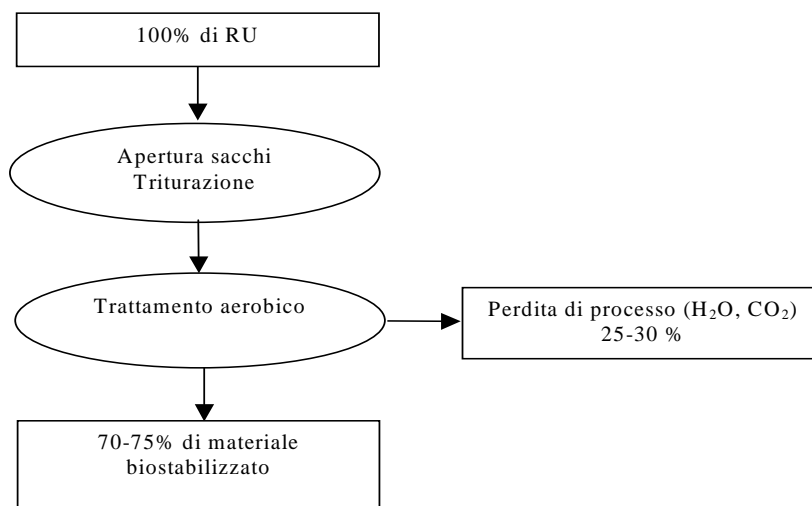


Figura 2.2 - Biostabilizzazione: schema di processo e bilancio di massa con metodo a flusso unico



2.1.2 Bioessiccazione

Il processo di bioessiccazione riduce l'umidità del rifiuto a seguito di una fase di biossidazione della sostanza organica, ed ha due obiettivi fondamentali:

1. assicurare la stabilità biologica dei rifiuti per lo stoccaggio a lungo termine, in modo tale da ridurre o, eventualmente, annullare emissioni maleodoranti di gas e polveri, ed igienizzare il rifiuto;
2. produrre un buon substrato da utilizzare come fonte di energia (elevato potere calorifico).

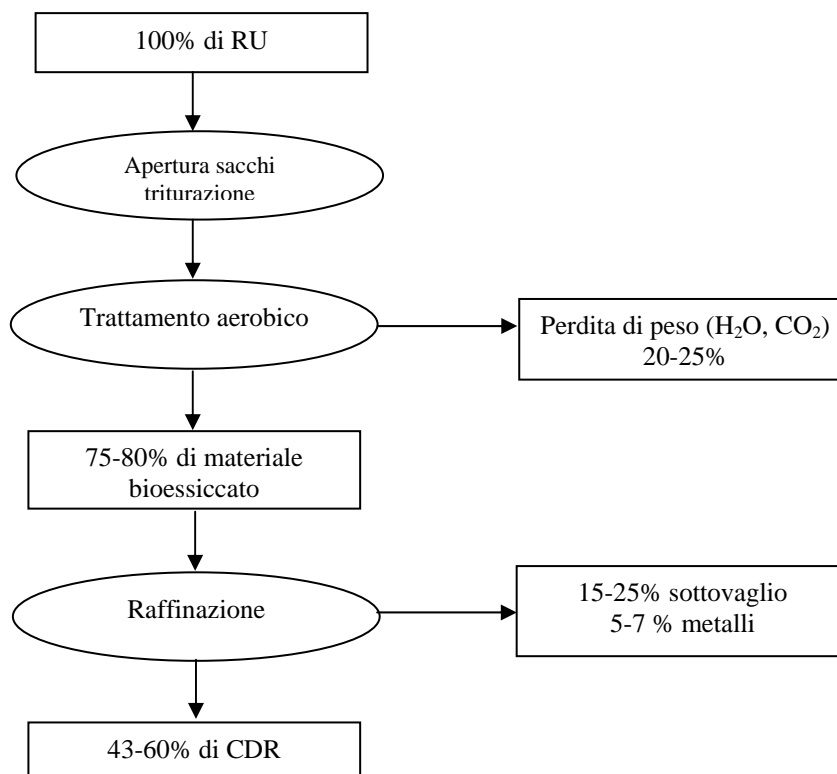
La stabilizzazione del rifiuto avviene tramite la riduzione del contenuto percentuale di umidità fino a valori del 7-15 % (in funzione dell'umidità iniziale); in tali condizioni ogni attività biologica è soppressa e non si ha degradazione. Così facendo si ottiene anche un elevato potere calorifico.

La bioessiccazione viene raggiunta attraverso due stadi principali:

- triturazione meccanica blanda del rifiuto tal quale, per aumentarne la superficie di evaporazione e di scambio della massa, ottenendo così un'accelerazione dei processi di bioessiccazione;
- trattamento biologico della matrice precedentemente triturata. Questo stadio avviene a mezzo di aerazione forzata della biomassa, sfruttando il calore sviluppato dalle reazioni biologiche aerobiche. Il prodotto finale bioessiccato, ottenuto a seguito di una fase di raffinazione, dotato di buon potere calorifico, può essere utilizzato, come combustibile in impianti di incenerimento, dove si sfrutta il calore prodotto dalla combustione per il riscaldamento delle abitazioni o lo si converte in altre forme di energia.

Lo schema seguente mostra il processo di bioessiccazione con i relativi bilanci di massa (Figura 2.3).

Figura 2.3 - Bioessiccazione: schema di processo e bilancio di massa (Linee Guida CITEC)



2.1.3 Digestione anaerobica

Negli ultimi anni la digestione anaerobica si è diffusa notevolmente in Europa. Si tratta di un processo biologico di stabilizzazione, condotto in reattori chiusi (digestori) controllati, attraverso il quale, in assenza di ossigeno, la sostanza organica viene trasformata in *biogas* costituito, principalmente, da metano e biossido di carbonio.

In tal modo non solo si recupera energia rinnovabile sotto forma di biogas, ma si controllano le emissioni osmogene e si stabilizzano le biomasse prima del loro utilizzo agronomico.

In Italia tale tecnica, già molto diffusa per il trattamento dei fanghi di depurazione delle acque reflue urbane, sta assumendo un ruolo di particolare interesse anche per il trattamento della frazione organica selezionata di rifiuti urbani, insieme a scarti zootecnici e dell'agroindustria, secondo una nuova impostazione che prevede l'integrazione dei processi anaerobici con quelli aerobici. I vantaggi del trattamento combinato sono di seguito elencati¹:

- miglioramento del bilancio energetico dell'impianto, grazie al surplus di energia prodotto rispetto al fabbisogno dell'intero impianto;
- miglioramento del controllo dei problemi legati all'inquinamento olfattivo; le fasi maggiormente odorigene sono, infatti, gestite in reattore chiuso e le "arie esauste" sono rappresentate dal biogas (utilizzato e non immesso in atmosfera). Il digestato è già un materiale semi-stabilizzato e, quindi, il controllo degli impatti olfattivi durante il post-compostaggio aerobico risulta più agevole;
- minor impegno di superficie a parità di rifiuto trattato, pur tenendo conto delle superfici necessarie per il post-compostaggio aerobico, grazie alla maggior compattezza dell'impiantistica anaerobica;
- riduzione dell'emissione di CO₂ in atmosfera (Wiljan et al.) da un minimo del 25% sino al 67% (nel caso di completo utilizzo dell'energia termica prodotta in cogenerazione).

Il ricorso all'integrazione con la digestione anaerobica si sta sviluppando a fronte alla necessità di aumentare la capacità di trattamento della frazione umida legata all'incremento delle raccolte differenziate secco/umido. Tuttavia, a livello nazionale, sono ancora pochi gli impianti che utilizzano la sola digestione anaerobica o l'integrazione dei due processi per il trattamento dei rifiuti urbani. Inoltre, tale tecnologia non risulta, allo stato attuale, applicata al trattamento del rifiuto indifferenziato.

2.2 Le tecnologie di trattamento

2.2.1 Il processo di biotrasformazione aerobica

Al fine di realizzare una corretta gestione del processo di trasformazione del substrato, costituito dalla frazione putrescibile del rifiuto indifferenziato, è necessario modulare le reazioni biologiche attraverso il controllo di fattori fisico-chimici attinenti alle specifiche caratteristiche del substrato, quali:

- concentrazione di ossigeno ed aerazione;
- condizioni termometriche ottimali per tutte le diverse fasi del processo;
- umidità, sufficiente a garantire lo svolgimento delle attività microbiche (l'assenza di umidità causerebbe l'arresto del processo biologico, mentre se l'umidità fosse maggiore del necessario, la presenza di acqua nei pori ostacolerebbe la circolazione di ossigeno);
- gestione, controllo ed abbattimento dei potenziali impatti odorigeni delle fasi critiche.

¹ tratto dalle Linee guida nazionali sulle BAT

L'aerazione può essere naturale (per diffusione) o forzata, e rappresenta lo strumento principale di gestione del processo, senza la quale si svilupperebbe una anaerobiosi nella biomassa con probabile sviluppo di composti ridotti caratterizzati da odori aggressivi ed elevata fitotossicità.

L'aria garantisce, infatti, l'aerobiosi del processo, nonché il drenaggio del calore sviluppato durante il processo, evitando il surriscaldamento della biomassa, e costituisce il vettore degli effluenti aeriformi potenzialmente odorigeni.

Accanto alla corretta gestione dell'aerazione per il mantenimento di un ambiente ossidativo, è necessario garantire la movimentazione/rivoltamento della biomassa in funzione delle principali caratteristiche della stessa, quali altezza del cumulo, porosità e fermentescibilità, assicurando il giusto grado di strutturazione necessario alla diffusione dell'aria.

Si riporta di seguito la descrizione delle principali operazioni legate al trattamento meccanico biologico:

- stoccaggio: la fase di conferimento/ricezione e stoccaggio comprende le operazioni di conferimento delle diverse tipologie rifiuto, il collocamento delle stesse all'interno del fabbricato o dell'area e lo stoccaggio in luoghi adeguati, adottando apposite misure ed accorgimenti utili per garantire la corretta gestione di questa sezione;
- pre-trattamenti: operazioni destinate alla preparazione del rifiuto per il corretto svolgimento del processo biologico (triturazione/lacerazione/sfibratura, miscelazione, vagliatura, demetalizzazione);
- trattamento biologico: fase di ossidazione in sistemi di processo intensivi o estensivi, chiusi o aperti, statici o dinamici, aerati o non aerati; tale fase, in particolare, può aver luogo in cumuli periodicamente rivoltati, in cumuli statici aerati o in bioreattori.
- post-trattamento: serie di operazioni destinate a condizionare le caratteristiche del prodotto derivante dalla fase di bioossidazione e/o trasformazione, in funzione degli utilizzi (vagliatura, classificazione densimetrica, demetallizzazione, ecc.).

A tal proposito si evidenzia che le linee guida per l'individuazione delle BAT riportano prescrizioni precise in merito.

2.2.2 Le tecnologie di stabilizzazione biologica aerobica

La scelta del metodo di biostabilizzazione dipende da una molteplicità di considerazioni di carattere tecnico, ambientale, infrastrutturale, economico e sociale. In particolare, la tipologia di matrici organiche da trattare rappresenta il fattore discriminante nell'adozione di un metodo piuttosto che di un altro.

Le matrici organiche avviate al processo di stabilizzazione ospitano, in generale, sia microrganismi in grado di condurre reazioni di decomposizione anaerobica, che specie microbiche con metabolismo ossidativo. Al fine di garantire la biostabilizzazione aerobica della sostanza organica, è necessario mantenere la presenza di ossigeno nelle matrici in trasformazione, a livelli compatibili con il metabolismo microbico aerobico. Tale aspetto condiziona altri fattori di processo, quali il controllo della temperatura, la movimentazione del materiale in trasformazione, il controllo delle emissioni maleodoranti ed il tempo di stabilizzazione.

Nel panorama tecnologico, si riconoscono essenzialmente tre tipologie generali di metodi di trattamento: in cumuli periodicamente rivoltati, in cumuli statici aerati e in bioreattori (sistemi semiaperti e chiusi).

Esiste, anche, il cosiddetto trattamento passivo, che non ha, però, rilevanza in termini tecnologici, presupponendo il semplice ammasso della matrice organica putrescibile, la quale viene poi lasciata indisturbata per lunghi periodi di tempo (molti mesi), senza condizionamento alcuno delle reazioni di degradazione e trasformazione. Rientra in questa categoria il trattamento delle deiezioni animali presso la maggior parte delle aziende agricole.

Il trattamento aerobico in cumuli con rivoltamento periodico della biomassa

Il trattamento aerobico procede attraverso la disposizione della matrice organica di partenza in lunghe andane (windrows), normalmente a sezione triangolare o trapezoidale, più o meno rastremata, le quali sono movimentate o rivoltate periodicamente.

L'altezza delle andane varia a seconda delle caratteristiche del substrato e della macchina movimentatrice. Matrici molto dense (es. alcuni tipi di deiezioni animali), che tendono a compattarsi, devono essere sistemate in cumuli di 1,2-1,5 m; con materiali piuttosto soffici, come i fanghi di depurazione miscelati a scaglie di legno (wood chips), si possono, invece, formare cumuli di 2-3 m di altezza e talvolta anche più alti. La base dei cumuli varia, di solito, dai 3 ai 6 m. Le più comuni pale meccaniche possono lavorare tranquillamente anche su andane alte. Le macchine rivoltatrici, sia trainate che semoventi, non sono, invece, compatibili con cumuli alti più di 3 m.

I cumuli sono aerati, principalmente, grazie alle correnti d'aria e ai moti convettivi e diffusivi della stessa ed il suo ricambio, all'interno della matrice, dipende dalla porosità del cumulo. Ciò condiziona la dimensione stessa del cumulo determinata dalla porosità: cumuli troppo grandi tendono a compattarsi, con il rischio di insorgenza di reazioni anaerobiche nella parte centrale, mentre andane di dimensioni modeste perdono calore troppo rapidamente, cosicché la temperatura necessaria per una progressiva evaporazione dell'acqua e per la distruzione degli eventuali organismi patogeni non viene raggiunta.

Il rivoltamento consente il rimescolamento dei materiali contribuendo anche a ridurre la pezzatura delle particelle, con conseguente aumento della superficie disponibile per l'attacco microbico. In tal modo viene, anche, ripristinata la porosità della matrice in trasformazione, incrementando, al contempo, gli scambi passivi del vapore acqueo e degli altri gas che si sono prodotti nell'atmosfera interna al cumulo. Sebbene le andane, in conseguenza del rivoltamento, vengano aerate, l'ossigeno apportato dalla movimentazione negli interstizi vuoti della matrice è consumato rapidamente dai microorganismi. Per tale motivo, il risultato del rivoltamento è una variazione ciclica della concentrazione di ossigeno all'interno del cumulo. L'ossidazione biologica non può essere mantenuta, costantemente, al massimo dell'efficienza poiché, tra una movimentazione e l'altra, la concentrazione di ossigeno costituisce il fattore limitante.

Altro effetto del rivoltamento è la redistribuzione, nell'ambito del cumulo, dei differenti strati della matrice, secondo un profilo diverso: il materiale in superficie viene rimpiazzato da quello proveniente dalle zone interne del cumulo e viceversa. È, pertanto, garantita, nel corso del processo, una uguale esposizione di tutta la matrice (dall'atmosfera più ossigenata della superficie alle alte temperature dell'interno del cumulo): la biomassa substrato subisce, quindi, una stabilizzazione omogenea ed una sufficiente igienizzazione.

La frequenza dei rivoltamenti dipende dal tasso di decomposizione della biomassa, dal contenuto di umidità e dalla porosità del substrato, potendo anche diminuire con l'età del cumulo. Matrici molto putrescibili possono richiedere rivoltamenti giornalieri nelle prime fasi del compostaggio. Al progredire della biostabilizzazione, la frequenza delle movimentazioni può essere ridotta fino ad un rivoltamento a settimana. L'insorgenza di emissioni maleodoranti, un rapido declino della temperatura o l'eccessivo accumulo di calore che

rischiano di compromettere la vitalità dei microrganismi, rappresentano situazioni critiche che rendono ragionevole un rivoltamento.

Con il progredire del processo di stabilizzazione, le dimensioni dei cumuli si contraggono sensibilmente così da rendere opportuna la fusione di due o più cumuli in una nuova, unica andana che impedisca l'eccessiva dissipazione del calore, soprattutto se all'aperto e durante la stagione fredda.

Con il metodo dei cumuli rivoltati periodicamente, la fase di compostaggio attivo dura, generalmente, da tre a nove settimane, a seconda della natura del substrato di partenza e della frequenza delle movimentazioni.

Il trattamento aerobico in cumuli statici aerati

Attraverso appositi sistemi di tubi diffusori, viene mantenuta l'ossigenazione del materiale senza la necessità di movimentazione. L'aerazione nei cumuli può essere passiva o forzata.

Cumuli statici aerati passivamente. Il trattamento aerobico in cumuli aerati passivamente prevede il trasporto dell'aria, all'interno del substrato in trasformazione, attraverso un apparato di tubi forati, immersi nel cumulo: l'aria fluisce nei tubi diffondendosi nel profilo del cumulo, grazie all'effetto ciminiera creato dai gas caldi, che si portano verso gli strati esterni per poi fuoriuscire alla superficie del substrato.

I cumuli sono alti non più alti di 1-1,2 m e ricoperti, in superficie, con uno strato di circa 10 cm costituito da compost maturo, paglia o torba di sfagno, con funzioni coibenti e di adsorbimento delle emissioni maleodoranti.

Una fase molto delicata è rappresentata dalla miscelazione del substrato di partenza, per renderlo quanto più omogeneo e dotato di una adeguata tessitura ricorrendo, anche, all'uso di agenti di supporto ligno-cellulosici (es. paglia triturrata, trucioli di legno, etc.), dal momento che il cumulo non viene più movimentato, se non a fine processo.

I tubi per l'aerazione sono disposti sul basamento che ospiterà il cumulo, sopra uno strato di compost maturo, paglia o torba, simile a quello con cui verrà coibentata la matrice, con i fori rivolti verso il basso per evitare rischi di ostruzione ed il drenaggio della condensa.

Questo metodo si è rivelato particolarmente interessante per il trattamento dei residui di alcune industrie conserviere, caratterizzati dalla presenza di sostanze a forte impatto olfattivo o da elevate concentrazioni di composti azotati (es. rifiuti della lavorazione di molluschi e crostacei, liquami suinicoli, scarti della macellazione e dell'industria ittica, ecc.).

Cumuli statici con aerazione forzata. Il trattamento aerobico avviene in cumuli statici aerati attraverso apparati di tubi forati che costringono l'aria a fluire forzatamente attraverso la matrice in trasformazione, eventualmente miscelata ad appropriati agenti di supporto che ne incrementano la porosità. Ciò consente, in generale, un maggiore controllo del processo. La distribuzione di aria nella matrice organica può essere attuata in due modi: attraverso aspirazione di aria dalla superficie del cumulo (suction o vacuum induced ventilation) o per insufflazione forzata di aria nel substrato (blowing o forced pressure ventilation). Il sistema di tubi è, infatti, connesso ad un ventilatore che può aspirare aria oppure spingerla attraverso la matrice in trasformazione: nel primo caso, l'aria viene richiamata nel substrato dalla superficie esterna, passa attraverso il profilo del cumulo e viene drenata, al fondo, dal sistema di tubi dotati di fori e veicolata all'esterno del cumulo dal tubo di raccordo principale, il quale si immette in un sistema filtrante; nel secondo caso, l'aria esausta viene spinta verso la superficie esterna del substrato e rimpiazzata da quella fresca diffusa dal sistema di tubi alla base del cumulo.

Nel caso di aerazione forzata, affinché sia garantita una uniforme diffusione dell'aria nella matrice, i cumuli non devono superare i 2,5 m in altezza.

Nel sistema di aerazione basato sull'aspirazione dell'aria, oltre a consentire l'abbattimento delle eventuali emissioni maleodoranti, si evita che il vapor acqueo, drenato via dal cumulo assieme all'aria esausta, raggiunga, con il suo carico di sostanze corrosive (acidi organici), l'aspiratore. Tuttavia, tale sistema presenta alcuni inconvenienti rispetto al controllo dei parametri di processo: il richiamo di aria fredda dall'atmosfera esterna all'interno del substrato, fa sì che, nella regione centrale dei cumuli, si condensi il vapor acqueo, portando alla formazione di ristagni d'acqua che possono provocare l'insorgenza di condizioni anaerobiche in vaste porzioni della matrice. La ridotta evaporazione determina, inoltre, una minore dissipazione del calore e, di conseguenza, un cattivo controllo della temperatura.

Nel sistema di aerazione basato sull'insufflazione il controllo delle eventuali emissioni maleodoranti può essere ottenuto mediante la stesura di uno strato (circa 10 cm) di compost maturo alla superficie del cumulo.

Esso, inoltre, consente una più razionale gestione del processo, rendendo possibile, infatti, un miglior controllo della temperatura, ossia il parametro che maggiormente condiziona il metabolismo microbico durante la fase attiva.

Le soffianti, e quindi l'adduzione forzata di aria nella matrice, possono essere governate secondo due strategie diverse: in continuo e ad intermittenza. In quest'ultimo caso, il meccanismo di controllo dei periodi di lavoro e di pausa può dipendere da un programma impostato su apposito temporizzatore (timer) ovvero da un sensore di temperatura collocato all'interno del cumulo.

Il trattamento aerobico in bioreattori

Con il trattamento aerobico in bioreattori si indica la stabilizzazione della biomassa substrato in particolari strutture di contenimento, dove tecniche di movimentazione e di aerazione forzata della matrice sono variamente combinate. I "bioreattori" possono essere contenitori chiusi o semplici vasche aperte. La maggior parte di questi apparati assolve solo ad una prima parziale omogenizzazione e trasformazione delle matrici organiche. La stabilizzazione aerobica vera e propria del materiale in uscita dai reattori avviene, di solito, attraverso uno dei numerosi sistemi in cumulo.

Da un punto di vista delle applicazioni tecnologiche, le più diffuse tipologie di bioreattori sono: i cilindri rotanti, i silos, le biocelle e le trincee dinamiche aerate. Cilindri rotanti, silos e biocelle rientrano nella categoria dei reattori chiusi, mentre le trincee dinamiche aerate sono un esempio di reattori aperti. A loro volta, cilindri rotanti, silos e trincee dinamiche aerate, contrariamente alle biocelle, prevedono la movimentazione della biomassa substrato all'interno del reattore.

I cilindri rotanti/biotamburi. Si tratta di grandi cilindri disposti orizzontalmente e sistemati su speciali ingranaggi che ne consentono un lento movimento rotatorio. Il substrato viene alimentato attraverso una tramoggia sistemata ad una estremità del cilindro che, a seguito del movimento rotatorio, viene miscelata e spinta attraverso tutta la lunghezza del cilindro, per poi venir scaricata all'estremità opposta a quella di carico. All'interno, il cilindro può essere completamente aperto oppure diviso in due o tre compartimenti, separati da porte di trasferimento manovrabili. L'aria è alimentata dalla estremità di scarico della matrice e si muove, nel cilindro, in direzione opposta rispetto all'avanzamento del substrato. Nel cilindro si raggiungono temperature $> 55\text{ }^{\circ}\text{C}$ che contribuiscono ad una drastica disattivazione degli eventuali microorganismi patogeni.

I processi di decomposizione iniziano rapidamente, preparando il substrato alla stabilizzazione successiva, fuori del reattore ove avviene la quasi totalità del processo. La velocità di rotazione e il grado di inclinazione dell'asse del cilindro determinano il tempo di ritenzione del materiale caricato.

I silos. Sono reattori cilindrici, verticali, solitamente chiusi. Le più moderne tecnologie prevedono la rimozione giornaliera dal fondo del reattore della porzione di substrato parzialmente stabilizzata attraverso uno speciale apparato estrattore, mentre nuova matrice fresca viene alimentata dall'alto. L'aerazione attraverso tutto il profilo del materiale è attuata per mezzo di un sistema di diffusori posti al fondo del silo. L'aria esausta viene raccolta all'estremità del silo e convogliata in un filtro per l'abbattimento degli odori. Dopo la rimozione dal silo, la matrice viene avviata alla fase di completa stabilizzazione in cumulo ovvero in un secondo silo, anch'esso aerato.

La tecnologia a silo è poco diffusa in Italia. Questi sistemi – in particolare, quelli monostadio - tendono a presentare un limite operativo nei frequenti ed attendibili compattamenti della massa e nelle difficoltà di diffusione dell'ossigeno all'interno della intera massa contenuta, laddove le altezze della biomassa ammassata nel singolo stadio tendono a superare i 4 metri.

Le biocelle e i biocontainers. Sono reattori chiusi a sviluppo orizzontale, tipicamente statici (alcuni tipi prevedono sistemi di movimentazione interna) e con aerazione forzata. La biomassa viene disposta in letti dell'altezza massima di circa 2-3 metri, altezza che tende a prevenire il compattamento e favorisce la diffusione dell'aria all'interno. A livello terminologico si distingue generalmente tra biocontainer (nel caso di strutture in carpenteria metallica) e biocelle (nel caso di strutture in calcestruzzo). I tratti comuni dei due sistemi sono l'adozione della aerazione forzata e la canalizzazione delle arie esauste verso sistemi di trattamento (generalmente, nel caso dei biocontainer, biofiltri anch'essi predisposti su container dedicati). I caratteri distintivi dal punto di vista processistico sono invece:

- biocontainer: amovibili. Volumi unitari dell'ordine di 20-30 m³ (la tipologia più diffusa prevede volumi utili di 25 m³/container); arie esauste generalmente non riciclate;
- biocelle: non amovibili. Volumi unitari dell'ordine di diverse decine di metri cubi; generalmente prevedono la possibilità del ricircolo dell'aria, ed a volte sono dotate di scambiatore di calore.

Entrambi i sistemi sono spesso dotati di rilevazione in continuo dei principali parametri di stato (umidità, percentuale di ossigeno nell'atmosfera interna, temperatura) e regolazione in feedback dei flussi d'aria e delle percentuali di ricircolo.

Le trincee dinamiche aerate. Sono definite anche letti agitati (agitated beds). Questi sistemi combinano l'aerazione controllata del substrato con il periodico rivoltamento dello stesso. La stabilizzazione delle matrici avviene in strette corsie o vasche (trincee), delimitate da pareti che corrono soltanto lungo l'asse longitudinale. Più corsie possono essere sistemate, in batteria, una adiacente all'altra. Su ogni parete è sistemata una rotaia ove si muove, a cavallo di ogni corsia, una macchina rivoltatrice. Negli impianti a corsie multiple, la macchina rivoltatrice può essere spostata da una trincea all'altra per mezzo di un telaio traslatore su ruote, posto in testa alle vasche.

Man mano che la macchina rivoltatrice, completamente automatizzata, avanza sulle rotaie, la matrice, alimentata all'estremità di carico della corsia, viene rivoltata e quindi scaricata alle spalle della macchina stessa. Così, ad ogni passaggio, la macchina movimentata il materiale in trasformazione verso l'estremità di scarico della corsia, miscelandola e favorendone così la omogeneizzazione, mediante la disaggregazione di eventuali agglomerati, e incrementando il rilascio di vapor acqueo e di calore.

Sul pavimento delle vasche, corrono, in senso longitudinale, delle canalette che ospitano il sistema di diffusione dell'aria, connesso con una serie di soffianti. In questo modo la matrice può essere aerata anche in fase di stazionamento. Trovandosi il substrato in stadi di maturazione diversi lungo la corsia, a ciascuna delle sezioni della corsia può essere addotta una quantità d'aria diversa da quella contemporaneamente immessa nelle altre.

La capacità del sistema dipende, ovviamente, dal numero e dalle dimensioni delle corsie. Nelle applicazioni più diffuse, le trincee hanno una lunghezza di 25-30 m, sono larghe 3-4 m e sono delimitate da pareti alte 1,5-3 m. La lunghezza delle corsie e la frequenza dei rivoltamenti determina i periodi di residenza della biomassa all'interno del reattore. A seconda delle caratteristiche del substrato, i tempi di ritenzione variano da tre a cinque settimane. Il materiale in uscita dalle trincee viene avviato alla fase di raffinazione.

I reattori orizzontali a bacino. Le principali soluzioni impiantistiche sono costituite dai cosiddetti bacini a ciclo continuo in cui il materiale è disposto in un'unica corsia di larghezza elevata (sino ad oltre 30 metri) e di altezza sino a 3 m.

Il rivoltamento e l'avanzamento del materiale possono essere attuati mediante l'utilizzo di una rivoltatrice che scorre trasversalmente su carroponte, il quale a sua volta avanza lungo tutta la lunghezza del bacino. Il carico della miscela fresca ad un estremo del bacino è effettuato mediante nastri trasportatori così come lo scarico che avviene all'estremo opposto. La lunghezza di traslazione, ad ogni passaggio della rivoltatrice, è variabile e regolabile.

È prevista la presenza di un sistema di aerazione forzata della biomassa e l'aria esausta è avviata a depurazione. Sono, inoltre, utilizzati sistemi automatizzati di umidificazione. Il tempo di permanenza della biomassa è di circa 10-12 settimane.

L'avanzamento e il rivoltamento possono essere effettuati, anche, ricorrendo a coclee verticali. Il bacino in questo caso può essere di forma circolare o rettangolare con la movimentazione nel senso del lato maggiore (bacino longitudinale). Tale tecnologia è frequentemente adottata nel trattamento di rifiuti urbani indifferenziati.

Esistono anche i cosiddetti sistemi a ciclo discontinuo (tecnologia non utilizzata in Italia) in cui non si verifica alcuno spostamento del materiale lungo il bacino; in tal caso si ha semplicemente il carico completo e lo scarico dopo un definito tempo di permanenza.

Tra i sistemi orizzontali a bacino rientrano, inoltre, i cosiddetti biotunnel che possono essere, a loro volta, a ciclo continuo e discontinuo. I biotunnel sono costituiti da moduli a sezione rettangolare, in muratura o metallo, coibentati, disposti orizzontalmente ed affiancati in batteria. Sono dotati di sistemi di aerazione forzata dal pavimento, captazione e ricircolo dei percolati, aspirazione delle arie esauste e successiva biofiltrazione nonché di strumenti di monitoraggio del processo. Nel caso dei sistemi continui, le miscele fresche vengono alimentate giornalmente ad una estremità del tunnel e fatte avanzare mediante particolari sistemi di avanzamento fino a giungere all'estremità opposta dopo un numero prefissato di giorni. L'ossigenazione e l'umidità vengono costantemente controllate mediante aerazione forzata ed umidificazioni.

Nei biotunnel a ciclo discontinuo non è, invece, previsto alcun avanzamento della biomassa. Il funzionamento si basa, infatti, sul riempimento dell'intero tunnel con materiale fresco e lo svuotamento dopo un prefissato numero di giorni di processo.

2.3 I presidi ambientali

2.3.1 Le fonti di emissione

Negli impianti di trattamento dei rifiuti l'emissione di composti ad elevato impatto olfattivo è riconducibile sia alla produzione di sostanze maleodoranti dai materiali che vengono avviati a trattamento, sia, prevalentemente, dalla formazione di sostanze volatili nel corso del processo.

In particolare, le più comuni cause di produzione di composti maleodoranti presso un impianto di stabilizzazione di rifiuti sono le seguenti:

- prolungato accumulo di materiali freschi e altamente fermentescibili non ancora sottoposti a trattamento in aree scoperte;
- presenza di zone anaerobiche nei materiali sottoposti a trattamento per inadeguata ossigenazione;
- mancata canalizzazione e trattamento delle arie esauste odorose;
- bassa efficienza dei sistemi di abbattimento;
- mancata tenuta in depressione dei capannoni di bioconversione;
- fuoriuscita di arie odorose da portali (es. fosse di scarico);
- messa a parco in maturazione all'aperto di materiale ancora fortemente odorigeno;
- stazionamento all'aperto di sovvalli ad elevata componente fermentescibile;
- interruzione precoce dei processi aerobici a carico di biomasse non ancora mature;
- presenza di estese pozze di percolato.

I più significativi gruppi di composti odorosi identificati presso gli impianti di trattamento biologico dei rifiuti includono composti organici e inorganici dello zolfo, ammoniaca e ammine, acidi grassi volatili, composti aromatici, terpeni, acetone, fenoli e toluene; alcuni di essi sono maleodoranti già a concentrazioni bassissime, dell'ordine dei ppb (parti per miliardo).

È, pertanto, richiesta, sin dalla fase progettuale, una buona definizione ed un buon dimensionamento dei sistemi di presidio e degli accorgimenti mirati alla captazione degli odori a livello delle diverse sorgenti ed al trattamento delle emissioni; in sede gestionale, poi, si rende necessario il rigoroso monitoraggio e il controllo del processo, onde evitare l'instaurarsi di condizioni anaerobiche e, di conseguenza, il rilascio di odori.

Gli interventi per la riduzione degli odori devono, pertanto, comprendere sia misure di prevenzione, che sistemi di trattamento delle emissioni.

Diversi fattori influenzano la scelta del metodo di controllo delle emissioni odorigene: la sorgente degli odori, il grado di abbattimento richiesto, le caratteristiche dei composti responsabili delle emissioni maleodoranti stesse, ecc.

Per l'abbattimento delle emissioni osmogene si può ricorrere all'utilizzo di presidi per la canalizzazione e il trattamento delle arie odorigene nelle prime fasi del processo, ma nel caso di impianti che trattino ingenti quantità di matrici fermentescibili e/o siano collocati in vicinanza di insediamenti abitativi devono essere adottate ulteriori misure contro la potenziale diffusione di odori, quali ad esempio:

- chiusura delle aree operative destinate alle prime fasi di processo;
- canalizzazione delle arie esauste provenienti da tali aree verso una linea di trattamento odori;
- dimensionamento adeguato dei sistemi di abbattimento degli odori;
- corretta gestione dei sistemi di deodorizzazione.

Le tecnologie industrialmente disponibili per il trattamento delle arie esauste si basano principalmente su principi adottati nella depurazione degli inquinanti contenuti nelle

emissioni gassose di impianti industriali. Tali tecnologie si suddividono principalmente in: abbattimento chimico-fisico (combustione termica/catalitica, adsorbimento, ossidazione chimica, assorbimento chimico) e abbattimento biologico (ossidazione biologica).

2.3.2 Abbattimento chimico-fisico

La combustione è un processo di abbattimento chimico-fisico efficace, in particolar modo, per le sostanze odorose di natura organica. Le principali tecnologie attualmente in uso sono la combustione termica rigenerativa e la combustione rigenerativa catalitica.

L'aria inquinata, opportunamente preriscaldata, viene immessa in un bruciatore che, operando a temperature prossime a 800°C, ossida completamente la sostanza organica a CO₂ e H₂O. I fumi caldi attraversano, quindi, una camera di recupero di calore che funge da camera di preriscaldamento dell'aria.

Nella combustione senza fiamma, impiegata in particolare nel trattamento di reflui ad elevata concentrazione di composti organici volatili (COV), l'abbattimento avviene per ossidazione degli inquinanti su un letto di materiale refrattario eventualmente integrato da una superficie catalitica, riscaldato a temperature comprese tra 260 e 450°C. La presenza di camere per il preriscaldamento ed il recupero del calore dai fumi in uscita, che periodicamente si scambiano le funzioni per inversione della direzione dei flussi d'aria, garantisce, in condizioni ottimali di funzionamento, il raggiungimento della temperatura di innesco del catalizzatore, limitando in questo modo i consumi energetici.

Le tecnologie descritte sono caratterizzate da una notevole dotazione di apparati per il controllo e la regolazione della combustione, e di sistemi di sicurezza che determinano elevati costi di investimento e maggior complessità di gestione. Nel caso di effluenti da impianti di trattamento biologico tali tecnologie risultano, pertanto, ancora troppo onerose se confrontate con altri sistemi in grado offrire efficienze di abbattimento analoghe.

I processi di adsorbimento, su carbone attivo o altri substrati, opportunamente dimensionati, consentono di raggiungere rendimenti di abbattimento delle sostanze odorose molto elevati (>95%). Il reflu gassoso attraversa uno strato di granuli di sostanze porose ad alta superficie per unità di peso (carbone attivo, silicagel, zeoliti, ecc) che trattengono i diversi composti chimici odoriferi. Il materiale ha una capacità di adsorbimento limitata, e, pertanto, una volta esaurita deve essere smaltito o rigenerato. La rigenerazione, basata sul deadsorbimento termico, avviene generalmente a distanza dall'impianto di depurazione.

Tale tecnologia non risulta adatta, soprattutto laddove sussista la necessità di frequenti rigenerazioni del materiale e, quindi, elevati costi di gestione, come ad esempio nei casi di reflui ad elevate portate o ad alta concentrazione di inquinanti.

Le tecniche di abbattimento delle emissioni osmogene attraverso ossidazione chimica e assorbimento in soluzioni chimiche, prevedono entrambe la presenza di una torre di lavaggio o scrubber, il cui principio generale si basa sul contatto tra la corrente di aria inquinata e un liquido in controcorrente, che comporta il trasferimento dalla fase gas alla fase liquida delle componenti inquinanti presenti nella miscela, mediante dissoluzione in opportuno solvente. Il liquido assorbente base è solitamente l'acqua.

Il lavaggio ad acqua ha una elevata efficacia per i composti spiccatamente idrosolubili quali ammoniaci, alcoli, acidi grassi volatili; altri composti come i composti clorurati, le ammine, l'acido solfidrico, i chetoni e le aldeidi sono scarsamente solubili in acqua.

Per i composti insolubili in acqua (composti solforati fortemente odoriferi, terpeni e idrocarburi aromatici) si rende, pertanto, necessario l'utilizzo di reagenti chimici, che possono

operare una neutralizzazione o una idrolisi acida o basica, oppure una ossidazione in fase gassosa o liquida.

Il processo di assorbimento avviene ponendo a contatto il flusso gassoso da trattare con lo specifico liquido assorbente; gli scrubber devono essere dimensionati in modo da garantire tempi di permanenza e superfici di contatto adeguate per la rimozione richiesta. E' necessario, inoltre, migliorare l'assorbimento mediante la nebulizzazione del liquido o la creazione di film sottili con grande superficie di contatto riempiendo le torri di lavaggio con corpi di riempimento di varie forme e dimensioni.

Al fine di garantire lo scambio, devono essere soddisfatte due condizioni: è necessario un sufficiente tempo di contatto tra le due fasi, e la concentrazione di inquinanti della fase liquida deve essere maggiore della concentrazione di equilibrio tra le due fasi.

Quanto maggiore è la superficie di scambio e la differenza di concentrazione tra le due fasi, e tanto più efficiente sarà il funzionamento dell'impianto di lavaggio.

I parametri più rilevanti che possono influenzare la superficie di contatto tra fase liquida e fase solida sono:

- volume della torre di lavaggio
- dimensione delle gocce di liquido
- presenza di corpi di riempimento, loro forma e dimensione
- volume di acqua ricircolata nell'unità di tempo
- presenza di turbolenze all'interno della torre.

Le concentrazioni relative tra le due fasi sono, invece, dipendenti dalle caratteristiche chimico fisiche delle fasi stesse. Di seguito si riportano alcuni parametri rilevanti:

- temperatura dell'aria da purificare
- temperatura del bagno di lavaggio
- presenza o meno del ricircolo
- presenza di reagenti nei bagni di lavaggio
- presenza di tensioattivi.

Altro parametro fondamentale da cui dipende la percentuale di abbattimento di inquinanti, è rappresentato dalla temperatura dell'aria da trattare: al di sotto di determinati valori, infatti, non si riesce più a trattenere in fase liquida le sostanze da abbattere.

Il trattamento mediante ossidazione chimica prevede che nella torre venga fatta circolare una soluzione acquosa di un ossidante chimico; tra i più utilizzati sono i composti del cloro, l'ozono e l'acqua ossigenata.

Nei casi in cui la concentrazione dell'inquinante da abbattere sia molto elevata, la sola ossidazione chimica richiederebbe una notevole quantità di ossidante, elevando in tal modo il costo di gestione. In questo caso è necessario un lavaggio per assorbire e quindi trasferire alcuni componenti dalla fase gassosa a quella liquida. L'assorbimento può essere puramente fisico, se si è in presenza di una semplice dissoluzione nell'assorbente, o chimico se il soluto reagisce con l'assorbente o con reagenti in esso disciolti.

I reagenti vengono adoperati per aumentare l'efficienza di abbattimento e così pure i tensioattivi in presenza di sostanze idrofobe. Essi, infatti, permettono di fissare alla fase liquida sostanze che altrimenti sfuggirebbero completamente alla azione dello scrubber.

Inoltre, uno scrubber svolge anche la funzione di depolverazione ed umidificazione dell'aria.

A corredo di tali sistemi è necessario disporre di serbatoi contenenti i vari reagenti, di dosatori dei prodotti, di pompe di ricircolo con propri circuiti completi di tubazioni e di tutti gli

strumenti di controllo delle varie reazioni. Le acque di lavaggio sature devono, inoltre, essere smaltite e ciò comporta altri costi.

Gli scrubber vengono spesso adottati in combinazione con metodi di ossidazione biologica, ovvero biofiltri, descritti nel seguito, dal momento che la diversa natura delle arie esauste sottoposte al trattamento (elevati volumi, basse concentrazioni, ampia variabilità di composizione) comporta un limite all'efficacia di un sistema di natura chimico fisica. Generalmente, gli scrubber sono posizionati a monte dei biofiltri così da ridurre i picchi di concentrazione odorosa che si registrano in occasione, ad esempio, dei rivoltamenti. In tal caso, grazie al pretrattamento in bioscrubber e al "finissaggio" in biofiltro, vengono conseguite basse concentrazioni di odore.

2.3.3 Ossidazione biologica: biofiltri e bioscrubber

Biofiltri

I biofiltri, originariamente concepiti per il trattamento in impianti industriali di composti odorigeni e di sostanze volatili tossiche, hanno trovato successivamente impiego nel trattamento aerobico di rifiuti organici, ove vengono prodotti effluenti gassosi con concentrazioni medio basse di sostanze organiche.

Lo schema generale di un apparato per la biofiltrazione prevede un sistema di adduzione dell'aria contenente i composti odorigeni ad una unità riempita con un substrato particolato filtrante realizzato con materiali quali cortecce, legno triturato, compost maturo, terreno o anche da materiale inerte, su cui si sviluppa lo strato di biomassa microbica attiva (biofilm) in grado di degradare i composti presenti nelle emissioni.

Attorno alle particelle della matrice solida, infatti, si crea una pellicola entro cui avvengono le attività metaboliche che completano la degradazione della sostanza organica di partenza di cui i composti odorosi sono composti intermedi di degradazione.

Il flusso da trattare viene distribuito attraverso il mezzo filtrante mediante una rete di tubi dotati di piccoli fori di diffusione posta sul fondo del biofiltro. Uno strato di ghiaia od altro materiale poroso, dotato di resistenza meccanica allo schiacciamento, circonda la rete dei tubi diffusori al fine di evitarne l'occlusione dei fori da parte della sovrastante colonna di matrice filtrante. L'aria, carica di odori in entrata al biofiltro, viene, generalmente, umidificata in modo da evitare la disidratazione del substrato biologicamente attivo.

Nella diffusione del flusso odorigeno attraverso il mezzo filtrante, i composti gassosi responsabili degli odori vengono adsorbiti sulla superficie delle particelle dove vengono degradate dai microrganismi che ne colonizzano la superficie. I microrganismi presenti nel biofilm (batteri, attinomiceti, funghi) ossidano i composti odorigeni in anidride carbonica, acqua e forme minerali inodori di azoto e zolfo, prima della fuoriuscita del flusso d'aria dal biofiltro. Le matrici di riempimento dei biofiltri costituiscono non solo il supporto fisico per le cellule microbiche, ma anche, nel caso di substrati organici quali il compost, la fonte di nutrienti per i microrganismi che degradano i composti odorigeni. Nel caso, invece, di matrici particolate inerti, il substrato di crescita per i microrganismi è costituito dalle stesse molecole odorigene che devono essere degradate. In quest'ultimo caso, però, è necessaria una fase preliminare di attivazione del biofiltro, il quale viene alimentato con un flusso gassoso umido contenente sostanze organiche e minerali in grado di sostenere la colonizzazione delle particelle da parte di un abbondante flora microbica. Successivamente, la colonia microbica è in grado di mineralizzare i composti odorigeni nel flusso gassoso oggetto di trattamento.

Accanto all'ossidazione biologica, intervengono altri due importanti fenomeni nell'abbattimento dei composti odorigeni: l'adsorbimento e l'assorbimento. Attraverso l'adsorbimento le molecole volatili odorigene, gli aerosol ed, eventualmente, il particolato in sospensione nel flusso gassoso sono trattiene e si concentrano sulla superficie delle particelle della matrice filtrante a seguito di attrazioni molecolari. Mediante il processo dell'assorbimento i composti gassosi odorigeni si dissolvono nel sottile film acquoso che contorna la superficie delle particelle del materiale filtrante. Dopo l'ossidazione delle sostanze responsabili degli odori, i siti di adsorbimento all'interno della matrice di riempimento del biofiltro tornano ad essere disponibili per catturare nuove molecole di composti odorigeni trasportati dal flusso d'aria, prolungando la capacità filtrante del biofiltro e, quindi, assicurando l'auto-sostentamento del processo.

I sistemi di biofiltrazione si distinguono in sistemi di biofiltrazione aperti e sistemi chiusi.

In un biofiltro aperto, la matrice filtrante viene normalmente posta in un apposito contenitore collocato sulla superficie del suolo o in una vasca scavata nel terreno. Sul fondo della struttura aperta di contenimento è collocato il sistema di tubazioni per l'adduzione del flusso gassoso da trattare ed il letto di ghiaia. In entrata al biofiltro, può essere collocata, se necessaria, la sezione di umidificazione dell'aria in ingresso. La vasca viene poi riempita con la matrice filtrante.

Un sistema di biofiltrazione chiuso è, invece, simile ad un vero e proprio bioreattore, isolato dall'ambiente esterno, solitamente fuori terra, nel quale viene fatta passare l'aria da trattare. Al fondo del biofiltro, i tubi di adduzione del flusso gassoso sono collocati in un'intercapedine sovrastata da un setto metallico dotato di fori, sul quale è sistemato il mezzo filtrante. Quest'ultimo può essere arrangiato come un unico letto continuo ovvero disposto lungo l'altezza del reattore su ripiani, anch'essi dotati di fori, in modo da ottenere, all'interno del biofiltro, più strati di letto filtrante intercalati da settori vuoti. Il flusso gassoso trattato fuoriesce dalla testa del reattore, ove può essere eventualmente presente un sistema di nebulizzatori per l'umidificazione dell'aria e la possibile distribuzione di soluzione nutriente sulla matrice filtrante.

La tipologia di biofiltro da adottare dipende, pertanto, dalla disponibilità di spazio presso la stazione di trattamento, dalle condizioni climatiche del sito di insediamento dell'impianto e dalle risorse finanziarie. I biofiltri aperti richiedono, ovviamente, maggiori superfici e non sono indicati per situazioni di elevata piovosità. I biofiltri chiusi, ancorché più efficienti e controllabili, sono decisamente più costosi.

Per un efficace controllo degli odori mediante l'impiego di biofiltri, possono essere previsti anche sistemi di pretrattamento quali:

- rimozione del particolato;
- regolazione della temperatura per migliorare l'attività batterica (range ottimale tra i 20-40°C);
- umidificazione, parametro che condiziona maggiormente l'efficienza del biofiltro, in quanto il metabolismo dei microrganismi richiede adeguate condizioni di umidità; condizioni di scarsa umidità possono, infatti, portare alla cessazione dell'attività biologica, nonché, al formarsi di zone secche e fessurate in cui l'aria scorre, in vie preferenziali, non trattata. Un biofiltro troppo umido provoca, al contrario, problemi di trasferimento di ossigeno al biofilm, creazione di zone anaerobiche, lavaggio di nutrienti dal mezzo filtrante, formazione di percolato. Il contenuto ottimale di umidità del mezzo filtrante è nell'ordine del 40-60%. Va considerato, inoltre, che il metabolismo microbico genera esso stesso calore, che tende a determinare una essiccazione del materiale filtrante determinando congiuntamente una situazione di elevata capacità evaporativa da parte del flusso d'aria da trattare; per tale

motivo, in alcuni casi, il flusso in ingresso viene pretrattato per mantenerlo saturo di umidità;

- omogenea distribuzione del flusso, sia attraverso la predisposizione di un sistema di distribuzione efficace al di sotto del letto di biofiltrazione, che mediante la prevenzione del compattamento della biomassa filtrante;
- mantenimento di un'adeguata capacità tampone del mezzo filtrante nei confronti del pH in modo da prevenire fenomeni di acidificazione, dovuta, per esempio, ad un eccessivo accumulo di solfati.

In sede di progettazione è fondamentale garantire il dimensionamento efficace dei letti di biofiltrazione, considerando i parametri di dimensionamento quali: tempo di ritenzione e carico specifico inteso come il quantitativo di aria da trattare nell'unità di tempo per unità di superficie, o meglio di volume. E' inoltre importante definire le altezze massime e minime del letto di biofiltrazione: spessori troppo contenuti sono maggiormente esposti al disseccamento ed alla formazione di canalizzazioni differenziali; altezze eccessive espongono, invece, maggiormente al rischio di compattamento.

In tabella 2.1 sono presentati i valori della capacità massima di rimozione relativa a differenti matrici filtranti, nei confronti di alcuni composti odorigeni trattati in biofiltro.

Nella tabella 2.2 sono riportate le efficienze dei biofiltri presenti nel BREF corrispondenti a particolari intervalli di concentrazione.

Tabella 2.1 – Tassi di rimozione relativi ad alcuni composti odorigeni, passati attraverso biofiltri contenenti matrici filtranti differenti (da Williams & Miller 1992b).

COMPOSTO	Tasso massimo di rimozione
Metilformiato	35 g/kg p.s. di mezzo ⁽¹⁾ /die
Idrogeno solforato	5 g S/ kg p.s. di mezzo ⁽¹⁾ /die
Butilacetato	2,14 g/ kg p.s. di torba/die
Butanolo	2,41 g/ kg p.s. di torba/die
n-butanolo	2,40 g/ kg p.s. di compost/die
Etilacetato	2,03 g/ kg p.s. di torba/die
Toluene	1,58 g/ kg p.s. di torba/die
Metanolo	1,35 g/ kg p.s. di mezzo ⁽¹⁾ /die
Metantiolo	0,9 g S/ kg p.s. di torba/die
Dimetil disolfuro	0,68 g S/ kg p.s. di torba/die
Dimetil solfuro	0,38 g S/ kg p.s. di torba/die
Ammoniaca	0,16 g N/ kg p.s. di torba/die

Note: ⁽¹⁾ non altrimenti specificato, con densità apparente di 200 kg/m³ p.s., peso secco.

Tabella 2.2 – Efficienza di ritenzione dei biofiltri per alcuni intervalli di concentrazione dei principali composti dei trattamenti meccanico/biologici.

	Concentrazione ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) min – max	Efficienza (%) min – max	Concentrazione ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) min – max	Efficienza (%) min – max	Concentrazione ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) min – max	Efficienza (%) min – max
Acetaldeide	2100 - 2500	78 - 89	46 - 740	89 - 96	4.900 - 6.100	99
n -Butilacetato	150 - 425	97 - 99	30 - 120	83 - 96	170 - 980	73 - 99
Etilbenzene	250 - 310	12 - 42	60 - 190	27 - 61	250 - 740	16 - 43
2 - Etiltoluene	180 - 220	33 - 41	25 - 105	14 - 89	80 - 270	25 - 55
3,4 - Etiltoluene	480 - 640	23 - 45	70 - 260	38 - 96	230 - 1.000	48 - 77
Limonene	1.700 - 4.300	29 - 40	810 - 2.200	94 - 98	1.300 - 3.700	30 - 63
Toluene	490 - 550	16 - 39	130 - 280		460 - 1.000	7 - 36
m/p - Xylene	850 - 1.400	9 - 42	280 - 620	30 - 71	720 - 2.000	19 - 45
o - Xylene	260 - 290	23 - 41	60 - 150	7 - 63	160 - 650	20 - 45
Acetone	2.450 - 2.900	99 - 100	1.200 - 2.800	99 - 100	4.700 - 8.200	93 - 97
2 - Butanone	960 - 2.800	99 - 100	80 - 770	94 - 99	370 - 11.000	95 - 100
Etanolo	5.200 - 5.300	100	88 - 750	94 - 99	14.000 - 18.000	100
α - Pinene	370 - 700	8 - 44	280 - 790	53 - 83	560 - 930	5 - 39
β - Pinene	330 - 800	12 - 44	120 - 300	53 - 81	230 - 490	38 - 49

Fonte: “Best Available Techniques Reference Document for the Waste Treatments Industries” [132 UBA, 2003]

Bioscrubber

I bioscrubber, ancora poco diffusi rispetto ai biofiltri, sono costituiti generalmente da una struttura di lavaggio dotata di un letto di corpi di riempimento ad elevato rapporto superficie/volume, attraverso cui passa l’effluente gassoso da trattare, solitamente in controcorrente rispetto al flusso di acqua che viene fatta circolare, così da garantire il massimo contatto fra fase gassosa e fase liquida. Sui corpi di riempimento, così come nell’acqua, si sviluppa un fango attivo (composto da biomassa microbica) che degrada e ossida sostanze odorose.

I bioscrubber presentano un rapido adattamento a variazioni di composizione del gas inquinato e consentono, inoltre, un agevole controllo del processo, attraverso il monitoraggio delle caratteristiche dell’aria trattata e l’aggiunta di correttivi (regolatori di pH) e nutrienti (N, P, K) alla soluzione di lavaggio.

A parità di volumi d’aria trattati, le superfici occupate dai bioscrubber sono sensibilmente inferiori a quelle richieste dalla tradizionale biofiltrazione.

Analogamente ai biofiltri, anche per i bioscrubber è necessario mantenere un habitat ottimale per i microrganismi, soprattutto attraverso il controllo del pH e della temperatura, cercando di evitare di avviare al bioscrubber composti tossici, effettuando un corretto dimensionamento della torre di lavaggio e del sistema di irrorazione del materiale di riempimento, riducendo al minimo le perdite di carico, effettuando periodici controlli di processo per evitare malfunzionamenti.

Al fine di evitare la formazione di zone asciutte e di intasamenti, deve essere garantita l’uniformità di distribuzione della soluzione di lavaggio sui corpi di riempimento. Inoltre, deve essere previsto un adeguato scarico della soluzione assorbente satura e reintegro con acqua pulita per evitare la formazione di eccessi di sali e di depositi biologici, che possono portare a malfunzionamenti.

Gli elevati volumi di acque di risulta, che possono di norma essere riciclate insieme alle acque di processo, richiedono alle volte uno smaltimento in specifici impianti.

Analogamente alle torri di lavaggio chimico, il processo richiede, pertanto, un particolare impegno tecnico nella gestione.

2.4 Il quadro impiantistico in Italia

La progressiva crescita della produzione nazionale di rifiuti che, nel 2006, raggiunge ben 32,5 milioni di tonnellate, con un incremento particolarmente marcato nel triennio 2004-2006 (+2,7%), evidenzia la necessità di adottare con maggiore vigore misure idonee all'attuazione della strategia di gestione delineata dalla normativa comunitaria che dà priorità alla riduzione della produzione dei rifiuti, al riuso e al riciclaggio. I maggiori valori di produzione pro capite, a fronte di un valore nazionale pari a circa 550 kg/abitante per anno, si riscontrano al Centro con circa 638 kg per abitante per anno, ed i più bassi al Sud, con circa 509 kg per abitante per anno; il Nord, dal canto suo, si attesta a circa 544 kg per abitante per anno.

Una risposta positiva a tale problematica, che in diverse zone del Paese ha assunto proporzioni allarmanti anche a causa del perdurare di situazioni emergenziali, è rappresentata dalla progressiva crescita della raccolta differenziata che, a livello nazionale, si attesta al 25,8% della produzione totale di rifiuti urbani. Tale valore, sebbene in crescita rispetto al dato rilevato nel 2005 (24,2%), risulta, tuttavia, ancora sensibilmente inferiore al target del 40% introdotto dalla legge 27 dicembre 2006, n. 296 (legge finanziaria 2007), da conseguirsi entro il 31 dicembre 2007. Le legge 296/2006 fissa, infatti, gli obiettivi per la raccolta differenziata di seguito riportati:

- a) almeno il quaranta per cento entro il 31 dicembre 2007;
- b) almeno il cinquanta per cento entro il 31 dicembre 2009;
- c) almeno il sessanta per cento entro il 31 dicembre 2011.

Per quegli ambiti territoriali ottimali all'interno dei quali non siano conseguiti gli obiettivi sopra riportati, la regione, previa diffida, provvede tramite un commissario ad acta a garantire il governo della gestione dei rifiuti al fine di realizzare rilevanti risparmi di spesa ed una più efficace utilizzazione delle risorse.

La situazione si presenta decisamente diversificata passando da una macroarea geografica all'altra: la raccolta differenziata raggiunge, infatti, il 39,9% al Nord ed il 20,0% al Centro, mentre al Sud si colloca al 10,2%. Si evidenzia, in generale, che le percentuali di raccolta differenziata risultano elevate e, talvolta, persino superiori ai livelli imposti dalla legislazione, laddove è stato attivato un servizio di raccolta per la frazione organica ed il sistema è ormai maturo.

Nella gestione integrata dei rifiuti a valle della raccolta differenziata è il trattamento meccanico biologico a rappresentare un elemento nodale. Esso consente, infatti, di ridurre la putrescibilità del rifiuto nonché la volumetria ed il peso dello stesso, sia a seguito alla degradazione di sostanza che all'evaporazione dell'acqua per esotermia del processo; ciò può consentire di ottenere un materiale stabile e ricco di sostanza organica, potenzialmente utilizzabile in attività paesaggistiche e di ripristino ambientale o per la copertura giornaliera delle discariche o, comunque, destinabile allo smaltimento in discarica. L'integrazione dei processi biologici con quelli meccanici, consente, inoltre, il recupero delle frazioni di rifiuto a più alto potere calorifico da avviare ad incenerimento con produzione di energia, nonché il recupero, per via meccanica, delle frazioni avviabili a riciclaggio, quali i metalli.

La progressiva crescita del settore del trattamento meccanico biologico rappresenta, pertanto, un utile strumento ai fini del raggiungimento degli obiettivi di riduzione del conferimento in discarica dei rifiuti biodegradabili, a livello degli ambiti territoriali ottimali, ai sensi dell'art. 5 del D.Lgs. 36/2003, riducendo conseguentemente, gli impatti tipici delle discariche ovvero la

produzione di odori molesti, di percolato ad elevato potere inquinante e di gas climalteranti per effetto della degradazione anaerobica della sostanza biodegradabile.

Tale scelta appare, inoltre, coerente con l'obbligo di pretrattare tutti i rifiuti da smaltire in discarica, fissato dalla direttiva 99/31/CE e dal D.Lgs. 36/2003 di recepimento.

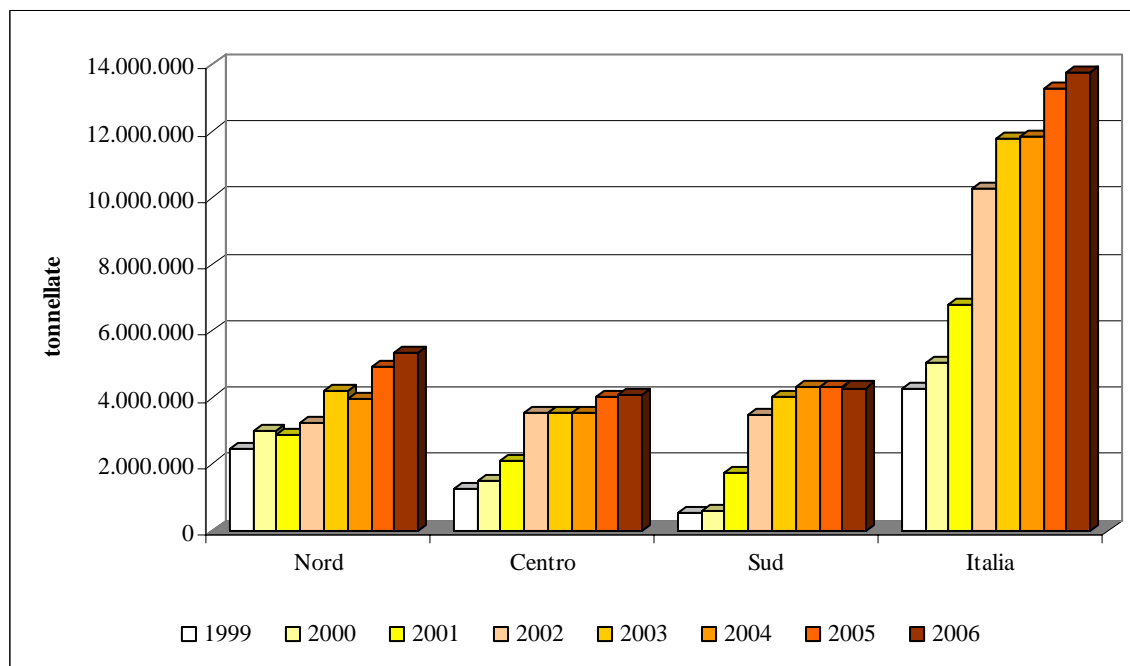
Va, anche, rilevato che gli impianti di trattamento meccanico biologico sono caratterizzati da un'elevata flessibilità di sistema adattandosi a fluttuazioni sia delle quantità in ingresso sia della qualità e caratteristiche dei rifiuti in ingresso. Inoltre, laddove venga introdotta la raccolta differenziata secco-umido, gli impianti sono caratterizzati dalla possibilità di essere convertiti parzialmente o totalmente in impianti di compostaggio per il trattamento dei rifiuti derivanti da raccolta differenziata, adottando le opportune prescrizioni.

Negli ultimi anni il trattamento meccanico biologico ha, così, subito un notevole sviluppo e il quantitativo di rifiuti urbani indifferenziati trattati si è attestato, nel 2006, ad oltre 9 milioni di tonnellate (+7% rispetto al 2005), pari a quasi il 30% del rifiuto urbano complessivamente prodotto.

La capacità complessiva, attestandosi a oltre di 13,7 milioni di tonnellate, evidenzia, inoltre, la possibilità di ulteriori sviluppi del settore, in quanto ampiamente superiore ai quantitativi ad oggi trattati, e pone l'Italia ai primi posti in Europa per capacità di trattamento.

La figura 2.4 illustra l'evoluzione delle potenzialità degli impianti di trattamento meccanico biologico dal 1999 al 2006. Nell'ultimo anno, l'incremento più rilevante si registra nel Nord (+8,6%), al Centro la crescita risulta pari al 2%, mentre al Sud non si rilevano sostanziali variazioni.

Figura 2.4 – Evoluzione delle potenzialità degli impianti di trattamento meccanico biologico, anni 1999-2006



Fonte: Rapporto Rifiuti 2007 – APAT

Il dettaglio regionale delle potenzialità, dei quantitativi in ingresso ed il numero di impianti di trattamento meccanico biologico, nel 2006, sono riportati in tabella 2.3 e in figura 2.5.

L'incremento più considerevole dei quantitativi trattati si registra nel nord del Paese (+11,2% tra il 2005 ed il 2006), per un ammontare complessivamente trattato in tale macroarea pari a 3,1 milioni di tonnellate (34,7% del totale nazionale). Tra le regioni in cui vengono gestiti i quantitativi più rilevanti di rifiuti indifferenziati, spiccano Lombardia, Emilia Romagna e Veneto. Quest'ultima regione, in particolare, dove la raccolta differenziata appare già di per sé abbastanza elevata (48,7% nel 2006), pone particolare attenzione alla soluzione del trattamento meccanico biologico quale forma di gestione del rifiuto residuo, soprattutto in un'ottica di progressiva riduzione dello smaltimento della frazione biodegradabile in discarica.

Al Sud, viene sottoposto a trattamento meccanico biologico il 42,1% dei rifiuti indifferenziati, corrispondente a circa 3,8 milioni di tonnellate di rifiuti, con un incremento pari al 4,4% rispetto al 2004. In particolare, la Campania risulta essere la regione ove si registrano i quantitativi trattati più alti, pari a 2,4 milioni di tonnellate, in termini assoluti quasi il 27% del totale nazionale di rifiuti trattati.

La situazione riscontrata in questa regione è segnata dal contesto di emergenza che vi si protrae, ormai, da molti anni e dalla mancata affermazione dei sistemi di raccolta differenziata, che si attesta, nel 2006, solo all'11,3%. Anche se il ricorso al trattamento meccanico biologico risulta molto sviluppato, va, tuttavia, evidenziato che il materiale in uscita dagli impianti, in particolare per quanto attiene la frazione secca, non risponde, nella maggior parte dei casi, agli standard richiesti.

Al Centro, infine, ove sono trattati quasi 2,1 milioni di tonnellate di rifiuti indifferenziati pari al 23,2% del totale nazionale, si registra un incremento della quota di rifiuti trattati pari al 5,6%, ed è la Toscana la regione che, nel 2006, avvia a trattamento meccanico biologico i maggiori quantitativi di rifiuti indifferenziati (circa 1 milione di tonnellate, pari all'11% dei rifiuti trattati in ambito nazionale).

L'evoluzione del sistema è confermata anche dal numero di impianti operativi che passa da 109 nel 2005, a 114 nel 2006 su 128 impianti censiti. Dei 114 impianti operativi, 14 effettuano la sola selezione meccanica.

Tabella 2.3 – Trattamento meccanico/biologico di rifiuti indifferenziati per regione, anno 2006

Regione	Potenzialità autorizzata	Rifiuto in ingresso all'impianto	Numero impianti operativi
	(tonnellate)	(tonnellate)	
Piemonte	1.314.534	418.135	11
Lombardia	1.189.140	847.895	11
Trentino A.A.	22.000	15.100	1
Veneto	849.900	520.309	9
Friuli V.G.	252.000	240.999	4
Liguria	195.600	204.650	3
Emilia R.	1.542.480	887.895	14
Nord	5.365.654	3.134.982	53
Toscana	1.541.950	988.513	16
Umbria	377.000	320.489	3
Marche	255.600	210.412	4
Lazio	1.913.080	576.592	6
Centro	4.087.630	2.096.006	29
Abruzzo	208.888	114.861	5
Molise	58.400	53.089	1

Regione	Potenzialità autorizzata	Rifiuto in ingresso all'impianto	Numero impianti operativi
	(tonnellate)	(tonnellate)	
Campania	2.579.034	2.407.454	7
Puglia	238.155	289.143	2
Basilicata	39.000	28.640	3
Calabria	475.000	456.762	7
Sicilia	110.000	118.895	2
Sardegna	587.100	346.677	5
Sud	4.295.577	3.815.521	32
Italia	13.748.861	9.046.509	114*

* Impianti operativi su un totale di 128 censiti (+5 impianti attivi rispetto al 2005). Dei 114 impianti operativi, 14 effettuano la sola selezione meccanica.

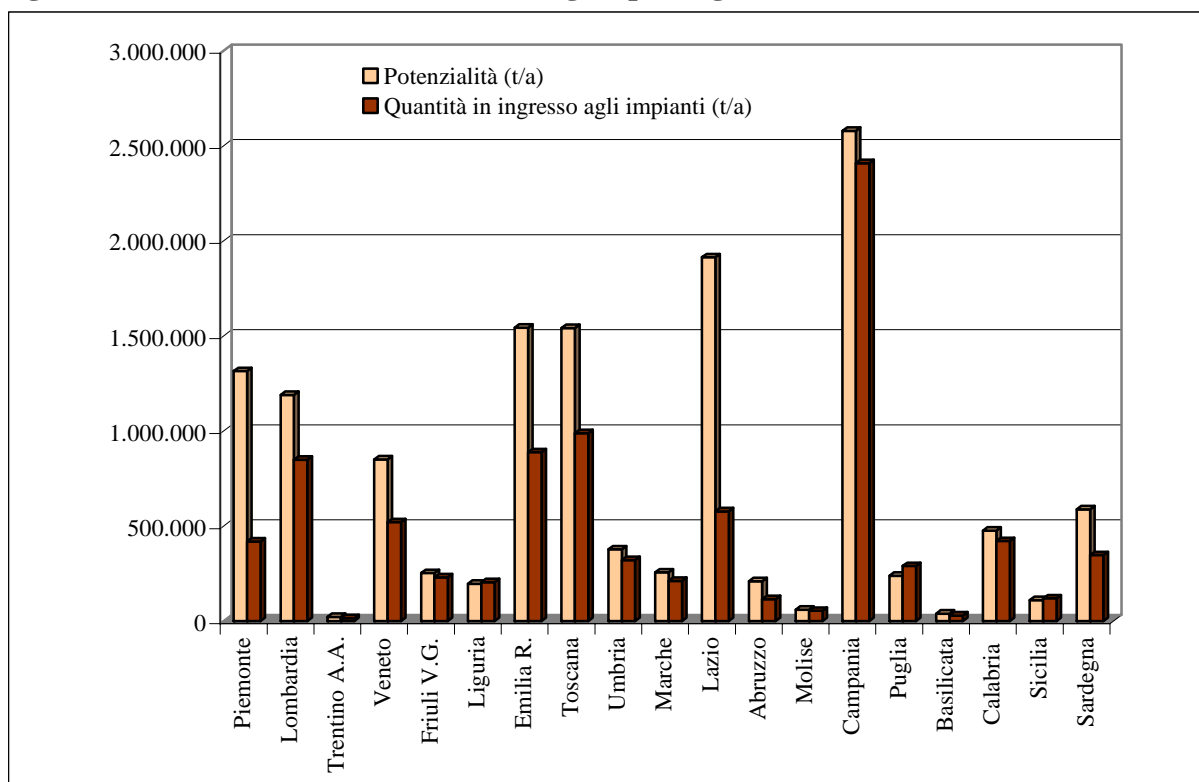
Fonte: Rapporto Rifiuti 2007 – APAT

A differenza degli impianti di compostaggio, che sono per il 69% localizzati al Nord dove è elevata la raccolta differenziata della frazione organica, la distribuzione per macroarea geografica del trattamento meccanico biologico risulta più omogenea, sia nei quantitativi trattati e nelle potenzialità, che nella distribuzione degli impianti sul territorio nazionale. Tale situazione dipende dal fatto che tale tipo di trattamento non è vincolato ad un sistema organizzato di raccolte differenziate.

A fronte di una capacità di trattamento più rilevante nel Nord, i quantitativi maggiori di rifiuti indifferenziati sono trattati nel sud del Paese (oltre 3,8 milioni di tonnellate).

Si evidenzia, a tal proposito, che il Sud opera all'88% della sua potenzialità totale, il Nord al 58%, il Centro al 51%.

Figura 2.5 - Trattamento meccanico biologico per regione, anno 2006



Fonte: Rapporto Rifiuti 2007 – APAT

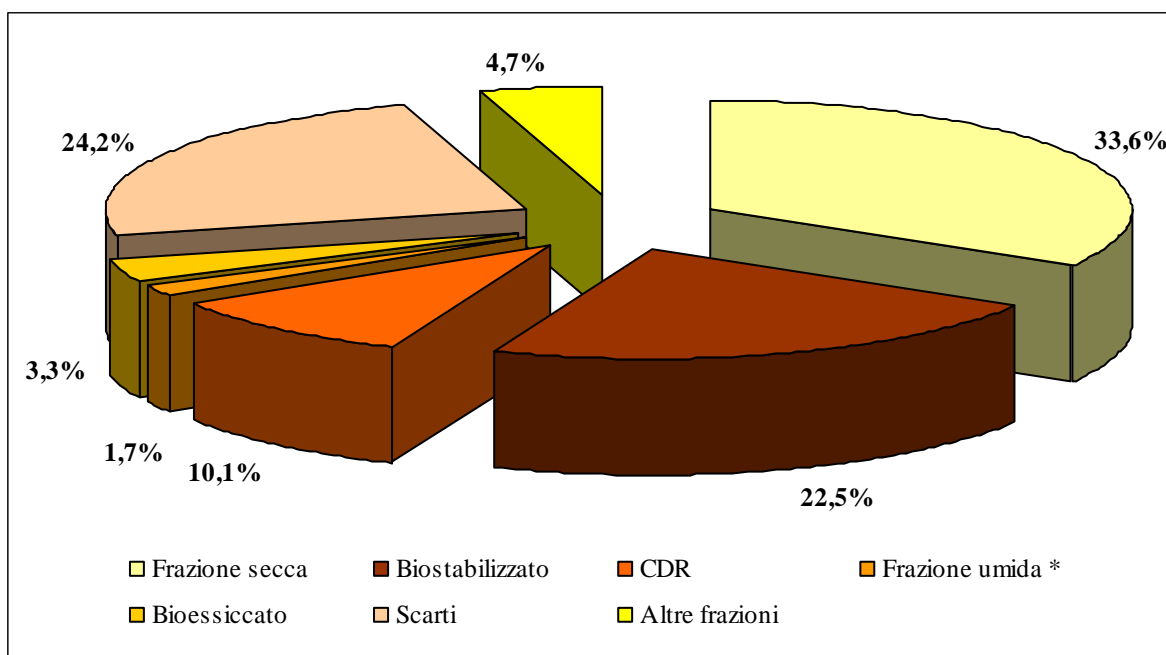
I principali schemi operativi, descritti nei precedenti paragrafi, sono di due tipi: a separazione di flussi e a flusso unico.

Circa il 63% degli impianti localizzati sul territorio nazionale dichiara di operare a separazione di flussi (Rapporto Rifiuti 2007, APAT).

Tuttavia, nel corso della campagna sperimentale, come verrà illustrato successivamente, è emerso che la maggior parte degli impianti analizzati adotta uno schema operativo a flusso unico, pur avendo dichiarato di operare a flusso separato. Ciò è dovuto, verosimilmente, ad un'erronea interpretazione delle definizioni dei due schemi operativi da parte degli operatori del settore e fa supporre che la quasi totalità degli impianti localizzati sul territorio nazionale operi, in realtà, a flusso unico.

La figura 2.6 riporta il dettaglio delle tipologie di materiali in uscita dagli impianti di trattamento meccanico biologico, pari complessivamente a 7,7 milioni di tonnellate. In particolare, i quantitativi nazionali di biostabilizzato e frazione secca prodotti, nel 2006, ammontano, rispettivamente, a 1,7 milioni di tonnellate (22,5% del totale dell'output) e a 2,6 milioni di tonnellate (34%), e rappresentano quasi il 50% del totale dei rifiuti in ingresso agli impianti. Il CDR prodotto (circa 780.000 tonnellate) costituisce il 10%, la frazione bioessiccata, la frazione umida in uscita dagli impianti di sola selezione meccanica e gli scarti, rispettivamente, il 3%, il 2% e il 24% del totale dei materiali in uscita. Altre frazioni (4,7%) in uscita dagli impianti di trattamento meccanico biologico e da quelli di sola selezione meccanica sono rappresentate da metalli, plastiche, legno.

Figura 2.6 - Tipologie dei materiali in uscita dagli impianti di trattamento meccanico biologico, anno 2006



* in uscita dagli impianti di sola selezione meccanica

Fonte: Rapporto Rifiuti 2007 – APAT

2.5 Descrizione del campione di impianti individuato per la campagna sperimentale

Diversi impianti associati al Consorzio Italiano Compostatori hanno dato la loro disponibilità ad aderire alla campagna sperimentale.

È stato, inizialmente, selezionato un elenco di 16 impianti, in base a criteri di distribuzione territoriale. Dopo un'ulteriore selezione sulla base delle tecnologie e delle modalità operative adottate, delle caratteristiche medie del rifiuto in ingresso e della rappresentatività territoriale, è stato ottenuto il campione finale di 10 impianti da sottoporre alla fase analitica.

L'elenco degli impianti, cui è stata attribuita una sigla alfanumerica al fine di garantire la riservatezza delle informazioni, e la descrizione delle modalità operative dichiarate dagli stessi, viene riportato in tabella 2.4. I dati derivano dalla compilazione da parte dei gestori degli impianti di appositi questionari, predisposti dall'APAT e riguardanti una serie di informazioni inerenti le caratteristiche medie del rifiuto in ingresso al trattamento, i bilanci di massa, le tecnologie di pre-trattamento, compostaggio attivo (Active Composting Time, ACT) e post-trattamento adottate, le modalità operative e i presidi ambientali previsti nelle diverse sezioni dell'impianto.

Tabella 2.4 – Elenco degli impianti analizzati e relative modalità operative dichiarate

Sigla Impianto 1	1RBS-44
Tipologia di pretrattamento	vagliatura e lacerazione sacchi al chiuso
Compostaggio attivo (ACT)	flusso separato, in bacino al chiuso con insufflazione e rivoltamento
Durata fase ACT	20 gg
Fase di maturazione	non prevista
Raffinazione	vagliatura a 12 mm, raffinazione aerea per vetri e altri inerti
Presidi ambientali	Pretrattamento - filtrazione polveri, Compostaggio attivo: biofiltro (non ancora operativo) Trattamento di raffinazione del biostabilizzato: filtrazione polveri
Bilancio di massa	frazione secca = 60%, frazione umida = 40% (biostabilizzato = 50%, perdite di processo = 50%) Raffinazione finale del biostabilizzato con produzione di scarti (circa la metà del materiale in uscita dalla fase ACT)
Destinazione	copertura giornaliera discarica, utilizzi ex D.C.I. 27/7/84
Sigla Impianto 2	2RBS-54
Tipologia di pretrattamento	triturazione e vagliatura al chiuso
Compostaggio attivo (ACT)	flusso separato, in biocella al chiuso con insufflazione d'aria
Durata fase ACT	21 gg
Fase di maturazione	non prevista
Raffinazione	non prevista

Presidi ambientali	Pretrattamento: biofiltro+scrubber, Compostaggio attivo: biofiltro+scrubber
Bilancio di massa	frazione secca = 60-70% frazione umida = 30-40% (biostabilizzato = 45-55%, perdite di processo = 45-55%)
Destinazione	copertura giornaliera scarica
Sigla Impianto 3	3RBS-54
Tipologia di pretrattamento	triturazione e vagliatura
Compostaggio attivo (ACT)	flusso separato, all'aperto in cumulo statico ad aerazione forzata e gestito con sistema di copertura con telo
Durata fase ACT	25 gg
Fase di maturazione	non prevista (solo ai fini della campagna sperimentale è stata effettuata una fase di maturazione in cumulo della durata di 60 giorni circa)
Raffinazione	-
Presidi ambientali	-
Bilancio di massa	-
Destinazione	copertura giornaliera scarica
Sigla Impianto 4	4RBS-35
Tipologia di pretrattamento	triturazione e vagliatura la chiuso
Compostaggio attivo (ACT)	flusso separato, in bacini di ossidazione azionati da carroponti con aspirazione e rivoltamenti
Durata fase ACT	18 gg
Fase di maturazione	in genere, non prevista
Raffinazione	vagliatura a 10 mm, deferrizzazione
Presidi ambientali	Pretrattamento: biofiltro+scrubber Compostaggio attivo: biofiltro+scrubber Fase di maturazione: biofiltro Trattamento di raffinazione del biostabilizzato: biofiltro Stoccaggio biostabilizzato: biofiltro
Bilancio di massa	frazione secca = 60%, frazione umida = 40% (biostabilizzato = 30%, perdite di processo = 30%)
Destinazione	copertura giornaliera scarica
Sigla Impianto 5	5RBS-45
Tipologia di pretrattamento	triturazione, vagliatura e deferrizzazione al chiuso
Compostaggio attivo (ACT)	flusso separato, in cumulo al chiuso con insufflazione
Durata fase ACT	14 gg
Fase di maturazione	non prevista
Raffinazione	

Presidi ambientali	Pretrattamento: biofiltro Compostaggio attivo: biofiltro Trattamento di raffinazione del biostabilizzato: biofiltro
Bilancio di massa	frazione secca = 40% frazione umida = 60% (biostabilizzato = 65%, perdite di processo = 35%)
Destinazione	copertura giornaliera discarica
Sigla Impianto 6	6RBS-225
Tipologia di pretrattamento	vagliatura e deferrizzazione al chiuso
Compostaggio attivo (ACT)	flusso separato, in 4 tunnel al chiuso con insufflazione e rivoltamento
Durata fase ACT	15 gg
Fase di maturazione	in genere, non prevista
Raffinazione	-
Presidi ambientali	Pretrattamento: biofiltro Compostaggio attivo: biofiltro
Bilancio di massa	frazione secca = 30% frazione umida = 70% (biostabilizzato = 60%, perdite di processo = 40%)
Destinazione	copertura giornaliera discarica
Sigla Impianto 7	7BS-225
Tipologia di pretrattamento	triturazione e vagliatura al chiuso
Compostaggio attivo (ACT)	flusso separato, in cumulo al chiuso con insufflazione e rivoltamento
Durata fase ACT	45 gg
Fase di maturazione	Stoccaggio di materiale finito per 60 giorni
Raffinazione	vagliatura a 11 mm e 6 mm, deferrizzazione; al chiuso
Presidi ambientali	Pretrattamento: biofiltro Compostaggio attivo: biofiltro Fase di maturazione: biofiltro
Bilancio di massa	frazione secca = 40% frazione umida = 60% (biostabilizzato = 50%, perdite di processo = 50%) Raffinazione finale del biostabilizzato con produzione di scarti (circa la metà del materiale in uscita dalla fase ACT)
Destinazione	copertura discarica
Sigla Impianto 8	8RBS-235
Tipologia di pretrattamento	non presente
Compostaggio attivo (ACT)	flusso separato, in cumulo in area tamponata con insufflazione e rivoltamento

Durata fase ACT	21 gg
Fase di maturazione	non prevista
Raffinazione	vagliatura a 10 mm
Presidi ambientali	Compostaggio attivo: biofiltro+scrubber
Bilancio di massa	frazione secca = 25% frazione umida = 75% (biostabilizzato = 50%, perdite di processo = 50%)
Destinazione	copertura discarica
Sigla Impianto 9	9RBS-136
Tipologia di pretrattamento	fossa di accumulo per FORSU da raccolta differenziata
Compostaggio attivo (ACT)	flusso unico, in cilindro con insufflazione
Durata fase ACT	3 gg
Fase di maturazione	in cumulo al chiuso con rivoltamento
Durata fase di maturazione	90 gg
Raffinazione	vagliature successive da 80 mm fino a 5 mm, deferrizzazione
Presidi ambientali	Pretrattamento: biofiltro Compostaggio attivo: biofiltro Fase di maturazione: biofiltro Trattamento di raffinazione del biostabilizzato: biofiltro
Bilancio di massa	frazione secca = 10% frazione umida = 71%, perdite di processo = 19%
Destinazione	Recupero aree interne, utilizzi ex D.C.I. 27/7/84
Sigla Impianto 10	10RBS-315
Tipologia di pretrattamento	vagliatura e lacerazione sacchi
Compostaggio attivo (ACT)	flusso separato, in bacino al chiuso con insufflazione e rivoltamento
Durata fase ACT	20 gg
Fase di maturazione	cumulo in area tamponata con insufflazione
Durata fase di maturazione	60 gg
Raffinazione	-
Presidi ambientali	-
Bilancio di massa	frazione secca = 60% frazione umida = 40% (biostabilizzato = 50%, perdite di processo = 50%) Raffinazione finale del biostabilizzato con produzione di scarti (circa la metà del materiale in uscita dalla fase ACT)
Destinazione	copertura giornaliera discarica

Si può rilevare che la maggior parte degli impianti analizzati non effettua, in condizioni di gestione ordinaria, la fase di maturazione. Alcuni impianti, in particolare, non prevedono affatto tale fase, altri la effettuano solo in casi particolari, altri ancora la prevedevano in origine ma non la attuano più. In effetti, solo due impianti hanno la consuetudine di praticare, dopo la fase di compostaggio attivo ACT, un'ulteriore maturazione in aia.

Quasi tutti gli impianti (verosimilmente per una non corretta interpretazione dei questionari) hanno, inoltre, dichiarato di effettuare la fase biologica in condizioni di flusso separato, ovvero, dopo aver eseguito un trattamento preliminare di separazione della frazione umida da quella secca. In sede di campionamento, si è, invece, osservato che la maggior parte di essi opera, in realtà, a flusso unico, ossia effettua la fase attiva di biossidazione sull'intero rifiuto e non sulla sola frazione organica. La separazione delle due frazioni, quando attuata, avviene, in genere, nella fase finale del processo e cioè prima dell'avvio del biostabilizzato allo stadio di maturazione o direttamente in discarica. Quest'ultima rappresenta per quasi tutti gli impianti analizzati (9 su 10), la destinazione finale del biostabilizzato, in alcuni casi come materiale di copertura.

Il trattamento biologico dell'intera massa di rifiuto indifferenziato senza una separazione successiva delle frazioni trova giustificazione ai fini di una destinazione dei materiali in uscita all'incenerimento.

Dovrebbe, comunque, essere garantito l'utilizzo in tempi rapidi del bioessiccato come combustibile, affinché siano prevenute emissioni osmogene nonché la produzione di biogas e di percolati per effetto di una ri-umidificazione del rifiuto durante lo stoccaggio. La bioessiccazione, infatti, porta in genere ad una stabilizzazione solo "apparente" della biomassa/substrato, a seguito della soppressione dell'attività microbica per mancanza di un idoneo tenore di umidità.

Per utilizzi in attività paesistiche, di ripristino ambientale o di bonifica di siti contaminati devono essere, invece, richiesti requisiti di qualità, inevitabilmente, più elevati affinché l'apporto di biostabilizzato al suolo non si traduca in un progressivo inquinamento del suolo stesso con evidenti ripercussioni negative, sia da un punto di vista ambientale che economico (inquinamento dei suoli e delle falde, danni alla vegetazione, ecc.). In tal caso, ovviamente, la presenza di contaminanti deve essere il più possibile limitata e la matrice organica deve risultare stabile da un punto di vista biologico.

Deve, inoltre, essere evitato un eccessivo o non bilanciato apporto di sostanze nutrienti da cui deriverebbe un evidente rischio di eutrofizzazione in seguito ad elevata somministrazione di azoto e/o fosforo non assorbiti dalle colture e rilasciati nei corpi idrici superficiali o nelle falde.

L'utilizzo al suolo del biostabilizzato non deve, ovviamente, comportare la diffusione di organismi patogeni per l'uomo, gli animali o le piante. Anche a tal fine appare essenziale il conseguimento di un elevato livello di stabilità biologica.

Infatti, come riportato anche dal Rapporto ISTISAN 02/03 dell'Istituto Superiore di Sanità, qualora nel processo non si riesca a raggiungere una completa degradazione della sostanza organica, alcuni patogeni, in special modo *Salmonella*, potrebbero essere messi nelle condizioni di svilupparsi in una fase successiva alla fine del processo stesso [Burge et al., 1987]. Il prodotto finito potrebbe, in sostanza, costituire ancora un substrato di crescita per il mantenimento dei microrganismi che, in presenza di sostanza organica non del tutto degradata e con livelli idonei di umidità e temperatura, troverebbero le condizioni ottimali per un loro sviluppo [ISS, 2002].

Con riferimento alle analisi merceologiche si rileva che sette dei dieci impianti analizzati hanno fornito informazioni circa la composizione media del rifiuto indifferenziato trattato. Uno di questi, tuttavia, ha effettuato esclusivamente le analisi merceologiche sulla frazione secca e non ha, pertanto, potuto rendere disponibili informazioni relativamente al contenuto di frazione putrescibile. Il dato medio calcolato, riportato in tabella 2.5, si riferisce, pertanto, a sei impianti.

Per la determinazione delle diverse frazioni è stata adottata la metodica IPLA che prevede 18 classi merceologiche: sottovaglio 20 mm, organico putrescibile, carta, cartone, contenitori in plastica, plastica in film, altra plastica, contenitori T/F, vetro, inerti, alluminio, metalli, tessili, pelle e cuoi, legno, altri rifiuti pericolosi, pile e batterie, farmaci.

La frazione organica, intesa come l'insieme di umido e verde, rappresenta, in media, più del 30% del rifiuto indifferenziato trattato dagli impianti; tale dato appare coerente con quelli desunti dall'APAT nel corso di precedenti indagini relative alla caratterizzazione merceologica dei rifiuti urbani. La quota di rifiuti biodegradabili, ottenuta includendo, oltre alla frazione organica ed al verde, anche carta, cartone, tessili, pelli e cuoio, ecc., costituisce, invece, quasi il 60% del rifiuto indifferenziato in ingresso.

Tabella 2.5 – Composizione media del rifiuto urbano indifferenziato (calcolata su 6 impianti, %)

FRAZIONE BIODEGRADABILE				ALTRO
Organico	Verde/Legno	Carta/Cartone	Tessili + Altro	
25,3	6,4	18,8	6,34	43,1

3. METODI ANALITICI

3.1 Metodo di campionamento

La fase di campionamento del biostabilizzato rappresenta un'operazione particolarmente delicata in considerazione dell'estrema eterogeneità del substrato di partenza. Il campionamento deve, infatti, garantire il prelievo di una o più aliquote dall'intera massa del rifiuto, in modo tale che il campione, su cui effettuare le successive analisi di laboratorio, sia il più possibile rappresentativo del rifiuto nel suo insieme.

Nell'ambito della campagna sperimentale il campionamento era finalizzato all'ottenimento, presso ciascun impianto, di un campione rappresentativo di un lotto di produzione al termine della cosiddetta fase di compostaggio attivo (ACT) ed allo stadio finale di maturazione. Lo scopo era, dunque, quello di condurre, in ogni impianto, due distinti campionamenti sullo stesso lotto ad una distanza temporale, l'uno dall'altro, dipendente dagli specifici tempi di maturazione adottati (in genere, 60 giorni).

In particolare, all'uscita della fase attiva di compostaggio il campionamento doveva essere effettuato sul materiale non vagliato, mentre al termine dello stadio di maturazione il prelievo doveva essere condotto, se possibile, sul materiale già sottoposto a vagliatura (Figura 3.1).

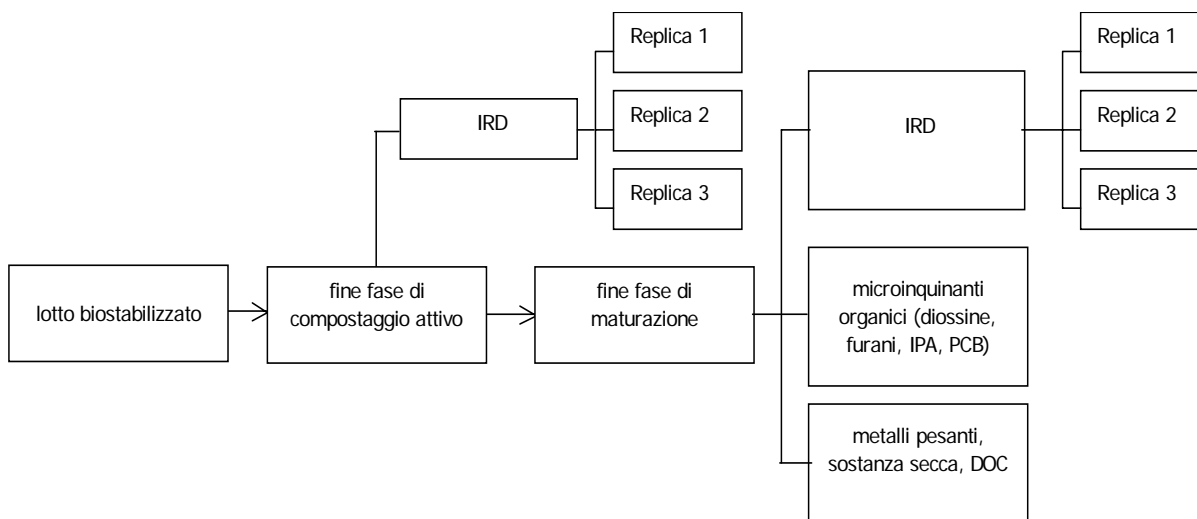
Figura 3.1 – Biostabilizzato in uscita della fase attiva di compostaggio



Su tre aliquote di entrambi i campioni si doveva, quindi, procedere alla determinazione dei parametri di stabilità biologica (indice di respirazione dinamico, IRD) in modo da avere tre repliche delle analisi, mentre su aliquote del campione in uscita dal processo dovevano essere effettuate, anche, le analisi dei metalli pesanti (sul tal quale e sull'eluato da prove di lisciviazione in soluzione acquosa $L/S=10$ L/kg), dei microinquinanti organici (diossine, furani, idrocarburi policiclici aromatici, policlorobifenili e policlorotrifenili), del carbonio organico totale, dell'ossigeno organico disciolto e del contenuto di sostanza secca. Su alcune delle aliquote sottoposte all'analisi dell'indice di respirazione dinamico si è scelto, inoltre, di effettuare la determinazione del potere calorifico.

Lo schema previsto per i campionamenti è riportato in Figura 3.2

Figura 3.2 – Schema di campionamento



Lo schema di campionamento proposto derivava dall'effettuazione di un'apposita indagine preliminare, già precedentemente descritta, che prevedeva la compilazione, da parte dei gestori degli impianti, di specifici questionari predisposti dall'APAT.

Va, tuttavia, rilevato che in diversi casi si è osservata, in sede di campionamento, una non corrispondenza tra le effettive modalità operative adottate e quanto precedentemente comunicato dagli stessi impianti, verosimilmente per una non corretta interpretazione dei questionari.

In tali casi è stato, pertanto, necessario rimodulare parzialmente lo schema di campionamento proposto. In particolare si è osservato che la maggior parte degli impianti non effettua lo stadio di maturazione; nonostante ciò, si è scelto, comunque, anche per quegli impianti che attuano esclusivamente la fase di biostabilizzazione attiva, di condurre un doppio campionamento in modo da poter avere, per lo meno, misurazioni comparative dell'indice di respirazione dinamico relative a due distinti momenti. In tali casi, ovviamente, i due campioni prelevati non si riferivano più al medesimo lotto di produzione ma rappresentavano due differenti flussi di rifiuti.

In particolare solo due dei dieci impianti analizzati effettuano realmente la fase di maturazione, ma quattro impianti di quelli che non attuano tale fase hanno, comunque, messo a disposizione, unicamente ai fini della campagna sperimentale, apposite aie per il completamento della biostabilizzazione e, in tal modo, è stato possibile condurre il prelievo di campioni al termine dello stadio di maturazione su sei impianti (Figura 3.3).

Negli impianti che non prevedevano la fase di maturazione non era, inoltre, prevista neanche la cosiddetta fase di vagliatura finale; la misurazione dell'indice di respirazione dinamico è stata, allora, condotta, per tali impianti, sempre sul campione non vagliato.

Figura 3.3 – Biostabilizzato in uscita della fase di maturazione



Per quanto riguarda la determinazione degli altri parametri chimico-fisici, la fase preliminare di preparazione all'analisi prevede, invece, un'ulteriore vagliatura, a cui il campione (vagliato o non vagliato) deve essere comunque sottoposto. Per quegli impianti per cui la fase di maturazione non era prevista, la determinazione dei microinquinanti organici, dei metalli pesanti, del TOC, del DOC e del contenuto in sostanza secca è stata condotta su aliquote relative ad uno solo dei due campioni di biostabilizzato a fine fase ACT.

Complessivamente, presso ciascun impianto sono stati effettuati 2 campionamenti suddivisi, rispettivamente in tre e cinque aliquote per un totale di 80 aliquote, di cui 60 destinate all'analisi dell'IRD e 20 alle analisi degli altri parametri chimico-fisici di interesse.

Figura 3.4 – Campionamento da cumulo di biostabilizzato al termine della fase di maturazione



Per quanto concerne le metodiche di campionamento sono state adottate quelle relative al compost, riportate nel Manuale “*Metodi di analisi del compost. Manuali e Linee Guida 3/2001. ANPA, 2001*” pg. 9-15.

3.1.1 Campionamento da cumuli o andane

Nel caso di compostaggio in andane, prima di procedere al campionamento, occorre individuare un tratto sufficientemente lungo di cumulo costituito da materiale allo stesso stadio di processo; ciò vale soprattutto in caso di cumuli gestiti in continuo.

Per il campionamento del cumulo individuato o comunque di un generico cumulo procedere nel modo seguente:

- individuare almeno 3 posizioni (sezioni) equidistanti lungo l’andana o il perimetro del cumulo;
- in corrispondenza di ogni posizione prelevare almeno 4 campioni a due altezze (un terzo e due terzi dell’altezza del cumulo) e due profondità verso il cuore del cumulo (30-50 cm e oltre 1,0 m);
- ogni campione elementare deve essere di almeno 1,5 kg.

Il numero minimo di campioni elementari da prelevare risulta pertanto pari a 12. In relazione al volume del lotto in esame, si consiglia il prelievo di almeno 12 campioni elementari ogni 200-300 m³.

Nel caso di cumuli di grosse dimensioni (cumuli in maturazione o in stoccaggio, costituiti dall’unione di diversi cumuli in compostaggio) è consigliabile prevedere un’accurata miscelazione con pala prima di procedere al prelievo dei campioni elementari, soprattutto nel caso in cui il perimetro del cumulo non sia completamente accessibile. E’ opportuno prevedere più campioni compositi, costituiti per zone diverse, anche in relazione allo scarto temporale tra primo e ultimo materiale stoccato.

3.1.2 Campionamento da sistemi chiusi e impianti a ciclo continuo e discontinuo

Nel caso di sistemi di compostaggio basati su tecnologie complesse, (quali corsie orizzontali a ciclo continuo e discontinuo, biocelle, biocontainers, sistemi chiusi come bioreattori orizzontali e verticali), è consigliabile eseguire il campionamento all’atto dello scarico, che può essere continuo o discontinuo.

Il campione composito deve essere costituito da campioni elementari prelevati durante l’operazione di scarico per tutta la durata dell’operazione stessa.

I campioni elementari, in attesa di essere uniti e miscelati per la formazione del campione composito, devono essere adeguatamente conservati.

Nel caso in cui il campionamento venga effettuato sul lotto giornaliero scaricato già messo a parco, i campioni elementari sono prelevati con lo stesso criterio adottato per il campionamento da cumulo.

In alternativa, si può procedere al prelievo di una quota significativa di materiale da una intera sezione verticale centrale della porzione scaricata (cumulo a sezione troncoconica), da cui prelevare poi i campioni elementari.

Per quanto concerne il numero di campioni elementari si consiglia il prelievo di almeno 1 campione elementare ogni 10 t (circa 15-20 m₃) di prodotto.

3.1.3 Metodo della quartatura

In alcuni casi, date le dimensioni dei cumuli, si è reso necessario il ricorso al metodo della quartatura, al fine di garantire il prelievo di campioni il più possibile rappresentativi dell'intera massa.

In tali casi, poiché la determinazione dell'indice di respirazione dinamico richiedeva un quantitativo di materiale pari a 10-15 kg si è proceduto, al fine di garantire l'effettuazione dell'analisi in triplo, al prelievo di una quantità di campione di biostabilizzato, a fine fase ACT, di circa 45 kg. Il campione a fine trattamento doveva, invece, essere di maggiori dimensioni per consentire la misurazione, oltre che dell'IRD in triplo, anche degli altri parametri chimico-fisici di interesse. Il quantitativo, complessivamente, prelevato ammontava, in questo caso, a circa 60 kg.

Più in dettaglio, il campionamento ha previsto il prelievo di campioni elementari (sia nel caso di biostabilizzazione in cumuli che nel caso di biostabilizzazione in sistemi chiusi a ciclo continuo o discontinuo). Sul campione composito si è proceduto, quindi, con il metodo della quartatura secondo la metodica UNI EN ISO n° 5667-13. Tale metodica prevede di rimescolare accuratamente il campione su una superficie dura e pulita, a formare un cono. Successivamente, si effettua il rivoltamento per formare un nuovo cono e si ripete l'operazione per tre volte.

Il cumulo viene poi suddiviso, il più possibile omogeneamente, in quarti. I quarti diametralmente opposti vengono conservati e riuniti; si ripete l'operazione fino a quando gli ultimi due quarti producono la massa di campione richiesta (Figura 3.5).

Nel caso del campionamento a fine fase ACT, il campione composito inizialmente prelevato dall'intera massa del rifiuto pesava circa 180 kg e veniva sottoposto a due successive operazioni di quartatura. Dopo la prima il peso del campione risultava pari a circa 90 kg e, dopo la seconda, a circa 45 kg. Il campione finale veniva, quindi, suddiviso nelle tre aliquote, del peso di 15 kg ciascuna, destinate alla misurazione dell'IRD.

Nel caso, invece, del campionamento a fine trattamento venivano prelevati campioni elementari del peso di 20 kg ciascuno a formare un campione composito di 240 kg. Anche in questo caso l'operazione di quartatura veniva effettuata due volte. Dopo la prima, il peso del campione risultava pari a circa 120 kg e, dopo la seconda, a circa 60 kg. Il campione finale veniva, quindi, suddiviso nelle aliquote destinate alle diverse determinazioni analitiche:

- 3 aliquote da 15 kg per la misurazione dell'IRD
- 1 aliquota da 7,5 kg per la determinazione dei metalli pesanti, del DOC e del contenuto di sostanza secca
- 1 aliquota da 7,5 kg per l'analisi i microinquinanti organici.

I campioni prelevati presso ciascun impianto, al termine della fase ACT ed al termine della fase di maturazione, dopo essere stati suddivisi nelle varie aliquote, venivano opportunamente etichettati con sigle alfanumeriche, al fine di garantire la riservatezza della informazioni, e venivano inviati ai laboratori di destinazione per l'effettuazione delle diverse determinazioni analitiche.

Figura 3.5 – Fase di quartatura di un campione di biostabilizzato



I resoconti di sintesi dei verbali di campionamento vengono, di seguito, riportati.

Impianto 1

Campione 1RBS44*. Data: 4 aprile 2006.

Il materiale non vagliato è stato prelevato in tre punti a distanza di 5 m l'uno dall'altro ed è stato suddiviso in tre aliquote da 40 L ciascuna. Il campionamento è stato effettuato dopo circa 20 giorni di fase ACT. Spedizione tramite corriere al laboratorio.

Campione 1RBS44M*. Data: 31 maggio 2006

In questo caso particolare l'IRD (ed il PCI) e i parametri chimico-fisici sono stati misurati su due campioni distinti. Per quanto concerne la determinazione dell'indice di respirazione dinamico, infatti, il campionamento è stato, nuovamente, effettuato alla fine delle fase ACT a 30 giorni su materiale non vagliato ricorrendo al metodo della quartatura. Per le analisi degli altri parametri chimico-fisici (due aliquote da 5kg ciascuna) il campione è stato, invece, prelevato dal materiale sfuso, vagliato, maturato dopo 60 giorni ACT, sempre con il metodo della quartatura. Spedizione tramite corriere al laboratorio.

Impianto 2

2RBS-54*. Data: 5 aprile 2006

Il campionamento è stato effettuato in tre punti diversi su un cumulo a copertura discarica proveniente da biostabilizzazione in tunnel di 21 giorni. Il campione è stato, quindi, suddiviso in 3 aliquote, da 20 kg ciascuna, per le analisi dell'IRD. Spedizione tramite corriere al laboratorio.

2RBS-54M*: Data: 12 giugno 2006

L'impianto non prevede fase di maturazione: il secondo campionamento è stato, pertanto, effettuato a distanza di 60 giorni sempre su un cumulo a copertura discarica proveniente da biostabilizzazione in tunnel di 21 giorni. Tre aliquote da 20 kg ciascuna sono state utilizzate per la misura dell'IRD, mentre due aliquote da 5 kg ciascuna per l'analisi degli altri parametri chimico-fisici.

Impianto 3

3RBS-54*: Data 5 aprile 2006

I prelievi sono stati effettuati in tre punti del cumulo a fine processo ACT di 28 giorni a distanza di 4 m l'uno dall'altro. Il campione è stato suddiviso in tre aliquote da 20 Kg ciascuna. Spedizione tramite corriere al laboratorio.

3RBS-54M*: Data 12 giugno 2006

Il materiale è stato prelevato dallo stesso cumulo del precedente campionamento (biostabilizzato maturato per 60 giorni) ed è stato sottoposto a quartatura.

I campioni sono stati suddivisi in tre aliquote da 20 kg e due aliquote da 5 kg ciascuna; l'aliquota per la misurazione dell'IRD e quella per l'analisi dei metalli pesanti, DOC, TOC e sostanza secca sono state spedite tramite corriere ai laboratori; il campione per le analisi dei micro-inquinanti è stato portato in laboratorio direttamente dai tecnici dell'ARPAT.

Impianto 4

4RBS-35: Data: 3 maggio 2006

Il campionamento è stato effettuato sul materiale proveniente da bacino di ossidazione dopo processo ACT di 18 giorni. Le aliquote per le analisi IRD, di circa 15 kg ciascuna, sono state portate in laboratorio dai tecnici del CIC mentre l'aliquota per l'analisi dei microinquinanti organici dai tecnici ARPAT.

4RBS-35M: 21 giugno 2006

Visto che il materiale non è soggetto alla fase di maturazione, il campione è stato prelevato, a distanza di 45 giorni, dallo stesso materiale del precedente campionamento del 3 maggio 2006, ma vagliato. Le tre aliquote per le analisi IRD, da 20 kg ciascuna sono state portate in laboratorio dai tecnici CIC, mentre l'aliquota da 5 kg per le analisi dei metalli pesanti, TOC, DOC e sostanza secca è stata spedito al laboratorio dell'ARPAC.

Impianto 5

5RBS-45: Data: 4 maggio 2006

Il campionamento è stato effettuato sul materiale in uscita dalla fase attiva di compostaggio della durata di 14 giorni. Dopo quartatura il campione è stato suddiviso in tre aliquote di circa 10 Kg ciascuna. Il campione è stato portato in laboratorio dai tecnici del laboratorio stesso.

5RBS-45M*: Data: 6 luglio 2006

Poiché l'impianto non prevede fase di maturazione, il secondo campionamento è stato effettuato, a distanza di 60 giorni, sempre sul materiale in uscita dalla fase ACT. Il campione è stato suddiviso in diverse aliquote, tre di circa 10 kg per le analisi dell'IRD e due da 5 kg ciascuna per le analisi degli altri parametri chimico-fisici. Le aliquote per le misurazioni dell'indice di respirazione dinamico sono state portate in laboratorio dai tecnici del laboratorio stesso; l'aliquota per i metalli pesanti, TOC, DOC e sostanza secca è stato spedito all' ARPAC tramite corriere mentre la frazione per le analisi dei microinquinanti organici è stata portata in laboratorio direttamente dai tecnici dall'ARPAT.

Impianto 6

6RBS-225*: Data 22 maggio 2006

Il campione è stato prelevato da un cumulo di volume pari a circa 300 m³; le aliquote per le analisi IRD, da 20 litri ciascuna, sono state spedite al laboratorio tramite corriere; le aliquote per le analisi dei microinquinanti organici sono state portate in laboratorio direttamente dai tecnici dell'ARPAT.

6RBS-225M*: Data : 22 giugno 2006

Dallo stesso cumulo di 300 m³ circa utilizzato per il prelievo del 22 maggio (30 giorni di maturazione) è stato prelevato un ulteriore campione che è stato suddiviso in tre aliquote da 20 litri ciascuna per le analisi dell'IRD ed in un'aliquota di 5kg per le analisi metalli pesanti, TOC, DOC e sostanza secca. Le varie aliquote sono state spedite in laboratorio.

Impianto 7

RBS-225* : 22 maggio 2006

Il campione è stato prelevato da un cumulo di circa 250 m³, maturato 60 giorni e non vagliato; le aliquote, 3 da 20 litri ciascuna, per le analisi IRD sono state spedite al laboratorio mentre la frazione destinata all'analisi dei microinquinanti organici è stata portata in laboratorio direttamente dai tecnici dall'ARPAT.

7RBS-225M* : Data 6 luglio 2006

Il campionamento è stato effettuato sullo stesso materiale, dopo vagliatura, su cui è stato condotto il prelievo del 22 maggio (quindi, dopo ulteriori 45 giorni di maturazione); il campione è stato suddiviso in tre aliquote per le analisi dell'IRD, di circa 20 litri ciascuna, ed in un'aliquota da 5 kg per le analisi metalli pesanti. Le varie aliquote sono state spedite in laboratorio tramite corriere.

Impianto 8

8RBS-235* : Data 23 maggio 2006

Il campionamento è stato effettuato su un cumulo di 60 m³ preparato il giorno stesso a partire dal materiale non vagliato in uscita dalla fase ACT della durata di 21 giorni. Il campione è stato suddiviso in 3 aliquote, di circa 40 litri ciascuna, per l'analisi dell'IRD ed in un'aliquota per la determinazione dei microinquinanti organici. Le aliquote per l'IRD sono state spedite tramite corriere ai laboratori mentre l'aliquota per i microinquinanti è stata portata in laboratorio direttamente dai tecnici dell'ARPAT.

8RBS-235M* : Data 23 giugno 2006

L'impianto non prevede fase di maturazione, per cui anche il secondo campionamento è stato effettuato sul materiale all'uscita dalla fase ACT dopo 21 giorni di trattamento. Le tre aliquote, da 20 litri ciascuna, per le analisi IRD e l'aliquota di 5 kg per le analisi metalli pesanti sono state spedite al laboratorio tramite corriere.

Impianto 9

9RBS-136* : Data 13 giugno 2006

Il campionamento è stato effettuato da un cumulo di circa 160 m³ su materiale in uscita dalla fase ACT della durata di 30 giorni. Le aliquote per le analisi IRD, da 20 litri ciascuna, sono state portate in laboratorio direttamente dai tecnici del CIC.

9RBS-136M: Data 13 settembre 2006

Il campionamento è stato effettuato su un piccolo cumulo di circa 15m³ prelevato dal cumulo principale, dopo una fase di maturazione di 90 giorni. Il campione è stato suddiviso in 5 aliquote: 3 da 20 litri per le analisi dell'IRD, una da 5 kg per metalli pesanti, TOC, DOC e sostanza secca e una da 5kg per i microinquinanti. Le frazioni per le analisi dell'IRD e dei microinquinanti organici sono state portate in laboratorio direttamente dai tecnici presenti al campionamento; la terza aliquota, invece, è stata spedita tramite corriere.

Impianto 10

10RBS-315* : Data 31 maggio 2006

Il materiale non vagliato per le analisi dell'IRD è stato prelevato dalla vasca dopo circa 14 giorni di fase ACT. Il materiale per le analisi degli altri parametri chimico-fisici è stato, invece, prelevato da un cumulo di biostabilizzato vagliato e maturato per ulteriori 60 giorni dopo la fase ACT. L'aliquota per le analisi dei microinquinanti organici è stata portata in laboratorio direttamente dai tecnici dell'ARPAT mentre le altre aliquote sono state spedite tramite corriere.

10RBS-315M* : Data 27 luglio 2006

Il campionamento è stato effettuato dal cumulo di materiale vagliato e maturato per 60 giorni dopo la fase ACT. Le tre aliquote per le analisi IRD sono state spedite in laboratorio tramite corriere.

Nota: Sui campioni contrassegnati con il simbolo (*) è stato analizzato anche il PCI.

3.2 Metodo per la determinazione della stabilità biologica (Indice di Respirazione Dinamico, IRD)

3.2.1 La determinazione della stabilità biologica

Nel corso dei processi biologici la sostanza organica subisce delle modificazioni sia in termini quantitativi (variazione del peso totale delle varie frazioni), sia in termini qualitativi (modificazione della struttura molecolare dei diversi composti), con un progressivo aumento della stabilità e del grado di umificazione.

Con il termine di stabilità biologica si indica lo stato in cui, garantite le condizioni ottimali per l'esplicarsi delle attività microbiologiche in condizioni aerobiche (ottimizzazione dei parametri chimico-fisici), i processi di biodegradazione si presentano alquanto rallentati [Adani e Tambone, 1998].

La stabilità biologica di un compost o di un rifiuto organico sottoposto a trattamento biologico è un parametro estremamente importante in quanto rappresenta una misura diretta dell'efficienza del processo adottato, dell'impatto ambientale del compost o del biostabilizzato in termini di odori, di una sufficiente o insufficiente igienizzazione e della potenzialità di ricolonizzazione da parte dei patogeni; essa determina, inoltre, l'idoneità del compost o del biostabilizzato per i differenti utilizzi ed è rilevante dal punto di vista della conservazione, e manipolazione degli stessi.

Per la determinazione della stabilità biologica particolarmente indicati appaiono i cosiddetti metodi respirometrici che si basano sulla misurazione della produzione di anidride carbonica o sul consumo di ossigeno da parte della biomassa. I primi, tuttavia, pur risultando economici, non differenziano tra produzione aerobica ed anaerobica di CO₂ e non tengono conto del fatto che il grado di ossidazione della materia organica influenza il consumo di ossigeno per mole di anidride carbonica prodotta.

I metodi respirometrici basati sulla determinazione del consumo di ossigeno risultano, pertanto, preferibili ed in particolar modo quelli dinamici, soprattutto nel caso di matrici ad elevata putrescibilità. I test statici, che prevedono la determinazione dell'ossigeno consumato, in assenza di aerazione continua della biomassa, presentano, infatti, lo svantaggio di limitare la diffusione e la dispersione dell'ossigeno nella biomassa stessa rallentando, di fatto, i processi di degradazione della sostanza organica. Inoltre, l'impossibilità di allontanare l'aria esausta dalla biomassa, riduce ulteriormente l'attività biologica, sia in seguito alla diminuzione del pH, che per il realizzarsi di fenomeni di tossicità diretta, dovuti all'accumulo di CO₂ o di altri gas di fermentazione. In più, risulta difficile, con tali metodi, stimare l'entità

degli spazi vuoti ottenendo, quindi, un dato respirometrico non rigoroso [*Metodi di misura della stabilità biologica dei rifiuti*, APAT, Manuali e Linee guida 25/2003].

In generale, pertanto, i valori ottenibili mediante l'applicazione dei metodi respirometrici statici risultano sottostimati rispetto alle misurazioni effettuate con i metodi dinamici.

La validità dei metodi respirometrici dinamici ed in particolare del metodo messo a punto dal Dipartimento di Produzione Vegetale (Di.Pro.Ve) dell'Università degli Studi di Milano (peraltro, previsto anche dalle Linee guida nazionali per l'individuazione e l'utilizzazione delle migliori tecniche disponibili per gli impianti di trattamento meccanico biologico nonché da diverse normative regionali di settore), è stata confermata anche dai risultati ottenuti in precedenti campagne sperimentali condotte dall'Agenzia in collaborazione con la stessa Università e con il CIC e l'Istituto Superiore di Sanità.

L'analisi di alcuni dei risultati ottenuti nella campagna sperimentale condotta con il Consorzio Italiano Compostatori e con l'ISS ha evidenziato, ad esempio, in linea con altre precedenti elaborazioni effettuate dall'Istituto stesso, un buon coefficiente di correlazione ($R^2=0,966$) tra i valori cumulati di indice di respirazione dinamico ottenuti mediante il metodo Di.Pro.Ve ed i valori conseguiti con il metodo ufficiale standardizzato ASTM D5975-96. La comparazione delle due differenti metodologie di analisi ha mostrato che le classi di stabilità del compost 3 e 4/5 individuate dalla procedura ASTM corrispondono a valori dell'indice di respirazione dinamico a 24 ore pari, rispettivamente, a $500 \div 700 \text{ mgO}_2\text{kgSV}^{-1}\text{h}^{-1}$ e $1.300 \text{ mgO}_2\text{kgSV}^{-1}\text{h}^{-1}$. Anche dal confronto tra i valori dell'IRD con quelli relativi al self-heating test (misurazione della fermentescibilità residua sulla base della massima temperatura raggiunta dal materiale incubato in ambiente termicamente isolato) si è rilevato che ad un indice di respirazione dell'ordine di $1.000 \div 1.300 \text{ mgO}_2\text{kgSV}^{-1}\text{h}^{-1}$ corrisponde una classe di stabilità compresa tra III e IV, ovvero quella relativa ad un materiale al limite della fase di maturazione o stabile, mentre ad un indice di respirazione di $500 \div 700 \text{ mgO}_2\text{kgSV}^{-1}\text{h}^{-1}$ corrisponde una classe tipica di un materiale stabile.

3.2.2 Metodo per la misurazione dell'Indice di Respirazione Dinamico

L'Indice di Respirazione Dinamico (IRD) viene determinato valutando il consumo di ossigeno richiesto per la biodegradazione delle frazioni fermentescibili contenute nella massa, per unità di tempo. A seconda delle condizioni operative adottate per l'esecuzione del test respirometrico, si definiscono un Indice di Respirazione Reale (IRDR) quando il test viene eseguito su di un campione tal quale così come si presenta al laboratorio, ed un Indice di Respirazione Potenziale (IRDP) determinato su un campione standardizzato per quanto attiene i principali parametri di processo (ciò consente di operare in condizioni controllate a vantaggio della confrontabilità dei risultati derivanti da diversi campioni testati). Nella presente campagna sperimentale è stato analizzato quest'ultimo parametro. Il dato respirometrico può essere espresso sull'unità di peso della sostanza secca (s.s.), dei Solidi Volatili (SV), e dei Solidi Potenzialmente Fermentescibili (SPf). Quest'ultima notazione, permette di discriminare tra i solidi volatili "non fermentescibili" (plastiche, gomme) e "fermentescibili", offrendo così un approccio più corretto nella espressione della stabilità per le matrici prima indicate.

Nel caso si volesse determinare l'IRDP, inteso come la misura dell'attività microbiologica in condizioni standardizzate, si procede alla correzione dei seguenti parametri nei limiti di seguito riportati:

- umidità = 75 % capacità idrica massima;
- pH = 6,5 - 7,7;

-
- densità apparente $< 0,65 \text{ t m}^{-3}$.

Standardizzazione dell'umidità del campione

Il campione di rifiuto, opportunamente preparato ed esattamente pesato (circa 4-5 litri), viene posto in un contenitore (es. un sacchetto in tela) ed immerso in acqua. Dopo circa 12 ore, il campione viene estratto, lasciato sgocciolare per circa 6 ore e pesato. Si ottiene così la stima della capacità idrica massima. La variazione in peso ottenuta, rappresenta la quantità di acqua assorbita dal peso noto di sostanza secca. Il campione da sottoporsi a prova respirometrica (5 - 50 litri) deve presentare un contenuto di acqua pari al 75% della ritenzione idrica massima.

Standardizzazione del pH del campione (se il valore riscontrato non rientra nel range indicato)

Il pH del materiale da sottoporsi ad analisi viene corretto durante il riумettamento della massa essiccata utilizzando soluzioni acquose acide (acido solforico) o basiche (bicarbonato di calcio) diluite.

Standardizzazione della densità apparente (se il valore riscontrato non rientra nel range indicato)

Vengono utilizzati "bulking agent" biologicamente inerti.

Apparecchiature

Il test di respirazione viene effettuato in "respirometri aerobici a flusso continuo" (Costech, Cernusco S.N., Milano, Italia).

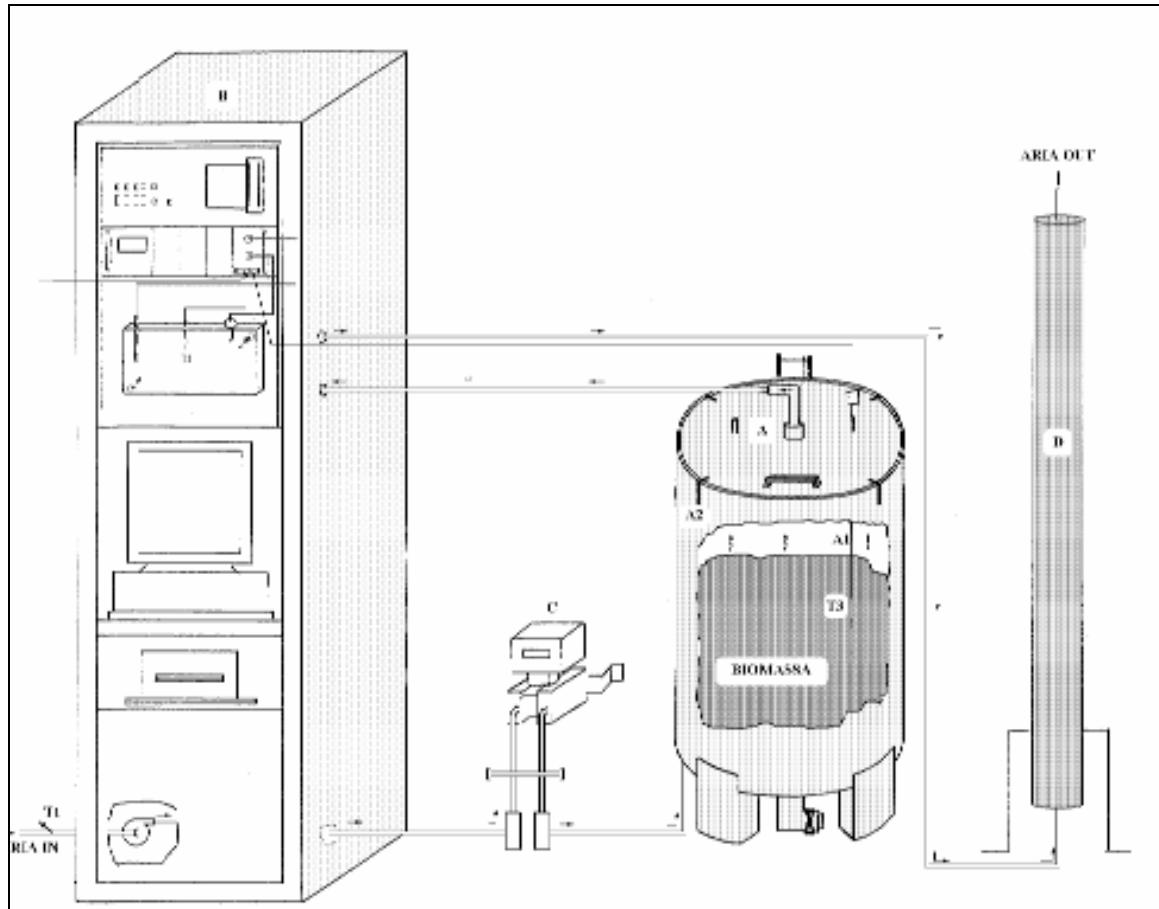
I respirometri utilizzati (Figura 3.6) constano di:

- un corpo reattore adiabatico della capacità di 100 litri;
- un sistema di aerazione munito di regolatore di flusso, misuratore di portata e sistema di umidificazione dell'aria;
- un sistema di rilevamento in/out delle concentrazioni di ossigeno;
- una sonda termometrica per la misura della temperatura esterna ed interna alla biomassa in fermentazione;
- un sistema di registrazione in continuo di concentrazioni di ossigeno, temperature e portate d'aria;
- un sistema di raccolta delle condense.

I dati monitorati ed immessi nel Personal Computer possono, in seguito, essere opportunamente gestiti ed elaborati secondo gli obiettivi che si vogliono perseguire.

I diversi parametri di processo vengono monitorati, registrati e memorizzati in continuo su Personal Computer, muniti di appositi programmi per la gestione dei dati registrati nel corso della prova.

Figura 3.6 – Schema di un respirometro aerobico a flusso continuo



Procedimento

L'Indice di Respirazione Dinamico (IRD) viene determinato quantificando il consumo orario di ossigeno, del materiale da testare, mediante l'utilizzo del respirometro a flusso continuo precedentemente descritto. Il campione viene posto nel respirometro e sottoposto ad aerazione continua adottando flussi d'aria tali da garantire valori di concentrazione di ossigeno, nell'aria in uscita dal respirometro, superiori al 14 % (v/v). La prova viene condotta tenendo il campione in osservazione nel fermentatore per un periodo compreso tra 1 e 4 giorni, a seconda della durata della fase di lag, rilevando in automatico il valore dell'indice ad intervalli di 2 ore.

Calcolo

La misura della quantità di ossigeno consumato per l'attività biologica aerobica, viene desunta dalla differenza di concentrazione di ossigeno tra l'aria in ingresso ed in uscita dal respirometro, e calcolata con la seguente espressione:

$$IRDi \text{ (mg O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ SV h}^{-1}\text{)} = Q \times h \times (O_{2i} - O_{2f}) \times V g^{-1} \times 31,98 \times 10 \times SV^{-1} \times h^{-1}$$

dove:

IRDi= Indice di respirazione istantaneo

Q = portata aria (L h⁻¹);

$(O_{2i} - O_{2f})$ = differenza di concentrazione dell'ossigeno in ingresso ed in uscita dal respirometro (% v/v)

Vg = volume occupato da una mole di gas. Assumendo il valore standard per $T_1 = 273,15$ K e $P_1 = 1$ atm pari a $V_{g1} = 22,4$ L mole⁻¹, il valore corretto di Vg (V_{g2}) alla temperatura T_2 viene calcolato con la seguente espressione: $V_{g2} = (V_{g1} \times T_2 / T_1)$ dove T rappresenta la temperatura in gradi Kelvin.

31,98 = peso molecolare dell'ossigeno (g mole⁻¹);

10 = coefficiente moltiplicativo;

SV = solidi volatili (kg). Il dato dell'attività biologica aerobica può essere espresso anche sulla sostanza secca (o solidi totali, ST) o sui solidi potenzialmente fermentescibili (SPf).

h = durata della misura in ore.

L'IRD viene calcolato come media dei 12 valori degli indici istantanei relativi alle 24 ore durante le quali la respirazione della biomassa è più elevata.

Il dato finale potrà essere espresso sull'unità di peso adottando:

- kg ST (solidi totali) ;
- kg SV (solidi volatili) ;
- kg SPf (solidi potenzialmente fermentescibili).

Osservazioni

La metodica descritta opera in condizioni tali da simulare il più possibile la realtà in cui i substrati testati vengono a trovarsi durante il ciclo di trattamento biologico.

L'aerazione continua cui il materiale è soggetto per l'intera durata della prova rappresenta, indubbiamente, il punto di forza della procedura, impedendo che la concentrazione di O₂ ed i fenomeni che limitano la diffusione e la dispersione dell'ossigeno possano divenire fattori limitanti. La determinazione dinamica dell'indice respirometrico, essendo basata sulla misura della differenza di concentrazione dell'ossigeno nel flusso d'aria in ingresso ed in uscita dal reattore, consente di svincolarsi dalle dimensioni del reattore stesso, garantendo un'ottima riproducibilità della misura anche qualora vengano utilizzati reattori di dimensioni diverse (da 10 a 50 L).

L'utilizzo di reattori di capacità non inferiore a 50 litri, per determinate categorie di rifiuti ad elevata eterogeneità ($\varnothing = 5$ cm), permette di analizzare aliquote di campione di una certa entità (5-50 litri di materiale), a vantaggio di una maggior rappresentatività della misura.

3.3 Metodi per la determinazione dei metalli pesanti

3.3.1 Metalli pesanti ricercati

Con la definizione di "metalli pesanti" vengono identificati gli elementi che presentano le seguenti caratteristiche:

- densità superiore a 5,0 g/cm³;
- comportamento in genere come cationi;
- bassa solubilità dei loro idrati;
- spiccata attitudine a formare complessi;

-
- grande affinità per i solfuri, nei quali tendono a concentrarsi;
 - stati di ossidazione diversi a seconda delle condizioni del pH e del potenziale redox.

I metalli pesanti, ad eccezione del Fe e dell'Al, appartengono ai cosiddetti "elementi in traccia", presenti nei più comuni suoli e rocce della crosta terrestre in concentrazioni inferiori allo 0,1%, dell'ordine di parti per milioni o per miliardo.

Generalmente, vengono considerati metalli pesanti: Ag, Ba, Cd, Co, Cr, Mn, Hg, Mo, Ni, Pb, Cu, Sn, Tl, Ti, V, Zn, altri come metalloidi, con proprietà simili a quelle dei metalli pesanti, quali As, Sb, Bi, e Se.

Tra questi gli elementi che determinano più spesso fenomeni di inquinamento sono: Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sn, Zn e Se.

La diffusione dei metalli pesanti nelle acque sotterranee in seguito all'antropizzazione è notevole: essi, infatti, sono impiegati nelle attività industriali sia come materia prima che come catalizzatori, costituiscono molti fitofarmaci e fertilizzanti, sono presenti nei rifiuti solidi, liquidi e gassosi, ed anche nelle acque meteoriche; possono, inoltre, essere portati in superficie e concentrati dalle lavorazioni minerarie.

I metalli pesanti sono particolarmente temuti perché non sono soggetti ad alcun processo di degradazione, quale la metabolizzazione microbica o attività fotochimica, e permangono, quindi, nel suolo fino a che non siano trasportati da qualche meccanismo chimico, fisico o biologico in un altro comparto ambientale; anche quando i flussi inquinanti sono modesti ma duraturi nel tempo, i metalli pesanti si accumulano nel suolo e negli ecosistemi in equilibrio biogeochimico con esso.

La presenza di metalli, se in concentrazione superiore a determinate soglie, perturba gli equilibri microbiologici del suolo, condizionandone negativamente, in particolare, la fertilità. Inoltre, alterano il processo di assorbimento radicale da parte dei vegetali, con il rischio che una loro eccessiva concentrazione nei suoli adibiti a colture agricole comprometta sia la resa quantitativa del prodotto che quella qualitativa, con l'introduzione di inquinanti nella catena alimentare.

Pur essendo definiti essenziali, infatti, in misura della concentrazione con cui essi vengono richiesti nei cicli fisiologici e biochimici degli organismi viventi (come ad esempio, cobalto, rame, manganese, molibdeno vanadio, stronzio e zinco, in concentrazioni superiori al fabbisogno nutrizionale devono considerarsi potenziali inquinanti.

Esiste, infine, il rischio di una discesa verticale dei metalli pesanti attraverso il suolo fino a provocare l'inquinamento delle acque sotterranee.

La determinazione delle soglie di nocività per i vari metalli presenti nei suoli rappresenta un problema piuttosto complesso, poiché oltre a manifestarsi una risposta molto diversa da parte di differenti specie vegetali, anche i comportamenti chimici di tali elementi possono variare molto da suolo a suolo. I parametri che regolano la capacità del suolo di immagazzinare i metalli pesanti sono: il pH, il potenziale redox, il contenuto di sostanza organica e la capacità di scambio cationico.

L'attività di uno ione metallico nella soluzione del terreno dipende direttamente o indirettamente dal pH: quando è basso, il metallo è solubile in fase liquida o lisciviato in falda, mentre a pH basici si possono formare precipitati dei metalli. Inoltre, un aumento di acidità riduce i siti di adsorbimento disponibili per i metalli pesanti.

La biodisponibilità degli ioni metallici nel suolo è, dunque, strettamente dipendente dalla concentrazione di protoni (H^+) in soluzione acquosa:

$$\text{pH} = -\log_{10}[\text{H}^+]$$

In generale, quanto più i suoli sono acidi (alta concentrazione di protoni), tanto più è elevata la mobilità di ioni di metalli pesanti in soluzione; la presenza di protoni indebolisce, infatti, i legami tra metalli e complessi di scambio. Conseguentemente, i fattori che promuovono l'acidificazione del suolo sono responsabili del rilascio in forma ionica e disponibile dei metalli pesanti precedentemente immobilizzati (per esempio, composizione chimico-fisica, presenza di materia organica in decomposizione, piogge acide ecc.).

Anche le sostanze umiche possono interagire con i metalli formando complessi e chelati di varia stabilità e solubilità, che ne determina la mobilità ambientale.

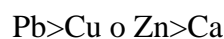
Alcuni metalli pesanti si legano con una certa forza, oltre alla frazione organica componente l'humus, anche a quella minerale, in particolare argillosa.

I minerali costituenti le argille (silicati) presentano sulla propria superficie esterna delle cariche elettriche libere (positive o negative) in grado di attrarre ioni metallici di segno opposto legandoli più o meno fortemente (*capacità di scambio*), in funzione della natura degli ioni e delle caratteristiche della soluzione acquosa del suolo. Una volta legato, la facilità con cui un metallo viene rilasciato in soluzione, definita *grado di mobilità*, dipende dai parametri ambientali che influiscono sulla forza del legame col materiale adsorbente: in condizioni ottimali, metalli come il Piombo e il Rame vengono immobilizzati per moltissimo tempo nei complessi di scambio delle argille, mentre lo Zinco e il Cadmio sono adsorbiti più debolmente: essi possono essere rilasciati nella soluzione acquosa del suolo e assorbiti dalle piante, accumulandosi nei loro tessuti.

I minerali argillosi e gli idrossidi presenti nel suolo e nei sedimenti, legano i metalli bivalenti con forza decrescente nel seguente ordine:



mentre nei casi della torba e del materiale organico la sequenza è :



Infine, i metalli pesanti possono andare incontro a *metilazione*, ovvero possono legarsi a un gruppo metilico (CH_3^-) grazie all'attività di alcuni batteri che vivono nei sedimenti dei fondali costieri, fluviali e lacustri nonché nel suolo. Trai prodotti della metilazione più pericolosi si evidenzia il monometile di mercurio (CH_3Hg^+).

3.3.2 Le principali fonti di contaminazione di metalli pesanti

Negli ultimi anni è progressivamente cresciuta la tossicità dei metalli pesanti nei confronti dell'uomo. Essi, infatti, vengono ormai assunti con il cibo, l'acqua, attraverso gli scarichi industriali e automobilistici od anche liberati dalla corrosione di materiali odontoiatrici (in particolare l'amalgama).

I metalli come elementi non ionizzati sono inerti dal punto di vista tossicologico, anche se alcuni di essi possono essere ugualmente pericolosi in rapporto al loro stato fisico: ciò vale per le polveri finemente suddivise (berillio), per i "fumi" (per lo più ossidi, come zinco e rame) e per i vapori (tipico il mercurio).

Quando raggiungono percentuali abbastanza alte, i metalli pesanti interferiscono con il processo biologico che presiede la produzione delle proteine e conducono alla sintesi di enzimi denaturati che non possono svolgere le loro funzioni biologiche.

Di seguito, si evidenziano le più importanti fonti di derivazione dei principali metalli pesanti:

Arsenico: è usato nella fabbricazione dei semiconduttori, in agricoltura come erbicida e pesticida, come conservante del legno e con piombo e antimonio è un componente delle leghe antifrizione.

Cadmio: componente delle batterie al nichel-cadmio, ma anche presente nei pigmenti per materiali sintetici, colori, smalti, usato per rendere più malleabili alcune sostanze sintetiche, come antiruggine per carrozzerie, nelle batterie, leghe, fotocellule, stabilizzatori per PVC.

Cromo: è usato per preparare l'acciaio inossidabile, presente in tracce nel cemento, in collanti per pavimentazione, in colori ad olio, a tempera e a smalto, in inchiostri per ufficio, nella carta carbone e nelle carte fotosensibili per duplicazione, nel lucido da scarpe, nella cera da pavimenti, nei candeggianti, in creme da barba, in leghe ed acciai speciali usati per protesi dentarie. È altresì usato come anticorrosivo nelle vernici antiruggine, nelle miscele di raffreddamento per condizionatori d'aria e sistemi refrigeranti, in oli e grassi, come mordente, colorante e sbiancante nell'industria tessile e conciaria, come detergente ed intensificatore nel fissaggio e nello sviluppo delle pellicole a colori, come antimuffa per impregnare legnami, come pigmento per tatuaggi, colorante in istologia e per cromature nell'industria galvanica; è anche usato come conservante nell'industria casearia.

Mercurio: è largamente diffuso nella strumentazione di laboratorio (termometri, barometri e altra strumentazione), usato nelle lampade fluorescenti, per la sintesi di fungicidi, di vernici antivegetative, negli accumulatori e come catalizzatore, impiegato in fotografia, come insetticida, in lacche e colori e come disinfettante, ampiamente usato in odontoiatria; dal punto di vista alimentare le principali fonti di derivazione sono il pesce, gli oli, i grassi animali e vegetali e i funghi.

Nichel: è usato in molte leghe e come ricoprente attraverso elettrodeposizione per la sua resistenza alla corrosione, impiegato come catalizzatore e per la fabbricazione delle monete metalliche, per stampe su tessuti, colori per ceramiche, pigmento per materie sintetiche e lacche, come mordente per legno, leghe e acciaio, presente in tinture per capelli, alcuni fertilizzanti, alcuni tipi di cemento, grassi idrogenati per uso alimentare, come mordente nell'industria tessile e metallurgica e in galvanoplastica.

Piombo: usato nelle saldature come schermo contro le radiazioni e nelle batterie, come pigmento negli specchi, stabilizzatore e biocida, per conduttore, rivestimenti di cavi e come anticorrosivo.

Rame: usato in gioielleria e come metallo da conio, come protettivo per il legno, battericida per tappezzerie, fungicida, pigmento, protezione da microrganismi nell'industria tessile e come conduttore nei circuiti elettrici.

Zinco: è usato per proteggere altri metalli dalla corrosione mediante elettrodeposizione, usato nei pigmenti cosmetici e processi di saldature, in odontoiatria come componente dell'amalgama; forma leghe come l'ottone o bronzi.

La ricerca e la quantificazione del contenuto di metalli pesanti nel biostabilizzato sono state condotte, per ciascun impianto, sul campione in uscita dalla fase di maturazione e, ove tale fase non veniva condotta, su uno dei due campioni prelevati al termine della fase ACT.

Al fine di approfondire il più possibile le conoscenze relativamente alle concentrazioni di metalli pesanti contenuti nel biostabilizzato, le determinazioni analitiche sono state estese ad un numero consistente di elementi chimici. Oltre a quei metalli la cui misurazione è specificatamente richiesta dalla normativa in materia di fertilizzanti (D.Lgs 217/2006), ovvero

piombo, cadmio, nichel, zinco, rame, mercurio e cromo (VI), le analisi sono state, infatti, eseguite anche su alluminio, antimonio, arsenico, berillio, cobalto, ferro, manganese, selenio, stagno, tallio e vanadio, per un totale di 18 elementi chimici. Per quanto riguarda il cromo è stata ricercata sia la concentrazione totale che la concentrazione della frazione esavalente.

Oltre che sul campione tal quale i metalli pesanti sono stati ricercati, anche, sull'eluato derivante da prove di lisciviazione in soluzione acquosa condotte con un rapporto liquido/solido pari a 10 litri per chilogrammo. Il rispetto dei limiti di concentrazione dei metalli pesanti nell'eluato è espressamente richiesto dal D.Lgs 36/2003, di attuazione della direttiva 1999/31/CE relativa alle discariche di rifiuti, e dal DM 3/8/2005 ed è un fattore da tenere, chiaramente, in considerazione ai fini dello smaltimento del biostabilizzato in discarica. Si ritiene, peraltro, che i limiti di concentrazione nell'eluato dovrebbero essere, a maggior ragione rispettati nel caso in cui il biostabilizzato venga avviato ad altri utilizzi quali, ad esempio, i ripristini ambientali o per capping periodico o ricopertura finale delle discariche.

Il prospetto delle metodiche analitiche adottate per le analisi dei metalli pesanti sul campione di biostabilizzato è riportato in tabella 3.1 (tali metodiche vengono descritte nei successivi paragrafi). Per i test di eluizione sono stati, invece, utilizzati i metodi previsti dal DM 3 agosto 2005 e cioè quelli riportati nell'appendice A alla norma UNI 10802, secondo la metodica prevista dalla norma UNI EN 12457-2. Le misurazioni sull'eluato sono state, poi, effettuate con la tecnica della spettrometria di massa con sorgente a plasma ad accoppiamento induttivo (ICP-MS).

Tabella 3.1 Metodiche analitiche utilizzate per le analisi dei metalli pesanti nel biostabilizzato

Parametro	Metodo di analisi
Alluminio (Al)	EPA 3050B – ICP-MS
Antimonio (Sb)	EPA 3050B – ICP-MS
Arsenico (As)	EPA 3050B – ICP-MS
Berillio (Be)	EPA 3050B – ICP-MS
Cadmio (Cd)	EPA 3050B – ICP-MS
Cobalto (Co)	EPA 3050B – ICP-MS
Cromo totale (Cr)	EPA 3050B – ICP-MS
Cromo VI (Cr)	IRSA 16, Q 64 – APAT, IRSA, CNR, 3150 C - Spettrofotometria
Ferro (Fe)	EPA 3050B – ICP-MS
Manganese (Mn)	EPA 3050B – ICP-MS
Mercurio (Hg)	IRSA 10, Q 64 – FI-HG-AAS
Nichel (Ni)	EPA 3050B – ICP-MS
Piombo (Pb)	EPA 3050B – ICP-MS
Rame totale (Cu)	EPA 3050B – ICP-MS
Selenio (Se)	EPA 3050B – ICP-MS
Stagno (Sn)	EPA 3050B – ICP-MS
Tallio (Tl)	EPA 3050B – ICP-MS
Vanadio (V)	EPA 3050B – ICP-MS
Zinco (Zn)	EPA 3050B – ICP-MS

3.3.3 Metodo EPA 3050B

La digestione acida dei campioni di biostabilizzato provenienti dagli impianti di trattamento meccanico biologico, ai fini della determinazione dei metalli pesanti (ad eccezione del cromo esavalente e del mercurio), è stata effettuata utilizzando il metodo 3050B della US Environmental Protection Agency.

Tale metodo, che può essere applicato a varie matrici, prevede due diverse procedure alternative di preparazione del campione all'analisi, a seconda che la rilevazione venga effettuata con spettroscopia di assorbimento atomico a fiamma (FAAS) o con spettroscopia di emissione a plasma ad accoppiamento induttivo (ICP-AES), oppure venga condotta mediante AAS con fornetto di grafite (GF-AAS) o spettrometria di massa con sorgente a plasma ad accoppiamento induttivo (ICP-MS). Nel primo caso la digestione è attuata con acido cloridrico mentre, nel secondo, con acido nitrico e acqua ossigenata.

Tutte le tecniche di analisi sopra riportate (ICP-AES, FAAS, GF-AAS, ICP-MS) possono essere ritenute delle valide alternative per la determinazione degli analiti di interesse.

Nell'ambito della campagna sperimentale, in particolare, è stata utilizzata la spettrometria di massa con sorgente a plasma ad accoppiamento induttivo, che si caratterizza per la rapidità di analisi e per l'elevata sensibilità garantendo determinazioni anche a livello di ultratraccia.

Principio del metodo

La metodica analitica prevede la digestione di 1-2 grammi di sostanza umida o di 1 grammo di sostanza secca con una soluzione di acido nitrico e acqua ossigenata. Per la successiva analisi con ICP-MS il digestato deve essere, poi, ridotto in volume e diluito fino ad un volume finale di 100 mL.

Apparecchiature

La preparazione del campione per le successive determinazioni analitiche prevede l'utilizzo delle seguenti apparecchiature:

- recipienti per la digestione da 250 mL;
- dispositivo per il recupero dei vapori (ad esempio, mediante riflusso);
- forni di essiccazione in grado di mantenere una temperatura di $30\text{ °C} \pm 4\text{ °C}$;
- sistemi di misurazione della temperatura
- carta da filtro
- centrifuga e tubi da centrifuga
- bilancia analitica (accuratezza pari ad almeno 0,01 g)
- sistemi riscaldanti regolabili ed in grado di mantenere una temperatura di 90 – 95 °C
- imbuto o strumentazione analoga
- cilindro graduato o analoga strumentazione in grado di misurare il volume
- matracci da 100 mL
- spettrometro ICP-MS

Reagenti

- Acqua distillata o deionizzata
- Acido nitrico concentrato, HNO₃;
- Perossido di idrogeno (30%), H₂O₂.

Procedimento

Si omogenizza e si setaccia il campione e si pesano, per ciascuna operazione di digestione, 1,00-2,00 g ($\pm 0,01$ g) di campione umido o 1,00 g ($\pm 0,01$ g) di campione secco; si trasferisce, quindi, il campione nel digestore.

Si aggiungono 10 mL di HNO_3 1:1, si miscela e si copre con vetrino o con un dispositivo per il recupero dei vapori. Si riscalda il campione fino a $95\text{ }^\circ\text{C} \pm 5\text{ }^\circ\text{C}$ e si mantiene lo stesso a riflusso, evitando l'ebollizione, per 10-15 minuti. Si lascia raffreddare, si aggiungono 5 mL di HNO_3 concentrato e si riscalda a riflusso per altri 30 minuti. Lo sviluppo di fumi marroni indica l'ossidazione del campione da parte dell'acido nitrico; si aggiungono nuovamente 5 mL di HNO_3 concentrato e si ripete l'operazione di digestione finchè non si osserva più lo sviluppo dei fumi. Si riscalda il campione fino a $95\text{ }^\circ\text{C} \pm 5\text{ }^\circ\text{C}$, per 2 ore, evitando l'ebollizione e mantenendo lo stesso coperto con vetrino o con un dispositivo per il recupero dei vapori.

A questo punto, dopo aver lasciato raffreddare il campione, si aggiungono 2 mL di acqua deionizzata e 3 mL di acqua ossigenata al 30%. Si Copre il digestore con un vetrino o con un dispositivo per il recupero dei vapori e si riscalda per avviare la reazione con l' H_2O_2 ; va prestata particolare attenzione al fine di evitare la perdita di materiale per eccessiva effervescenza. Quando l'effervescenza si riduce si interrompe il riscaldamento e si lascia raffreddare.

Si continua ad aggiungere aliquote da 1 mL di acqua ossigenata al 30%, sotto riscaldamento, finchè l'effervescenza non diventa minima o il campione non mostra più alterazioni. La quantità massima di H_2O_2 che può essere complessivamente aggiunta, in questa fase, non deve superare i 10 mL.

Conclusa la fase di digestione si copre il campione con vetrino o con un dispositivo per il recupero dei vapori e si riscalda finchè il volume non si riduce a circa 5 mL, oppure si riscalda a $95\text{ }^\circ\text{C} \pm 5\text{ }^\circ\text{C}$ e si mantiene il digestato a questa temperatura per due ore, evitando l'ebollizione.

Nota: qualora si utilizzino sistemi quali riscaldatori a microonde va adottata una differente procedura di digestione. In tal caso, infatti, si aggiungono al campione 10 mL di HNO_3 1:1, si copre il digestore con un dispositivo per il recupero dei vapori, si riscalda a $95\text{ }^\circ\text{C} \pm 5\text{ }^\circ\text{C}$, evitando l'ebollizione, e si mantiene a riflusso per 5 minuti. Si raffredda, quindi, il campione per 5 minuti, si aggiungono 5 mL di acido nitrico concentrato, si riscalda a $95\text{ }^\circ\text{C} \pm 5\text{ }^\circ\text{C}$ e si mantiene a riflusso per altri 5 minuti. La presenza di fumi marroni indica lo svolgimento della reazione di ossidazione; in tal caso l'operazione va ripetuta, aggiungendo ogni volta 5 mL di HNO_3 concentrato, finchè non si osserva più lo sviluppo dei fumi. Utilizzando un sistema per il recupero dei vapori, si riscalda il campione fino a $95\text{ }^\circ\text{C} \pm 5\text{ }^\circ\text{C}$ e si mantiene a riflusso per 10 minuti.

Si lascia raffreddare per 5 minuti e si aggiungono, lentamente, 10 mL di H_2O_2 al 30%, evitando perdite di materiale che potrebbero verificarsi per eccessiva effervescenza. La fase finale di aggiunta di H_2O_2 in dosi di 1 mL fino alla perdita di effervescenza non va, in questo caso, effettuata.

Si riscalda il digestato a $95\text{ }^\circ\text{C} \pm 5\text{ }^\circ\text{C}$ in 6 minuti e si mantiene a questa temperatura per 10 minuti, evitando l'ebollizione.

Dopo aver lasciato raffreddate, si porta il volume a 100 mL con acqua deionizzata. A questo punto, si procede all'eliminazione del materiale particolato mediante filtrazione, centrifugazione, oppure dando il tempo al campione di sedimentare. La filtrazione va condotta con filtro Whatman No. 41 (o equivalente) mentre una centrifugazione a 2.000-3.000 giri/minuto per 10 minuti è, in genere, sufficiente a garantire la chiarificazione del surnatante.

Va rilevato che la soluzione di digestato finale contiene, approssimativamente, il 5% in volume di HNO₃. Per l'effettuazione delle successive analisi ripartire la soluzione nelle opportune aliquote e aggiungere il reagente desiderato. A questo punto si procede all'analisi spettrometrica.

3.3.4 Metodo IRSA 16 - Q 64, APAT-IRSA-CNR 3150C

Per l'analisi del contenuto di cromo esavalente è stato utilizzato il metodo IRSA accoppiato alla tecnica di rilevazione spettrofotometrica. Tale metodo, che rientra tra quelli relativi all'analisi dei fanghi di depurazione, è contenuto nel quaderno IRSA n. 64 del gennaio 1985 ed, in particolare, nel volume 3 inerente i parametri chimico-fisici ed è ripreso, per quanto riguarda l'analisi delle acque, nel volume 1 del Manuale APAT-IRSA-CNR 29/2003 (metodo 3150C).

Principio del metodo

La metodica utilizzata prevede una prima fase di estrazione con una soluzione di acido solforico diluito. Dopo filtrazione, al campione, portato a volume, viene aggiunto acido solforico diluito e una soluzione di difenilcarbazide. Si agita, si lascia riposare per consentire lo sviluppo del colore e si effettua la misura spettrofotometrica.

Apparecchiature

- Spettrofotometro per misure nel campo del visibile dotato di celle aventi cammino ottico di 1 cm o superiore
- Comune vetreria di laboratorio: matracci tarati di diversa volumetria e buretta
- Tubi Sorivel da 12 mL
- Agitatore oscillante da 120-140 cicli /minuto
- Filtri comuni in cellulosa per filtrazione rapida, filtri a pieghe, filtri 0,2 micron
- Bilancia analitica ($\pm 0,001$ g)

Reagenti

- Soluzione di difenilcarbazide
Preparazione: si trasferiscono in un matraccio tarato da 100 ml contenente 80 ml di etanolo al 95% 0,2 g di 1,5-difenilcarbazide portando a volume con etanolo (soluzione 1).
Si aggiungono con cautela 150 mL di H₃PO₄ (85%, densità 1,695) in 300 ml di acqua. Si agita, si raffredda, si porta a volume con acqua (soluzione 2).
Si aggiungono 100 ml della soluzione 1 a 400 mL della soluzione 2 in una bottiglia di vetro scuro (questa soluzione è stabile per 3 giorni e va conservata a 4 °C).
- Soluzione standard di cromo (VI); possono essere utilizzate soluzioni di riferimento ad alto grado di purezza disponibili in commercio, oppure la soluzione standard può

essere preparata sciogliendo $K_2Cr_2O_7$, essiccato in stufa a 110 °C per almeno 2 ore, in acqua distillata, secondo le quantità richieste per ottenere la concentrazione desiderata

- H_2SO_4
- Acqua distillata o deionizzata

Procedimento

Si pesa un quantitativo pari a 5,000 g ($\pm 0,001$ g) di campione, preventivamente essiccato all'aria e macinato a dimensioni $< 0,2$ mm, e si addiziona, in beuta o becher da 1.000 mL, una soluzione estraente costituita da 490 mL di acqua distillata e 10 mL di H_2SO_4 diluito 1:1. Si agita per 10 minuti e si filtra.

Si preleva un'aliquota del filtrato, si porta ad un volume di 10 mL e si aggiungono 1 mL di acido solforico diluito (1:1) e 2 mL di soluzione di 1,5-difenilcarbazide. Dopo agitazione e riposo per 5-10 minuti, in attesa dello sviluppo del colore, si effettua la misura spettrofotometrica del complesso rosso-violetto formatosi, alla lunghezza d'onda di 540 nm.

La calibrazione dello spettrofotometro viene effettuata diluendo, opportunamente, la soluzione standard madre di Cr^{6+} in modo da ottenere soluzioni standard a concentrazioni note. Si addiziona la difenildicarbazide, si porta a volume con acqua, si mescolano con cura i reagenti e si lascia riposare per circa 20 minuti, fino allo sviluppo del colore. La curva di calibrazione viene costruita effettuando la misura spettrofotometrica di assorbanza dei singoli standard, alla lunghezza d'onda di 540 nm, contro un bianco costituito da difenilcarbazide portato a volume con acqua deionizzata. Vanno utilizzate cuvette monouso in policarbonato o, se possibile, di quarzo. La quantità di Cr^{6+} presente nel campione in esame è ricavata dal valore di assorbanza misurato per confronto con i valori relativi agli standard a quantità note.

L'analisi determina il Cr^{6+} totale presente nel campione in esame. E' necessario, pertanto, operare in modo tale che la concentrazione di Cr^{6+} non venga alterata in seguito a reazioni con eventuali sostanze ossidabili presenti nel campione. A tal fine, si consiglia di effettuare in tempi brevi l'esrtazione e la filtrazione, oltre alla successiva determinazione spettrofotometrica.

La reazione del $Cr_2O_7^{2-}$ con la difenilcarbazide è, in generale, molto selettiva. Interferenze positive possono essere costituite da sali di mercurio e di molibdeno (VI) che reagiscono con la difenilcarbazide dando luogo a complessi colorati; tuttavia la debole interazione della colorazione data da questi due metalli consente di tollerare concentrazioni dell'interferente fino a 200 mg/L.

Interferenze positive sono, anche, date dal vanadio, quando la concentrazione di questo elemento supera di un fattore 10 quella del Cr (VI), e dal ferro trivalente che produce una colorazione giallina a concentrazioni > 1 mg/L.

Causa di interferenza negativa può essere, invece, la presenza di sostanze ossidanti, come NO_2 (per concentrazioni superiori a 5 mg/L) e cloro libero per concentrazioni al di sopra dei 2 mg/L, che provocano decomposizione del complesso colorato. Altra interferenza negativa può essere prodotta dalla presenza di acqua ossigenata che, in condizioni acide, riduce il cromo (VI) a cromo (III).

3.3.5 Metodo IRSA 10 – Q 64

Per l'analisi del contenuto di mercurio è stato utilizzato il metodo IRSA 10, accoppiato alla tecnica de rilevazione per assorbimento atomico. Tale metodo, che rientra tra quelli relativi

all'analisi dei fanghi di depurazione, è contenuto nel quaderno IRSA n. 64 del gennaio 1985 ed, in particolare, nel volume 3 inerente i parametri chimico-fisici.

Principio del metodo

La metodica utilizzata prevede l'aggiunta, ad un quantitativo di campione pari a 2-4 g, di 10 mL di miscela solfonitrica, il collegamento del refrigerante, lo svolgimento della reazione a temperatura ambiente per circa 15 minuti ed un successivo riscaldamento a ricadere per 20 minuti. Dopo raffreddamento, si effettua il lavaggio delle pareti del refrigerante con acqua, quindi si travasa, si diluisce a volume in matraccio tarato da 100 mL e si filtra.

La misurazione è effettuata per assorbimento atomico a vapori freddi.

3.3.6 Metodiche utilizzate per la determinazione dei metalli sull'eluato

Le metodiche utilizzate per le prove di eluizione e per la determinazione dei metalli sono quelle riportate nel DM 3 agosto 2005 ossia quelle indicate nell'appendice A alla norma UNI 10802, secondo la metodica prevista dalla norma UNI EN 12457-2.

Principio del metodo

Un'aliquota di campione di rifiuto solido viene posta a contatto, sotto agitazione per 24 ore, con acqua demineralizzata (conducibilità <0,5 mS/m e pH compreso tra 5 e 7, UNI-EN-ISO-3696), con rapporto liquido-solido 10:1. La prova si basa sull'assunzione che si raggiunga l'equilibrio tra la fase solida e quella liquida durante il periodo di prova. Il residuo solido è, poi, separato mediante filtrazione e le proprietà dell'eluato sono misurate secondo i criteri previsti dalle stesse norme UNI, ENV.

Le rilevazioni sull'eluato sono effettuate con la tecnica della spettrometria di massa con sorgente a plasma ad accoppiamento induttivo (ICP-MS) sui parametri riportati in Tabella 3.2.

Tabella 3.2 Metalli ricercati nell'eluato

Parametri	Tecnica analitica di rilevazione
Arsenico (As)	ICP-MS
Bario (Ba)	ICP-MS
Cadmio (Cd)	ICP-MS
Cromo (Cr)	ICP-MS
Rame (Cu)	ICP-MS
Mercurio (Hg)	ICP-MS
Molibdeno (Mo)	ICP-MS
Nichel (Ni)	ICP-MS
Piombo (Pb)	ICP-MS
Antimonio (Sb)	ICP-MS
Selenio (Se)	ICP-MS
Zinco (Zn)	ICP-MS

3.4 Metodi per la determinazione del Carbonio Organico Totale (TOC) e del Carbonio Organico Disciolto (DOC)

3.4.1 Metodo UNI-EN-13137

Il contenuto di Carbonio Organico Totale nei campioni di biostabilizzato è stato determinato mediante il metodo indiretto previsto dalla norma UNI-EN-13137. Tale norma, che rappresenta il riferimento nazionale ed internazionale per la determinazione del contenuto di

TOC in diverse matrici, quali, rifiuti, fanghi e sedimenti, individua, infatti, due diversi metodi per la determinazione del carbonio organico totale (uno indiretto e l'altro diretto) in campioni di rifiuti non essiccati contenenti più di 1 g di carbonio per ogni chilogrammo di sostanza secca (0,1%).

Principio del metodo

Il metodo indiretto prevede la misurazione del TOC per differenza tra contenuto di Carbonio Totale (TC) e Carbonio Inorganico (IC). Il carbonio totale viene convertito in anidride carbonica per combustione in un flusso gassoso contenente ossigeno e privo di CO₂. Il quantitativo di anidride carbonica liberata può essere misurato mediante diverse tecniche di rilevazione, quali spettroscopia infrarossa (IR), gravimetria, conduttometria, rivelazione della conducibilità termica, rivelazione a ionizzazione di fiamma dopo riduzione a CH₄ o altre tecniche idonee.

Il carbonio inorganico viene determinato separatamente, a partire da un altro sottocampione, mediante acidificazione e misurazione della CO₂ rilasciata. Quest'ultima è individuata con una delle tecniche sopra menzionate.

Il metodo indiretto, ossia il metodo utilizzato nella presente campagna sperimentale, è in genere da preferirsi a quello diretto. Quest'ultimo, infatti, come peraltro evidenziato dalla stessa norma UNI-EN, può portare, in alcuni casi, a risultati non corretti, qualora il campione contenga sostanze volatili che evaporano durante l'acidificazione oppure si verificano reazioni collaterali tra il campione e l'acido (utilizzato, nel metodo diretto, preliminarmente alla fase di combustione per rimuovere i carbonati presenti nel campione).

3.4.2 Metodo APAT-IRSA/CNR 5040

La determinazione del DOC sui campioni di eluato è stata effettuata mediante la metodica APAT-IRSA/CNR 5040, riportata sul Manuale "*Metodi analitici per le acque*", volume III, APAT 29/2003. Tale metodica, che non differisce, di molto, dal metodo UNI EN 1484, individua come DOC la frazione organica di carbonio che attraversa una membrana filtrante da 1 μm circa, mentre come POC (carbonio organico sospeso o particolato) la frazione trattenuta dalla membrana. L'insieme delle due frazioni dà il contenuto di carbonio organico totale dell'eluato.

Principio del metodo

Il carbonio organico viene determinato mediante ossidazione catalitica ad alta temperatura (HTO). Il campione acquoso viene, se necessario, diluito e ben omogeneizzato, quindi iniettato manualmente o attraverso autocampionatore, in corrente di ossigeno o di aria purificata, nel tubo di combustione dove l'acqua viene vaporizzata e il carbonio organico ossidato a CO₂ e H₂O. L'anidride carbonica gassosa viene determinata all'uscita del tubo mediante un rivelatore all'infrarosso.

Apparecchiature

- Normale attrezzatura di laboratorio
- Miscelatore a sbattimento o omogeneizzatore
- Agitatore magnetico dotato di ancorette in teflon

-
- Microsiringhe per iniettare volumi fino a 1.000 L
 - Analizzatore di TOC
 - pHmetro
 - spettrometro IR

Reagenti

Tutti i reagenti utilizzati devono essere di grado ultrapuro al fine di garantire l'effettuazione di analisi in tracce.

- Acqua ultrapura (per la preparazione dei bianchi, delle soluzioni di riferimento e per il risciacquo finale della vetreria deve essere utilizzata acqua esente da anidride carbonica; deve essere, anche, evitato al massimo il contatto con l'aria)
- Acido cloridrico concentrato
- Soluzione di riferimento concentrata contenente 1.000 mg/L di carbonio organico preparata sciogliendo 0,2125 g di ftalato acido di potassio ($C_8H_5KO_4$) in acqua e portando a volume in matraccio tarato da 100 mL. Si acidifica con HCl fino a pH=2 e si conserva in recipiente ben chiuso, al buio e a 4 °C. La soluzione è stabile per circa due mesi
- Soluzione di riferimento concentrata contenente 1.000 mg/L di carbonio inorganico preparata sciogliendo 0,3497 g di idrogeno carbonato di sodio, $NaHCO_3$, e 0,4418 g di carbonato di sodio anidro, Na_2CO_3 , in acqua e portando a volume in matraccio tarato da 100 mL. La soluzione va conservata in un recipiente ben chiuso
- Materiale per il riempimento dei tubi per lo sviluppo di CO_2
- Aria ultrapura, esente da anidride carbonica e idrocarburi

Procedimento

La misurazione del contenuto di carbonio prevede la costruzione della curva di taratura all'inizio di ogni ciclo analitico mediante l'utilizzo di soluzioni di riferimento in numero sufficiente a garantire una corretta interpolazione delle concentrazioni misurate. Le concentrazioni delle soluzioni di riferimento vengono scelte all'interno del campo di linearità dello strumento, nell'intervallo di valori atteso per i campioni. La validità della curva di taratura deve essere verificata ad intervalli regolari, inserendo, in una serie di campioni, l'analisi di un bianco e di una soluzione di riferimento.

Per la preparazione delle soluzioni di riferimento per la taratura, al fine di effettuare la misura del carbonio organico totale e organico, si procede alla diluizione con acqua ultrapura della soluzione di riferimento concentrata. Si inietta a turno un'aliquota delle soluzioni preparate nel tubo di combustione e si registra l'area del picco di assorbimento IR della CO_2 prodotta. Per ogni soluzione da analizzare vanno effettuate almeno tre repliche. Si costruisce la curva di taratura riportando in ascissa le concentrazioni di carbonio organico in mg/L e in ordinata le aree dei picchi corrette del valore ottenuto da un bianco di acqua sottoposto alla stessa procedura delle soluzioni di riferimento. La curva di taratura può essere ottenuta direttamente se si dispone di un sistema di elaborazione dati collegato all'apparecchio analizzatore.

Anche la determinazione del carbonio inorganico prevede, ovviamente, una fase di taratura.

Per la preparazione delle soluzioni di riferimento, si diluisce la soluzione di riferimento concentrata con acqua ultrapura e si inietta, a turno, un'aliquota delle soluzioni preparate nel recipiente di reazione per il carbonio inorganico; la CO_2 prodotta viene trasferita dal gas di trasporto al rivelatore IR ed ivi misurata. Vanno effettuate, anche in questo caso, almeno tre

repliche per ogni soluzione da analizzare. Per la costruzione della curva di taratura si procede in maniera analoga a quanto visto per la determinazione del carbonio totale ed organico.

Se il campione contiene sostanze oleose in superficie e/o sostanze colloidali, dibattere per 10 minuti nell'apposito miscelatore circa 250 mL di campione in modo da favorirne la dispersione.

Per campioni che presentano tenori elevati di acidi, basi e sali è opportuno procedere ad una preventiva diluizione del campione per migliorare la precisione delle misure ed evitare un rapido deterioramento del catalizzatore e la corrosione di parti strumentali. Iniettare il campione nel tubo di combustione adottando le stesse condizioni operative utilizzate per la curva di taratura. Ripetere le iniezioni più volte fino ad avere una ripetibilità su tre letture consecutive entro il $\pm 2\%$.

Per ricavare dal carbonio totale la concentrazione del carbonio organico (DOC), il carbonio inorganico deve essere determinato separatamente o allontanato mediante acidificazione del campione sotto flusso di gas inerte.

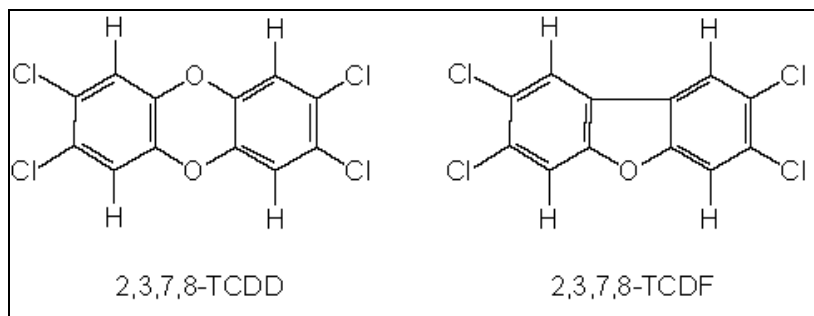
La determinazione del carbonio organico può essere effettuata soltanto nel caso in cui le frazioni organica ed inorganica siano confrontabili. Nel caso di differenze marcate (ad esempio, qualora la frazione organica sia molto piccola), c'è il rischio che le incertezze associate alle misure del carbonio totale e della frazione inorganica producano errori elevati sulla stima per differenza.

Se, invece, si ricorre all'eliminazione del carbonio inorganico prima dell'analisi, trasferire un'aliquota di campione rappresentativa (20-50 mL) in un recipiente e aggiungere acido cloridrico concentrato per avere un pH inferiore a 2. In queste condizioni, i carbonati e i bicarbonati vengono trasformati in CO_2 che viene allontanata dalla soluzione facendo gorgogliare aria purissima o altro gas esente da CO_2 e idrocarburi, per 10 minuti.

A questo punto, si inietta il campione nel tubo di combustione seguendo le modalità indicate per il carbonio totale. In questo caso, la frazione volatile del carbonio organico viene eliminata insieme al carbonio inorganico e si ottiene il NPOC ("Not Purgeable Organic Carbon"), per distinguerlo dal DOC indicato in precedenza.

3.5 Metodo per la determinazione dei microinquinanti organici (IPA, PCB, diossine e furani)

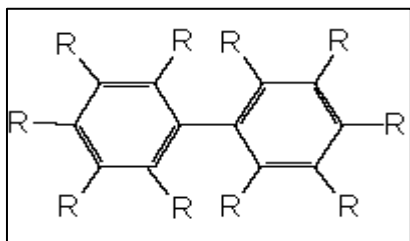
Le policlorodibenzo-p-diossine (PCDD) ed i policlorodibenzo-p-furani (PCDF) sono eteri tricyclici planari caratterizzati dalla presenza di un numero di atomi di cloro, legati ai gruppi aromatici, variabile da 1 ad 8.



Tali composti risultano, in genere, molto poco solubili in acqua, hanno una natura fondamentale lipofila e sono caratterizzati da una elevata persistenza e bioaccumulabilità.

Essi non sono mai stati prodotti intenzionalmente dall'uomo ma rappresentano dei sottoprodotti indesiderati di diversi processi chimici e di tutti i processi di combustione.

Tra i numerosi congeneri esistenti, 17 sono quelli caratterizzati da maggiore tossicità e tra questi il composto ritenuto più tossico è la 2,3,7,8 tetraclorodibenzo-p-diossina (2,3,7,8-TCDD). Si segnala che, al fine di semplificare la valutazione della tossicità dei diversi congeneri, è stato attribuito a ciascuno di essi un fattore di tossicità equivalente (TEQ) rispetto alla 2,3,7,8-TCDD e di risultati analitici vengono, in genere, riportati in termini di TEQ.



I policlorobifenili (PCB) sono, invece, una classe di idrocarburi clorurati che ha trovato un esteso utilizzo sin dal 1930 in una varietà di prodotti industriali (ad esempio, come dielettrici nei trasformatori e grandi condensatori, come fluidi per lo scambio di calore e come additivi nelle vernici, nelle carte carbone copiatrici e nelle plastiche). I PCB sono, inoltre, sottoprodotti termodinamicamente stabili dei

processi di incenerimento.

Le principali proprietà chimico-fisiche che hanno portato alla estrema diffusione di utilizzo di questi composti sono:

- l'inerzia chimica;
- la resistenza al calore;
- la non infiammabilità;
- la bassa pressione di vapore e, quindi, la bassa volatilità;
- l'elevata costante dielettrica.

Le persistenza di tali composti, connessa con l'alto coefficiente di partizione caratteristico di diversi isomeri, determina le condizioni necessarie per il loro bioaccumulo negli organismi viventi ed alcuni PCB, più in particolare quelli che non presentano atomi di cloro nelle posizioni orto (PCB coplanari) o quelli che hanno un solo atomo di cloro in una delle quattro posizioni orto (PCB mono-ortoclorurati), mostrano una tossicità analoga a quella delle diossine. Per questa ragione la World Health Organization (WHO) ha individuato un fattore di tossicità equivalente (TEQ) anche per tali congeneri, analogamente a quanto fatto per le diossine ed i furani.

Gli IPA, dal canto loro, sono una classe di microinquinanti organici estremamente diffusi in tutti i comparti ambientali. Il loro rilascio nell'ambiente avviene principalmente attraverso emissioni nell'atmosfera, dove subiscono processi chimici e fotochimici degradativi. Si tratta di reazioni che coinvolgono ossidi di zolfo ed azoto, ossigeno, ozono, radicali ossidrilici e perossilici e perossiacetilnitrate.

Gli IPA a maggior peso molecolare (con almeno 4 anelli benzenici) tendono a condensare rapidamente, data la loro bassa tensione di vapore, e vengono facilmente adsorbiti sulla superficie del particolato atmosferico, mentre quelli con 2-3 anelli sono quasi interamente presenti in fase vapore. I composti con quattro anelli sono legati al particolato ma mostrano la maggior variabilità stagionale tra le fasi.

La distribuzione di ciascun IPA dipende da vari parametri, quali la tensione di vapore, le condizioni di temperatura e pressione atmosferiche, la concentrazione dell'IPA, la sua affinità per il particolato atmosferico, la natura e la concentrazione del particolato. Una parte consistente di questo è formata da fuliggini e polveri volanti costituite principalmente da carbonio. Gli IPA associati al particolato possono venir trasportati per lunghe distanze e sono rimossi dall'atmosfera tramite la deposizione secca ed umida.

Sono stati rilevati livelli significativi di IPA nei suoli di tutte le regioni terrestri. Le concentrazioni nelle aree industrializzate risultano in genere dalle 10 alle 100 volte maggiori di quelle rilevate nelle zone meno sviluppate e con minor pressione antropica.

Data la ormai nota ubiquità dei microinquinanti organici, si è scelto di andarne a ricercare la presenza anche in campioni di biostabilizzato in uscita dagli impianti di trattamento meccanico-biologico, ferma restando la necessità di effettuare ulteriori approfondimenti al fine di valutarne l'effettiva origine; ciò si rende necessario anche in considerazione dell'estrema variabilità ed eterogeneità del rifiuto urbano indifferenziato.

Va peraltro evidenziato che la bozza di direttiva sui rifiuti biodegradabili riporta specifici valori limite per quanto attiene il contenuto massimo di PCB ed IPA nel rifiuto biostabilizzato derivante dal trattamento meccanico/biologico affinché ne sia ammesso l'utilizzo. In particolare la concentrazione di policlorobifenili non può superare il valore di 0,4 ppm (determinata sulla sostanza secca) mentre il contenuto di idrocarburi policiclici aromatici deve risultare inferiore a 3 ppm (sul secco).

La descrizione del metodo analitico utilizzato viene di seguito riportata.

Principio del metodo

Per la separazione, identificazione e quantificazione dei 28 PCB (Tabella 3.3) e dei 13 IPA (Tabella 3.4), viene impiegata la gascromatografia ad alta risoluzione abbinata alla spettrometria di massa quadrupolare (HRGC-MS/Q), facendo uso della diluizione isotopica.

Per la separazione, la identificazione e la quantificazione, mediante diluizione isotopica, di diciassette cloroderivati di dibenzodiossine (PCDD) e dibenzofurani (PCDF) corrispondenti ai congeneri 2,3,7,8 cloro sostituiti (Tabella 3.5) viene, invece, utilizzata la gascromatografia ad alta risoluzione abbinata alla spettrometria di massa ad alta risoluzione (HRGC/HRMS) 5) sempre facendo uso della diluizione isotopica.

Il metodo prevede che il campione da esaminare, se contenente umidità, sia essiccato fino a peso costante, su di esso sia eseguita una quartatura, ed una successiva vagliatura da cui prelevare l'aliquota di prova, che verrà successivamente estratta con opportuni solventi.

Il concentrato è sottoposto al procedimento di purificazione mediante colonna di silice e di allumina attivata, ed all'occorrenza, multistrato a base acida.

Lo scopo principale della purificazione degli estratti consiste nel rimuovere le componenti della matrice che possono interferire nella separazione gascromatografica ed influenzare negativamente l'identificazione e la quantificazione nell'analisi in spettrometria di massa..

Apparecchiature

- Comune vetreria di laboratorio
- Apparecchiatura per bagno a ultrasuoni
- Evaporatore rotante sotto vuoto
- Colonne per cromatografia
- Spettrometri di massa (con modalità di acquisizione SIM e con trappola magnetica)
- Gascromatografo

Reagenti

- Acqua deionizzata
- n-esano
- Isottano

-
- Materiali di riempimento per le colonne cromatografiche (la descrizione è riportata più avanti)
 - Gas di azoto
 - Standard di PCB, PCDD-PCDF, IPA

Procedimento

Preparazione del campione di laboratorio

La preparazione preliminare del campione da avviare alle diverse determinazioni analitiche avviene secondo le seguenti fasi:

- separazione manuale, di pezzi grossolani di metallo e quant'altro se presenti;
- omogeneizzazione di tutto il materiale;
- vagliatura;
- pesatura del materiale costituente l'aliquota del campione

Estrazione

Per la determinazione dei microinquinanti si pesano circa 10 grammi di campione omogeneizzato, deumidificato e vagliato su maglia di 2mm. Un peso così elevato di campione è giustificato dal fatto che questa matrice risulta poco omogenea.

L'estrazione si effettua in soxhlet con miscela di n-esano per un totale di 130 cicli. Oppure in bagno a ultrasuoni mediante 5 ripetizioni successive, di circa 15 min. per volta, con circa 20 ml di esano; oppure con altri sistemi automatici come l'ASE (Accelerated Solvent Extractor)

L'estratto viene ridotto di volume, in corrente di azoto, e portato a volume in matraccio tarato da 20 mL.

La purificazione si effettua prelevando 1 ml di estratto, corrispondente ad una pesata iniziale di circa 0.5 grammi di campione, ed aggiungendo 100 microlitri degli standard marcati di PCDD/DF, PCB ed IPA.

Purificazione

Purificazione su colonna di gel di silice

Il gel di silice utilizzato per la purificazione dell'estratto viene attivato per una notte in stufa alla temperatura di 120 °C, almeno per una notte, viene lasciato raffreddare in essiccatore, trasferito in pallone e ricoperto di n-esano e degasato al rotavapor. Il degasaggio serve ad eliminare le bollicine di aria presenti. Così trattata la silice viene caricata in colonna .

La colonna utilizzata è in vetro, del diametro di 2 cm con rubinetto. Sopra al rubinetto viene posta della lana di vetro che servirà da supporto; viene aggiunta silice fino ad una altezza di 11 cm. Nella parte superiore viene posto uno strato di solfato di sodio anidro (granulare) di almeno 1,5 cm.

La colonna viene sottoposta ad un prelavaggio con 100 ml di n-esano.

L'estratto viene seminato quantitativamente in testa alla colonna ed eluito con:

- Preeluizione: 40 ml di n-esano (da scartare)
- 1° Eluato : 70 ml di miscela n-esano-diclorometano 9:1 dove si raccolgono i composti clorurati (PCB, PCDD e PCDF)
- 2° Eluato : 100 ml di miscela n-esano-diclorometano 1:1 dove si trovano gli IPA. Questo eluato si concentra in evaporatore centrifugo o rotante e senza mai andare a secco , si porta a piccolo volume in corrente di azoto e si riprende con 100 microlitri della miscela di standard di siringa di IPA deuterati.

Il 1° eluato portato a piccolo volume con evaporatore centrifugo, si sottopone ad un'altra purificazione.

Purificazione su colonna di allumina

Anche questa colonna è in vetro e provvista di rubinetto. L'allumina basica viene attivata in stufa per una notte alla temperatura di 120 °C e fatta raffreddare in essiccatore. La colonna di altezza 10 cm e di diametro di 1 cm viene impaccata a secco e successivamente lavata con 40 ml di n-esano . Il trasferimento dell'eluato sulla testa della colonna avviene quantitativamente utilizzando il volume del preeluato della colonna.

L'eluizione della colonna di allumina si effettua nel seguente modo:

- 10 ml di n-esano - Preeluato- che non viene utilizzato;
- 40 ml di n-esano al 2% di diclorometano – 1° Eluato dove si raccolgono i PCB;
- 60 ml di n-esano al 50 % di diclorometano – 2° Eluato dove si raccolgono PCDD e PCDF.

Il primo ed il secondo eluato vengono concentrati con evaporatore rotante o centrifugo fino quasi a secchezza e vengono ripresi rispettivamente con 100 microlitri della miscela di PCB e PCDD marcati C13.

Nel caso fosse necessario, per migliorare le condizioni dell'estratto e diminuire il carico organico è possibile effettuare una colonna multistrato a base acida per acido solforico, come di seguito riportata

Purificazione su colonna multistrato

Si riportano le proporzioni per una colonna del diametro di 3 cm (stratigrafia dal basso verso l'alto):

- lana di vetro,
- Na₂SO₄ per 0,5 cm,
- gel di silice per 0,5 cm,
- miscela NaHCO₃ - Na₂SO₄ (9:1) per 1,5 cm,
- miscela di 10 mL di H₂SO₄ e 17 g di celite (tipo 545) .

L'eluizione si effettua con 160 mL di n-esano. L'eluato si porta a piccolo volume con evaporatore rotante o centrifugo fino quasi a secchezza.

Analisi strumentale

Per L'identificazione e la quantificazione dei PCB e degli IPA viene impiegata la spettrometria di massa quadrupolare in modalità SIM mentre per le PCDD e PCDF viene impiegata la spettrometria di massa ad alta risoluzione.

A titolo di esempio si riportano i programmi di temperatura del gascromatografo e gli ioni di frammentazione dei singoli congeneri per tutte e tre le famiglie di microinquinanti

Dosaggio dei PCB

Si riportano le condizioni operative impostate al momento della stesura del metodo sullo spettrometro di massa Hewlett Packard 5973 A, abbinato al gascromatografo Hewlett Packard 6890:

<i>Tipo di iniettore:</i>	<i>cool on column</i>
<i>Modalità di iniezione:</i>	<i>oven track</i>
<i>Pressione:</i>	<i>3.47 psi (on)</i>
<i>Gas tipe:</i>	<i>elio</i>

Programma di temperatura del forno:

<i>Temperatura iniziale:</i>	<i>120°C per 2'</i>
------------------------------	---------------------

<i>Rate:</i>	9 °C/min
<i>Temperatura finale:</i>	300 °C
<i>Isoterma finale:</i>	300 °C per 5'
<i>Colonna impiegata:</i>	35% fenil 75% metil silossano o altra colonne di polarità simile
<i>Lunghezza nominale:</i>	30 m
<i>Diametro nominale:</i>	250.00µm
<i>Spessore nominale del film:</i>	0.25µm
<i>Rampa di flusso:</i>	
<i>Flusso iniziale:</i>	0.5 mL/min per 20'
<i>Rate:</i>	0.05 mL/min
<i>Flusso finale:</i>	2 mL/min
<i>Post flow:</i>	1.2 mL/min
<i>Pressione nominale di ingresso:</i>	3.92 psi
<i>Velocità media:</i>	27 cm/sec
<i>Modalità di acquisizione:</i>	SIM
<i>Tune File:</i>	Atune.u; Quick tune
<i>Solvent delay:</i>	10.50 min

La Tabella 3.3 riporta i frammenti, scelti come riferimento, ottenuti mediante impatto elettronico di ciascun congenere nativo e di un solo frammento dei congeneri marcati dei PCB. Gli ioni da analizzare sono stati divisi in 4 gruppi.

Tabella 3.4 – Frammenti di riferimento dei PCB

Gruppo/congenere	Congeneri originari			Congenere marcato
	m/z 1	m/z 2	m/z 3	m/z
Gruppo 1				
Tri-CB	256	258	260	268.2
Tetra-CB	290	292	294	304
Gruppo 2				
Tetra-CB	290	292	294	304
Penta-CB	324	326	328	336
Gruppo 3				
Penta-CB	324	326	328	336
Esa-CB	358	360	362	372
Gruppo 4				
Esa-CB	358	360	362	372
Epta-CB	392	396	398	406
Octa-CB	428	430		440

Dosaggio degli IPA

Riportiamo le condizioni operative impostate al momento della stesura del metodo sullo spettrometro di massa Hewlett Packard 5970, abbinato al gascromatografo Hewlett Packard 5890:

<i>Tipo di iniettore:</i>	<i>cool on column</i>
<i>Gas type:</i>	<i>elio</i>

Programma di temperatura del forno:

Temperatura iniziale: 120°C per 2'
Rate1: 20°C/min
Temperatura finale: 140°C
Rate2: 5°C/min
Temperatura finale: 320°C

Colonna impiegata: 50% fenil 50% metil silossano o altra colonne di polarità simile

Lunghezza nominale: 30 m

Diametro nominale: 250.00µm

Spessore nominale del film: 0.25µm

Modalità di acquisizione: SIM

Tune File: Atune.u; Quick tune

La Tabella 3.4 riporta i frammenti, scelti come riferimento, ottenuti mediante impatto elettronico dei congeneri nativi e dei congeneri marcati.

Tabella 3.4 – Frammenti di riferimento degli IPA

Gruppo/congenere	Congeneri originari			Congeneri marcati	
	m/z 1	m/z 2	m/z 3	m/z 1	m/z 2
Gruppo 1					
Benzo(a)antracene	228.2	229			
1.1 Crisene	228.2	229			
1.2 Benzo(a)antracene d 12				240.2	241.2
1.3 Crisene d 12				240.2	241.2
Gruppo 2					
Benzo(b)fluorantene	252.2	250.2			
Benzo(j)fluorantene	252.2	250.2			
Benzo(k)fluorantene	252.2	250.2			
Benzo(a)pirene	252.2	250.2			
1.4 Benzo(a)pirene d 12				264.2	265.2
1.5 Perilene d 12				264.2	265.2
Gruppo 3					
Indeno(1,2,3-cd)pirene	276.2	278.2	280.2		
Dibenzo(a,h)antracene	278.2	279.2	280.2		
1.6 Dibenzo(a,h)antracene d 14				292.2	290.2
Benzo(g,h,i)perilene	276.2	278.2	280.2		
Gruppo 4					
Dibenzo(a,l)pirene	302.2	303.2			
Dibenzo(a,e)pirene	302.2	303.2			
Dibenzo(a,i)pirene	302.2	303.2			
Dibenzo(a,h)pirene	302.2	303.2			

Dosaggio delle PCDD/PCDF

Lo spettrometro di massa magnetica VG AutoSpec, abbinato al gascromatografo Hewlett Packard 5890 viene posto nelle ottimali condizioni operative seguendo la specifica Procedura Operativa d'uso.

Le condizioni operative dello strumento, al momento della stesura del metodo, sono di seguito riportate:

Tipo di iniettore: cool on column

<i>Gas di trasporto:</i>	<i>elio</i>
<i>Tipo di ionizzazione:</i>	<i>ionizzazione chimica per impatto elettronico</i>
<i>Temperatura sorgente:</i>	<i>270 °C</i>
<i>Programma di temperatura del forno:</i>	
<i>Temperatura iniziale:</i>	<i>100 °C</i>
<i>Rate 1:</i>	<i>40 °C/min.</i>
<i>Temperatura finale:</i>	<i>200 °C</i>
<i>Rate 2:</i>	<i>3 °C/min.</i>
<i>Temperatura finale:</i>	<i>270°C</i>
<i>Rate 3:</i>	<i>30 °C/min.</i>
<i>Temperatura finale:</i>	<i>320 °C</i>
<i>Colonna impiegata:</i>	<i>colonna capillare: 5% difenil 95% dimetil arilene silossano copolimero o altre colonne di polarità simile</i>
<i>lunghezza nominale:</i>	<i>60 mt</i>
<i>diametro nominale:</i>	<i>0.32mm</i>
<i>spessore nominale del film:</i>	<i>0.25um</i>

I composti vengono rivelati registrando due ioni prescelti del gruppo degli isotopi di cloro degli ioni molecolari dei PCDD/PCDF nativi e di quelli marcati con $^{13}\text{C}_{12}$. Gli ioni da analizzare sono divisi in 5 gruppi corrispondenti alle cinque famiglie di PCDD/PCDF.

Il programma che descrive gli ioni da registrare è riportato in Tabella 3.5; da notare che le finestre temporali riportate sono quelle in uso al momento della stesura della metodica, ma esse possono variare a seconda della colonna impiegata, della lunghezza effettiva della colonna stessa, della velocità di flusso del gas di trasporto etc.

Questi gruppi vengono attivati consecutivamente dal sistema dati durante gli intervalli di tempo che coincidono con le zone di eluizione dei composti di interesse. La sintonizzazione precisa di questi intervalli viene effettuata prima dell'inizio dell'analisi di una serie di campioni, analizzando una miscela standard, "standard di finestra", che contiene il primo e l'ultimo congenere di ogni famiglia di PCDD e PCDF in relazione ai tempi di ritenzione. Entro ciascun gruppo gli ioni prescelti vengono selezionati variando il voltaggio di accelerazione. Per un'esatta commutazione all'interno di un gruppo e la commutazione tra i gruppi, si utilizzano come masse di riferimento quelle di ioni conosciuti di un composto di riferimento: il perfluorocherosene (PFK). Il PFK fluisce in continuo all'interno della sorgente durante l'analisi ad una velocità di flusso tale da fornire un segnale per le masse di riferimento compreso tra i 25 mV e i 100 mV alle condizioni di amplificazione del rivelatore (350 V circa al fotomoltiplicatore).

La Tabella 3.5 riporta i frammenti, scelti come riferimento, ottenuti mediante impatto elettronico dei congeneri nativi e dei congeneri marcati delle PCDD/DF. Gli ioni da analizzare sono attualmente divisi in 5 gruppi.

3.6 Metodo per la determinazione del potere calorifico

Il potere calorifico rappresenta la quantità di calore, espressa in chilocalorie o megajoule, prodotta da un chilogrammo di combustibile, quando questo brucia completamente in condizioni standard.

Esso può essere distinto in:

- potere calorifico inferiore (PCI): quantità di calore sviluppata dalla combustione completa dell'unità di massa del campione in cui l'acqua che si forma nella combustione è allo stato di vapore;
- potere calorifico superiore (PCS): quantità di calore sviluppata dalla combustione completa dell'unità di massa del campione in cui l'acqua di combustione permane allo stato liquido.

La misurazione del potere calorifico è stata effettuata utilizzando il metodo UNI 9903, parte 5^a.

Principio del metodo

La determinazione del potere calorifico superiore dei materiali combustibili solidi e liquidi prevede la combustione del campione in un calorimetro a bomba di ossigeno (bomba calorimetria di Mahler). Il potere calorifico è misurato in base alle temperature riscontrate prima e dopo la combustione, una volta effettuate le opportune correzioni di tipo termometrico e termochimico. Le camicie utilizzate possono essere esotermiche o adiabatiche.

Una volta determinato il potere calorifico superiore, il PCI può essere ricavato utilizzando la seguente espressione:

$$PCS = PCI + 5,83 W\%$$

dove 5,83 rappresenta il calore latente di vaporizzazione dell'acqua espresso in kcal e W è la percentuale di acqua nel campione.

Tabella 3.5 – Frammenti di riferimento delle PCDD e dei PCDF

Gruppo/Congenere	Congenere originario			Congenere marcato	
	m/z 1	m/z 2	Rapporto Isotopico	m/z 1	m/z 2
Gruppo 1	da 15'00'' a 20'10''				
Tetra-CDD	319.8965	321.8936	0.774	331.9368	333.9339
Tetra-CDF	303.9016	305.8987	0.775	315.9419	317.9389
PFK:	304.9824				
Gruppo 2	da 20'10'' a 24'20''				
Penta-CDD	355.8546	357.8517	1.545	367.8949	369.8919
Penta-CDF	339.8597	341.8568	1.548	351.9000	353.8970
PFK	342.9792				
Gruppo 3	da 24'20'' a 27'40''				
Esa-CDD	389.8156	391.8127	1.239	401.8559	403.8530
Esa-CDF	373.8207	375.8178	1.241	383.8639	385.8610
PFK:	380.9760				
Gruppo 4	da 27'40'' a 29'50''				
Epta-CDD	423.7767	425.7737	1.035	435.8169	437.8140
Epta-CDF	407.7818	409.7788	1.036	417.8253	419.8220
PFK:	430.9782				
Gruppo 5	Da 29'50'' a 35'00''				
Octa-CDD	457.7377	459.7348	0.888	469.7780	471.7750
Octa-CDF	441.7428	443.7398	0.889	453.7830	455.7801
PFK:	454.9728				

4. RISULTATI ANALITICI

4.1 Determinazione della stabilità biologica (Indice di Respirazione Dinamico)

I risultati delle analisi condotte per la determinazione dell'indice di respirazione dinamico, effettuate secondo le modalità descritte nel precedente capitolo 3, sono riportati nella tabella 4.1. Per ogni campione le analisi sono state eseguite in triplo; vengono, pertanto, riportati sia i dati inerenti le singole misurazioni che il valore medio delle tre repliche.

Tabella 4.1 - Valori dell'Indice di Respirazione Dinamico nei campioni analizzati alla fine della fase attiva di compostaggio (ACT) e al termine della fase di maturazione ($\text{mgO}_2 \text{ kgSV}^{-1} \text{ h}^{-1}$)

Impianto	Campione	Fine fase ACT		Campione	Fine fase maturazione	
		Valore	Media		Valore	Media
1	1RBS-44	408 479 419	435			
	1RBS-44M	383 622 463	462			
2	2RBS-54	841 1.806 5.774	2.807			
	2RBS-54M	1.447 1.261 2.775	1.828			
3	3RBS-54	2.093	2.093	3RBS-54M	2.988 3.333 3.258	3.193
4	4RBS-35	2.346 1.982 1.801	2.043	4RBS-35M	1.543 1.475 930	1.316
5	5RBS-45	1.387 1.123 1.526	1.346			
	5RBS-45M	1.378 1.150 937	1.155			
6*	6RBS-225	619 884 738	747	6RBS-225M	1.455 1.283 1.530	1.423
7	7RBS-225	2.126 2.563 2.220	2.303	7RBS-225M	3.355 3.779 4.231	3.788
8	8RBS-235	909 1.754 1.142	1.268			
	8RBS-235M	1.906 1.899 1.379	1.728			
9*	9RBS-136	800 200 737	579	9RBS-136M	200 200 200	200
10	10RBS-315	1.718 1.719 1.759	1.732	10RBS-315M	4.482 5.616 6.701	5.600

*Impianti che prevedono, nel ciclo operativo, la fase di maturazione/stoccaggio del rifiuto

I dati di IRD ottenuti nell'indagine, come evidenziato dalla tabella, possono essere raggruppati in due categorie:

1. quelli ottenuti alla fine della fase di stabilizzazione in ambiente confinato che dura dalle 2 alle 5 settimane e alla fine della quale si ha un materiale non raffinato.
2. quelli ottenuti dopo un periodo di "maturazione" in aia del materiale proveniente dalla biostabilizzazione e raffinazione, della durata di uno o due mesi.

Come evidenziato nel precedente capitolo 3, solo due dei dieci impianti analizzati effettuano realmente la fase di maturazione (impianto 6 ed impianto 9) ma quattro impianti di quelli che non attuano tale stadio hanno, comunque, messo a disposizione, unicamente ai fini della campagna sperimentale, apposite aie per il completamento della biostabilizzazione e, in tal modo, è stato possibile condurre il prelievo di campioni al termine della fase di maturazione su un totale di sei impianti.

Va, comunque, osservato che anche nel caso di avvio del biostabilizzato allo stadio di maturazione tale operazione viene effettuata quasi esclusivamente come pretrattamento per lo smaltimento definitivo in discarica.

Inoltre, per gli impianti il cui trattamento è finalizzato alla produzione di compost da rifiuti ex deliberazione 27 luglio 1984, la gestione operativa non prevede l'effettuazione di una vera e propria biostabilizzazione non essendo il conseguimento della stabilità biologica un parametro richiesto dalla deliberazione. Tali impianti effettuano, pertanto, un'operazione di stoccaggio piuttosto che una vera e propria stabilizzazione. Le aie di stoccaggio potrebbero, d'altro canto, essere convertite in zone destinate all'effettuazione di una fase di maturazione vera e propria.

Va a tal riguardo evidenziato che, dal momento che nei cumuli in maturazione devono essere ancora garantite condizioni aerobiche, grande attenzione deve essere rivolta alla dimensione dei cumuli stessi. Infatti, sebbene sia teoricamente possibile prevedere per i cumuli in maturazione, sia il rivoltamento periodico che l'insufflazione di aria, al fine di ridurre i costi di gestione potrebbe essere necessario ricorrere a sistemi di tipo statico ad aerazione passiva, cioè basata sui soli moti convettivi dell'aria dall'esterno all'interno della matrice. In tali condizioni, è richiesta un'altezza dei cumuli non eccessivamente elevata.

La mancata effettuazione di un vero e proprio stadio di maturazione è evidenziata dai valori dell'indice di respirazione dinamico rilevati a fine trattamento. In quasi tutti i casi, infatti, si rileva un valore dell'IRD in uscita dalla fase di maturazione superiore rispetto a quello riscontrato al termine del processo di compostaggio attivo. Ciò può essere, in parte, spiegato dal fatto che il valore dell'IRD a fine fase attiva risulta influenzato dalla presenza di frazioni analiticamente individuabili come solidi volatili ma che, nella realtà, non rappresentano frazioni fermentescibili o facilmente degradabili (in particolar modo, plastiche).

Le misurazioni a fine fase ACT, a differenza di quelle condotte al termine della maturazione, sono state, infatti, effettuate su campioni non vagliati e, quindi, contenenti sostanze volatili non fermentescibili che contribuiscono ad incrementare il denominatore dell'equazione di calcolo dell'IRD e, pertanto, a ridurre il valore complessivo dell'indice di respirazione (paragrafo 3.2.2). Questo effetto di diluizione non si verifica sui campioni sottoposti a preventiva vagliatura dove la frazione fermentescibile risulta maggiormente concentrata.

L'aumento dell'IRD potrebbe, però, essere in parte dovuto, anche, ad una ripresa dei processi fermentativi nel cumulo stoccato e non ancora stabilizzato al termine della fase attiva di compostaggio, in seguito al ripopolamento della biomassa ad opera dei microrganismi. Al termine della fase attiva di compostaggio si avrebbe, pertanto, solo una parziale

stabilizzazione della biomassa dovuta ad una soppressione dell'attività microbica per mancanza di un idoneo tenore di umidità non monitorata dagli operatori nel corso del processo.

La progressiva diminuzione della bagnatura nel corso del processo si può, quindi, tradurre in un arresto solo temporaneo dell'attività microbica ed in una sua successiva ripresa a seguito di una riuniformazione del substrato nel cumulo in stoccaggio/maturazione.

Una corretta gestione del processo biologico consentirebbe di evitare problematiche di questo genere.

In ogni caso tra la fine delle due fasi non si rileva, in generale, un'evoluzione del processo di stabilizzazione che appare, invece, essenziale per potere conseguire, per la maggior parte dei campioni analizzati, soddisfacenti livelli di stabilità biologica (in generale, almeno al di sotto dei $1.000 \text{ mgO}_2 \text{ kgSV}^{-1}\text{h}^{-1}$, anche se le linee guida relative alle migliori tecnologie disponibili riportano, per gli impianti ricadenti nell'ambito di applicazione della normativa IPPC, un valore di almeno $700 \text{ mgO}_2 \text{ kgSV}^{-1}\text{h}^{-1}$).

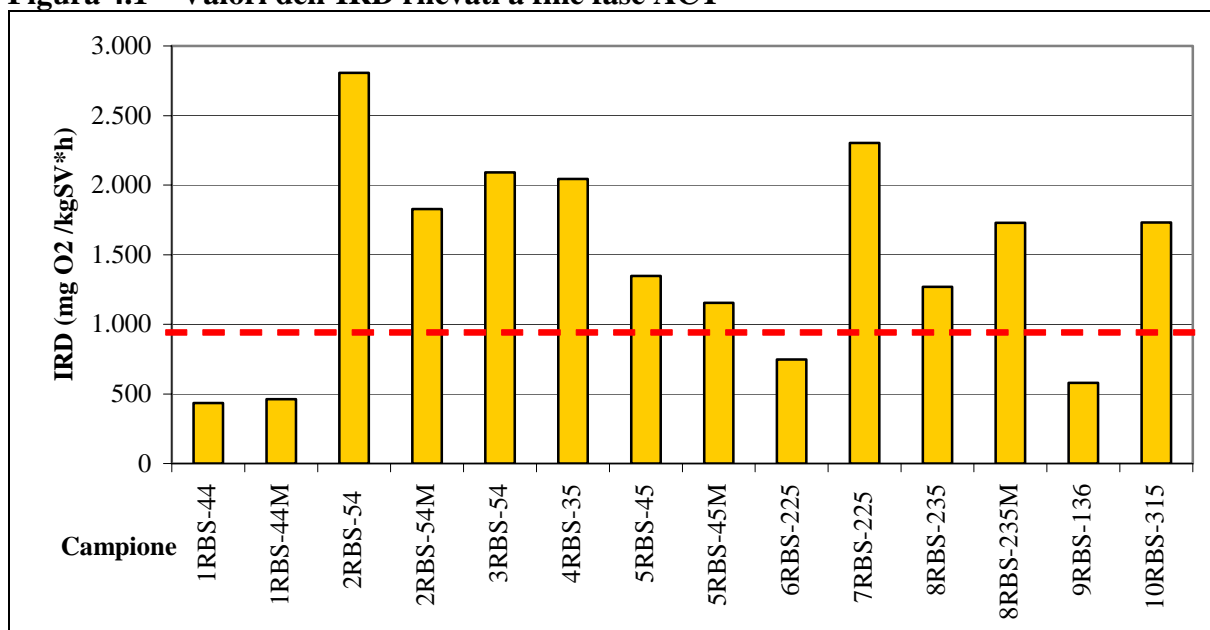
Si può, comunque, osservare, come peraltro già evidenziato in precedenti campagne sperimentali condotte dall'APAT, che il processo di biostabilizzazione può determinare, a prescindere dalla tipologia di rifiuto trattato, una drastica riduzione dell'indice di respirazione dinamico confermando la possibilità di raggiungere, anche in tempi compresi tra i 15 ed i 30 giorni, elevati valori di stabilità biologica ed una forte riduzione della putrescibilità totale (Figura 4.1).

Per tre impianti (4 campioni), si rilevano, infatti, già al termine della fase attiva di compostaggio, valori dell'indice di respirazione dinamico ben al di sotto dei $1.000 \text{ mgO}_2/\text{kg SV}\cdot\text{h}$; due dati si collocano fra 1.000 e 1.500, mentre gli altri mostrano valori estremamente elevati (anche oltre 2.000), molto al di sopra dei limiti previsti dalle diverse normative regionali di settore e dalle linee guida nazionali sulle migliori tecniche disponibili per gli impianti di trattamento meccanico biologico.

Ciò conferma che il valore limite di $1.000 \text{ mgO}_2 \text{ kgSV}^{-1}\text{h}^{-1}$ è tecnicamente alla portata degli impianti esistenti ma che per molti di questi è necessaria l'adozione di criteri gestionali ottimizzati ed in linea con quanto previsto dalle linee guida per l'identificazione e l'utilizzazione delle migliori tecniche disponibili.

La sperimentazione ha, inoltre, dimostrato che il metodo respirometrico utilizzato risulta appropriato per la determinazione della stabilità biologica anche in termini di ripetibilità delle misure: la deviazione standard delle singole analisi appare piuttosto contenuta e permette una buona separazione dei valori medi, con l'eccezione di un campione (2RBS-54).

Figura 4.1 – Valori dell'IRD rilevati a fine fase ACT



4.2 Determinazione dei metalli pesanti

4.2.1 Determinazione sul campione in uscita dall'impianto

I risultati delle prove analitiche, effettuate sui 10 campioni di biostabilizzato in uscita dagli impianti, sono riportati nelle tabelle 4.2 e 4.4. Per ogni parametro vengono espressi sia i valori relativi alle singole determinazioni analitiche che i valori minimi, massimi e medi (media aritmetica) rilevati, nonché un confronto degli stessi con i limiti previsti dal D.Lgs. 152/2006 per suoli ad uso verde pubblico, privato e residenziale, dalla bozza di direttiva "biowaste" e dalla deliberazione 27 luglio 1984. Va a tal proposito evidenziato che allo stato attuale non esistono ancora, per quanto attiene le bonifiche dei suoli contaminati, valori limite di legge specifici per i suoli ad uso agricolo.

I risultati analitici evidenziano un contenuto di metalli pesanti generalmente entro i limiti previsti dal D.Lgs 152/2006 ad eccezione di antimonio, mercurio, piombo, rame totale, stagno e zinco (Tabella 4.4). Per tali metalli, infatti, i contenuti medi si attestano al di sopra dei valori limite per suoli ad uso verde pubblico, privato e residenziale, pur risultando comunque inferiori rispetto a quelli individuati dalla deliberazione 27 luglio 1984 (normativa peraltro abbastanza datata), con la sola eccezione del piombo (valore medio 603 ppm a fronte di un limite di 500 ppm) e dello stagno e dell'antimonio (per i quali la deliberazione non prevede valori limite).

Per quei metalli il cui contenuto medio si attesta al di sopra dei limiti previsti dal D.Lgs 152/2006, il superamento appare peraltro, abbastanza, generalizzato. Tutti i campioni si collocano, infatti, oltre i valori limite per quanto attiene il contenuto di piombo e zinco, sebbene sei non superino il limite previsto dalla deliberazione del 27 luglio 1984, con riferimento al primo, e nove relativamente al secondo, e stagno.

Solo un campione si colloca, invece, al di sotto del valore limite previsto dal D.Lgs 152/2006 per quanto attiene il mercurio anche se con riferimento alla deliberazione 27 luglio 1984 non si riscontra alcun superamento. Il limite per l'Hg previsto da quest'ultima è, peraltro, analogo a quello individuato dal decreto legislativo 99/92 in materia di utilizzo dei fanghi in agricoltura.

Per il rame il superamento dei limiti del D.Lgs 152/2006 si registra in otto casi, ma nessun campione si attesta al di sopra dei valori previsti dalla deliberazione 27 luglio 1984; questi ultimi, al pari di quelli relativi ad altri metalli (ad esempio, mercurio e nichel), appaiono, peraltro, estremamente elevati (2.500 ppm). Per quanto concerne, infine, l'antimonio il superamento del valore limite per suoli ad uso verde pubblico privato e residenziale risulta meno generalizzato; i campioni relativi a quattro impianti si attestano, infatti, al di sotto dei 10 ppm previsti dalla normativa.

Confrontando, invece, i valori riscontrati con i limiti individuati dalla bozza di direttiva "biowaste" per il rifiuto biostabilizzato (la bozza prevede limiti per Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn) si rileva, in media, il non superamento per tutti i parametri con la sola eccezione del piombo. Con riferimento ai singoli valori si registra un superamento anche per quanto attiene lo zinco.

Va, infine, rilevato che in taluni casi si sono riscontrati valori di concentrazione, per i diversi metalli pesanti, abbastanza diversi tra un impianto e l'altro, con variazioni comprese in intervalli piuttosto ampi. Nel caso, ad esempio, dell'alluminio si passa da un valore minimo di 7.175 ppm ad un valore massimo di 11.740 ppm mentre per il piombo il valore minimo registrato risulta pari a 218 ppm ed il valore massimo a 1.353 ppm. Per quanto concerne lo zinco si passa da un minimo di 175 ppm ad un massimo di 1.594 ppm; se si esclude quest'ultimo valore, tuttavia, la differenza tra i dati rilevati appare decisamente più contenuta (il successivo valore massimo si attesta, infatti, a 356 ppm). L'elemento per il quale si rileva, comunque, la maggior variabilità è il ferro il cui valore minimo registrato risulta pari a 4.372 ppm ed il valore massimo a 15.575 ppm.

In generale appare verosimile che le differenze di concentrazione rilevate siano dovute alla estrema eterogeneità della matrice analizzata che si registra non solo tra i differenti contesti territoriali ma anche in seno alla medesima zona di provenienza. Al fine di individuare le possibili fonti di contaminazione la caratterizzazione analitica dovrebbe, pertanto, essere estesa anche alle singole componenti in ingresso.

Le concentrazioni mediamente riscontrate nei campioni di biostabilizzato, seppur estremamente variabili, non mostrano nella maggior parte dei casi valori eccessivamente elevati, sebbene il contenuto di alcune tipologie di metalli pesanti sia tale da non rendere sempre fattibile un utilizzo della frazione organica in attività paesaggistiche e di ripristino ambientale. Va, peraltro, evidenziato che la maggior parte degli impianti non è stata concepita o non opera con lo scopo di produrre un materiale da destinare a tale utilizzo, ma effettua esclusivamente un trattamento preliminare allo smaltimento in discarica.

D'altro canto, una riduzione significativa della concentrazione dei metalli pesanti nel rifiuto indifferenziato (in particolare di quelli difficilmente separabili anche mediante l'adozione di opportune tecnologie di pre-trattamento) e, di conseguenza, nel biostabilizzato, può essere attuata solo mediante l'attivazione di efficaci sistemi di raccolta differenziata in grado di intercettare alla fonte le componenti più pericolose.

4.2.2 Determinazione sull'eluato

Al fine ottenere un'informazione il più completa possibile relativamente ai possibili impatti ambientali legati alla presenza di contaminanti nel biostabilizzato i metalli pesanti sono stati ricercati anche nell'eluato, mediante l'effettuazione di opportuni test di cessione. Tali test sono stati condotti secondo le metodiche previste dal decreto ministeriale 3 agosto 2005, relativo ai criteri di ammissibilità dei rifiuti in discarica, e rappresentano un criterio di verifica essenziale al fine di accertare la conformità allo smaltimento del rifiuto.

I limiti di concentrazione nell'eluato previsti per l'accettazione in discarica per rifiuti non pericolosi, o per rifiuti inerti, o limiti ancor più restrittivi, devono essere rispettati, a maggior ragione, nel caso in cui il biostabilizzato sia avviato ad utilizzi di altro genere, come, ad esempio, i ripristini ambientali o le attività paesaggistiche, per le quali non è, peraltro, previsto l'utilizzo dei sistemi di protezione adottati ai fini dello smaltimento in discarica.

A tal riguardo va rilevato che la normativa di riferimento, per quanto concerne l'utilizzazione dei rifiuti in attività di recupero ambientale, è attualmente rappresentata dal decreto ministeriale 5 febbraio 1998 e successive modificazioni. Tale decreto, relativo all'individuazione dei rifiuti non pericolosi sottoposti alle procedure semplificate di recupero, prevede infatti, tra le altre cose, la possibilità di avviare ad attività di recupero ambientale diverse tipologie rifiuti non pericolosi. Questi ultimi devono, però, essere sottoposti a specifici test di cessione ed il relativo eluato deve rispettare i valori limite riportati nell'allegato 3 al DM 5 febbraio 1998. Tra i rifiuti che possono essere avviati ad attività di recupero ambientale non compare il biostabilizzato ma i valori limite previsti dal decreto possono essere, comunque, presi come punto di riferimento al fine di valutarne l'idoneità all'utilizzo.

I risultati analitici delle prove effettuate sull'eluato dei 10 campioni prelevati in uscita dagli impianti sono riportati in tabella 4.3, mentre i valori minimi, massimi e medi riscontrati ed il confronto con i limiti individuati dal DM 3/8/2005, per le discariche per inerti e per rifiuti non pericolosi, e dal DM 5 febbraio 1998 sono riportati in tabella 4.5.

Da tale confronto risulta che la concentrazione media dei metalli pesanti nell'eluato si colloca sempre al di sotto dei limiti previsti per lo smaltimento in discariche per rifiuti non pericolosi, mentre in diversi casi (Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb e Zn) si rileva il superamento dei limiti per lo smaltimento in discariche per rifiuti inerti.

Anche prendendo in considerazione i valori di concentrazione rilevati nei singoli impianti si registra, in generale, il rispetto dei valori limite previsti per l'ammissibilità in discariche per rifiuti non pericolosi per tutti i metalli con la sola eccezione del piombo, che in due casi supera il valore massimo fissato per legge, e l'antimonio per il quale si rileva il superamento per tre campioni.

Per quanto attiene, invece, l'accettabilità in discariche per rifiuti inerti si rileva che la concentrazione di quattro metalli (Cr, Cu, Ni e Pb) risulta sempre al di sopra dei limiti, mentre la concentrazione dell'antimonio si colloca, nel migliore dei casi, proprio a cavallo del valore limite ($0,006 \pm 0,003$ mg/l). Per quanto attiene il mercurio e lo zinco solo un campione si attesta al di sotto dei limiti previsti dal DM 3 agosto 2005 per l'ammissibilità del rifiuto in discariche per inerti, mentre per il molibdeno il limite è rispettato da 4 campioni.

Il confronto dei risultati analitici con le concentrazioni riportate nella tabella dell'allegato 3 al DM 5 febbraio 1998, così come modificata dal DM 186/2005, può essere effettuato per 10 metalli su un totale di 12 analizzati in quanto il decreto ministeriale non prevede valori limite per il molibdeno e l'antimonio (Tabella 4.5).

Da tale confronto si osserva che la metà degli elementi (As, Ba, Cd, Se e Zn) rispetta, in media, il valore limite; per gli altri metalli, invece, il superamento appare, in diversi casi, abbastanza rilevante. Per il Pb, ad esempio, si osserva un valore medio pari a 0,645 mg/l a fronte di una concentrazione limite di 0,05 mg/l, mentre per il Cu ed il Cr, per i quali è previsto lo stesso limite del piombo, si riscontrano concentrazioni medie pari, rispettivamente, a 0,564 mg/l e a 0,228 mg/l. Per quanto concerne, infine, il nichel ed il mercurio, si registrano valori medi di 0,179 mg/l e di 0,0026 mg/l contro concentrazioni massime ammesse di 0,01 mg/l e 0,001 mg/l.

Analogamente a quanto già visto per quanto attiene il confronto con i limiti di accettabilità in discariche per rifiuti inerti, anche ai fini di un utilizzo in attività di ripristino ambientale, ai sensi del DM 5 febbraio 1998, si rileva che le concentrazioni di Cr, Cu, Ni e Pb si collocano sempre al di sopra dei limiti individuati dalla normativa mentre per il mercurio il superamento si rileva in 9 casi su 10. Infine, nel caso del cadmio e dello zinco per i quali i valori medi si attestano al di sotto delle concentrazioni limite previste del decreto, si registra il superamento per due campioni (rispettivamente 2RBS-54M e 6RBS-225M).

Tabella 4.2 – Concentrazione dei metalli nei campioni analizzati

1.7 Parametro	1.8 Unità di misura	Impianto 1	Impianto 2	Impianto 3	Impianto 4	Impianto 5	Impianto 6	Impianto 7	Impianto 8	Impianto 9	Impianto 10
		1RBS-44M	2RBS-54M	3RBS-54M	4RBS-35M	5RBS-45M	6RBS-225M	7RBS-225M	8RBS-235M	9RBS-136	10RBS-315
Umidità a 105 °C	%	23,0 ± 1,1	19,9 ± 1,0	26,6 ± 1,3	32,8 ± 1,5	22,1 ± 1,1	29,7 ± 1,4	5,3 ± 0,3	23,2 ± 1,1	28,8 ± 1,4	31,9 ± 1,5
Alluminio (Al)	mg/kg s.s.	7.175 ± 591	8.045 ± 652	8.225 ± 664	7.835 ± 637	9.695 ± 764	9.615 ± 758	10.270 ± 802	8.160 ± 660	11.740 ± 898	9.618 ± 758
Antimonio (Sb)	mg/kg s.s.	4,32 ± 1,09	51,6 ± 8,9	30,5 ± 5,7	17,2 ± 3,5	31,3 ± 5,8	20,8 ± 4,1	8,39 ± 1,91	12,9 ± 2,8	5,38 ± 1,31	8,74 ± 1,98
Arsenico (As)	mg/kg s.s.	1,77 ± 0,51	2,41 ± 0,66	3,66 ± 0,94	3,40 ± 0,89	6,17 ± 1,47	2,11 ± 0,59	2,27 ± 0,63	2,46 ± 0,67	3,80 ± 0,97	2,02 ± 0,57
Berillio (Be)	mg/kg s.s.	< 0,1	2,22 ± 0,62	2,23 ± 0,62	1,76 ± 0,51	1,84 ± 0,53	1,34 ± 0,40	1,97 ± 0,56	1,24 ± 0,38	1,12 ± 0,35	2,24 ± 0,62
Cadmio (Cd)	mg/kg s.s.	1,22 ± 0,37	6,90 ± 1,62	1,49 ± 0,44	0,91 ± 0,29	< 0,1	1,85 ± 0,53	1,03 ± 0,32	1,63 ± 0,47	1,03 ± 0,32	1,63 ± 0,48
Cobalto (Co)	mg/kg s.s.	3,66 ± 0,94	11,6 ± 2,5	4,23 ± 1,07	3,05 ± 0,81	7,42 ± 1,72	3,52 ± 0,91	5,91 ± 1,42	3,07 ± 0,81	8,17 ± 1,87	4,36 ± 1,10
Cromo totale (Cr)	mg/kg s.s.	56,6 ± 9,7	198 ± 28	154 ± 23	52,1 ± 9,0	113 ± 17	79,9 ± 13,0	169 ± 24	79,0 ± 12,8	95,7 ± 15,1	56,1 ± 9,6
Cromo VI (Cr)	mg/kg s.s.	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Ferro (Fe)	mg/kg s.s.	4.472 ± 396	4.372 ± 388	8.910 ± 711	4.211 ± 376	15.575 ± 1142	4.102 ± 368	7.925 ± 643	9.595 ± 757	8.456 ± 680	4423 ± 392
Manganese (Mn)	mg/kg s.s.	307 ± 41	256 ± 35	306 ± 41	165 ± 24	295 ± 39	174 ± 25	323 ± 42	213 ± 30	418 ± 53	326 ± 43
Mercurio (Hg)	mg/kg s.s.	3,12 ± 0,82	1,60 ± 0,47	2,15 ± 0,42	2,55 ± 0,69	1,00 ± 0,31	1,50 ± 0,44	1,80 ± 0,52	4,00 ± 1,02	1,60 ± 0,47	2,25 ± 0,62
Nichel (Ni)	mg/kg s.s.	29,6 ± 5,6	54,0 ± 9,3	66,1 ± 11,0	28,7 ± 5,4	63,2 ± 10,6	68,9 ± 11,4	80,6 ± 13,1	63,7 ± 10,7	56,8 ± 9,7	49,9 ± 8,7
Piombo (Pb)	mg/kg s.s.	218 ± 30	444 ± 56	1.141 ± 124	1.353 ± 143	411 ± 52	375 ± 48	745 ± 86	457 ± 57	502 ± 62	384 ± 49
Rame totale (Cu)	mg/kg s.s.	109 ± 17	215 ± 30	558 ± 68	227 ± 31	59,6 ± 10,1	345 ± 45	158 ± 23	264 ± 36	198 ± 28	253 ± 34
Selenio (Se)	mg/kg s.s.	0,61 ± 0,21	0,76 ± 0,25	0,69 ± 0,23	0,62 ± 0,21	1,82 ± 0,52	0,61 ± 0,21	2,00 ± 0,57	0,70 ± 0,23	1,01 ± 0,32	0,85 ± 0,27
Stagno (Sn)	mg/kg s.s.	21,5 ± 4,2	21,5 ± 4,2	24,6 ± 4,8	20,8 ± 4,1	9,62 ± 2,15	24,4 ± 4,7	16,9 ± 3,5	139 ± 21	20,5 ± 4,1	21,7 ± 4,3
Tallio (Tl)	mg/kg s.s.	0,11 ± 0,05	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,10 ± 0,04	0,11 ± 0,05
Vanadio (V)	mg/kg s.s.	9,46 ± 2,12	3,21 ± 0,84	4,27 ± 1,08	21,4 ± 4,2	12,1 ± 2,6	7,23 ± 1,68	10,4 ± 2,3	4,74 ± 1,18	22,4 ± 4,4	10,6 ± 2,3
Zinco (Zn)	mg/kg s.s.	241 ± 33	241 ± 33	356 ± 46	215 ± 30	175 ± 25	1.594 ± 165	317 ± 42	245 ± 34	256 ± 35	330 ± 43

Tabella 4.3 – Concentrazione dei metalli nell’eluato (mg/l)

Parametro	Impianto 1	Impianto 2	1.8.1 Impianto 3	Impianto 4	Impianto 5	Impianto 6	Impianto 7	Impianto 8	Impianto 9	Impianto 10
	1RBS-44M	2RBS-54M	3RBS-54M	4RBS-35M	5RBS-45M	6RBS-225M	7RBS-225M	8RBS-235M	9RBS-136	10RBS-315
Arsenico (As)	0,006 ± 0,003	0,006 ± 0,003	0,007 ± 0,003	0,002 ± 0,001	0,019 ± 0,009	0,002 ± 0,001	0,015 ± 0,007	0,004 ± 0,002	0,016 ± 0,008	0,001 ± 0,0005
Bario (Ba)	0,352 ± 0,129	0,335 ± 0,124	0,154 ± 0,064	0,369 ± 0,134	0,059 ± 0,028	0,168 ± 0,069	0,104 ± 0,046	0,250 ± 0,097	0,112 ± 0,049	0,109 ± 0,048
Cadmio (Cd)	0,002 ± 0,001	0,009 ± 0,004	0,004 ± 0,002	< 0,001	< 0,001	0,004 ± 0,002	0,003 ± 0,001	0,002 ± 0,001	0,002 ± 0,001	0,003 ± 0,001
Cromo (Cr)	0,109 ± 0,048	0,608 ± 0,206	0,221 ± 0,087	0,237 ± 0,092	0,100 ± 0,044	0,205 ± 0,082	0,257 ± 0,099	0,262 ± 0,100	0,074 ± 0,034	0,211 ± 0,084
Rame (Cu)	0,246 ± 0,095	0,850 ± 0,273	0,748 ± 0,245	0,651 ± 0,218	0,220 ± 0,087	0,592 ± 0,201	0,706 ± 0,233	0,635 ± 0,213	0,306 ± 0,115	0,685 ± 0,227
Mercurio (Hg)	0,0042 ± 0,0020	0,0021 ± 0,0010	0,0016 ± 0,0008	0,0034 ± 0,0016	0,0008 ± 0,0004	0,0018 ± 0,0008	0,0019 ± 0,0009	0,0049 ± 0,0023	0,0024 ± 0,0011	0,0025 ± 0,0012
Molibdeno (Mo)	0,078 ± 0,037	0,020 ± 0,009	0,027 ± 0,013	0,079 ± 0,036	0,014 ± 0,007	0,160 ± 0,066	0,035 ± 0,017	0,084 ± 0,038	0,075 ± 0,035	0,055 ± 0,026
Nichel (Ni)	0,107 ± 0,047	0,186 ± 0,075	0,156 ± 0,065	0,116 ± 0,050	0,235 ± 0,092	0,171 ± 0,070	0,315 ± 0,118	0,247 ± 0,096	0,046 ± 0,022	0,208 ± 0,083
Piombo (Pb)	0,413 ± 0,148	0,668 ± 0,223	1,16 ± 0,36	1,78 ± 0,51	0,300 ± 0,113	0,273 ± 0,104	0,354 ± 0,130	0,590 ± 0,200	0,588 ± 0,200	0,303 ± 0,114
Antimonio (Sb)	0,006 ± 0,003	0,149 ± 0,062	0,098 ± 0,044	0,082 ± 0,038	0,034 ± 0,016	0,041 ± 0,019	0,041 ± 0,019	0,049 ± 0,023	0,027 ± 0,013	0,036 ± 0,017
Selenio (Se)	< 0,001	0,002 ± 0,001	< 0,001	0,002 ± 0,001	0,007 ± 0,003	< 0,001	0,005 ± 0,002	0,003 ± 0,001	0,005 ± 0,002	0,002 ± 0,001
Zinco (Zn)	0,463 ± 0,163	0,872 ± 0,279	1,55 ± 0,46	0,635 ± 0,213	1,07 ± 0,33	4,03 ± 1,02	1,28 ± 0,39	0,755 ± 0,247	0,309 ± 0,116	1,27 ± 0,38

Tabella 4.4 – Concentrazione di metalli minima, massima e media nei campioni analizzati e confronto con i valori limite fissati da alcune normative

Parametro	Unità di misura	Valore minimo	Valore massimo	Valore medio	Direttiva "biowaste" 2° Draft	D.Lgs. 152/06*	Del. 27 luglio 1984
Alluminio (Al)	mg/kg s.s.	7.175 ± 591	11.740 ± 898	9.038			
Antimonio (Sb)	mg/kg s.s.	4,32 ± 1,09	51,6 ± 8,9	19,11		10	
Arsenico (As)	mg/kg s.s.	1,77 ± 0,51	6,17 ± 1,47	3,01		20	10
Berillio (Be)	mg/kg s.s.	< 0,1	2,24 ± 0,62	1,61		2	
Cadmio (Cd)	mg/kg s.s.	< 0,1	6,90 ± 1,62	1,78	5	2	10
Cobalto (Co)	mg/kg s.s.	3,05 ± 0,81	8,17 ± 1,87	5,50		20	
Cromo totale (Cr)	mg/kg s.s.	56,6 ± 9,7	198 ± 28	105,34	600	150	
Cromo VI (Cr)	mg/kg s.s.	< 0,5	< 0,5	< 0,5		2	
Ferro (Fe)	mg/kg s.s.	4.102 ± 368	15.575 ± 1142	7.204			
Manganese (Mn)	mg/kg s.s.	165 ± 24	418 ± 53	278			
Mercurio (Hg)	mg/kg s.s.	1,00 ± 0,31	4,00 ± 1,02	2,16	5	1	10
Nichel (Ni)	mg/kg s.s.	28,7 ± 5,4	80,6 ± 13,1	56,15	150	120	200
Piombo (Pb)	mg/kg s.s.	218 ± 30	1.353 ± 143	603	500	100	500
Rame totale (Cu)	mg/kg s.s.	59,6 ± 10,1	558 ± 68	239	600	120	2.500
Selenio (Se)	mg/kg s.s.	0,61 ± 0,21	1,82 ± 0,52	0,97		3	
Stagno (Sn)	mg/kg s.s.	16,9 ± 3,5	139 ± 21	32		1	
Tallio (Tl)	mg/kg s.s.	< 0,1	0,11 ± 0,05	< 0,1		1	
Vanadio (V)	mg/kg s.s.	3,21 ± 0,84	22,4 ± 4,4	10,6		90	
Zinco (Zn)	mg/kg s.s.	175 ± 25	1.594 ± 165	397	1.500	150	600

*valori limite per suoli ad uso verde pubblico, privato e residenziale

Tabella 4.5 – Concentrazione dei metalli pesanti minima, massima e media nell'eluato e confronto con i valori limite fissati da alcune normative

Parametro	Unità di misura	Valore minimo	Valore massimo	Valore medio	DM 03/08/2005		DM 05/02/1998
					discariche per rifiuti inerti	discariche per rifiuti non pericolosi	
Arsenico (As)	mg/l	0,001 ± 0,0005	0,019 ± 0,009	0,008	0,05	0,2	0,05
Bario (Ba)	mg/l	0,059 ± 0,028	0,352 ± 0,129	0,201	2	10	1
Cadmio (Cd)	mg/l	< 0,001	0,009 ± 0,004	0,003	0,04	0,02	0,005
Cromo (Cr)	mg/l	0,074 ± 0,034	0,608 ± 0,206	0,228	0,05	1	0,05
Rame (Cu)	mg/l	0,220 ± 0,087	0,850 ± 0,273	0,564	0,2	5	0,05
Mercurio (Hg)	mg/l	0,0008 ± 0,0004	0,0049 ± 0,0023	0,0026	0,001	0,005	0,001
Molibdeno (Mo)	mg/l	0,014 ± 0,007	0,160 ± 0,066	0,063	0,05	1	
Nichel (Ni)	mg/l	0,046 ± 0,022	0,247 ± 0,096	0,179	0,04	1	0,01
Piombo (Pb)	mg/l	0,273 ± 0,104	1,78 ± 0,51	0,645	0,05	1	0,05
Antimonio (Sb)	mg/l	0,006 ± 0,003	0,149 ± 0,062	0,056	0,006	0,07	
Selenio (Se)	mg/l	< 0,001	0,007 ± 0,003	0,003	0,01	0,05	0,01
Zinco (Zn)	mg/l	0,309 ± 0,116	4,03 ± 1,02	1,213	0,4	5	3

4.3 Determinazione del Carbonio Organico Totale (TOC), del carbonio organico disciolto (DOC), del pH e della sostanza secca

L'analisi del TOC e del DOC (quest'ultima condotta sull'eluato derivante dalle prove di lisciviazione), nonché di altri parametri chimico-fisici quali il contenuto di sostanza secca ed il pH, è stata condotta sui campioni in uscita dal trattamento meccanico biologico mediante l'utilizzo delle metodiche descritte nel precedente capitolo 3. I risultati delle prove sperimentali relative ai singoli campioni ed i valori minimi, massimi e medi riscontrati sono riportati in tabella 4.6.

Tabella 4.6 – Valori di pH, TOC, DOC e s.s. riscontrati nei campioni di biostabilizzato e confronto con i valori limite del DM 03/08/05.

Impianto		Parametro			
		pH	s.s. (%)	TOC (%)	DOC (mg/L)
Impianto 1	1RBS-44M	7,60 ± 0,10	67,0 ± 2,8	15,0 ± 0,8	2720 ± 259
Impianto 2	2RBS-54M	7,40 ± 0,10	80,1 ± 3,2	12,0 ± 0,6	1506 ± 157
Impianto 3	3RBS-54M	7,54 ± 0,10	73,4 ± 3,0	11,7 ± 0,6	1520 ± 158
Impianto 4	4RBS-35M	7,52 ± 0,10	67,2 ± 2,8	9,0 ± 0,5	1584 ± 164
Impianto 5	5RBS-45M	7,48 ± 0,10	77,9 ± 3,2	18,4 ± 0,9	2250 ± 221
Impianto 6	6RBS-225M	7,60 ± 0,10	70,3 ± 2,9	9,8 ± 0,5	1631 ± 168
Impianto 7	7RBS-225M	7,60 ± 0,10	94,7 ± 3,7	24,5 ± 1,2	2363 ± 230
Impianto 8	8RBS-235M	7,46 ± 0,10	76,8 ± 3,1	10,4 ± 0,6	1750 ± 178
Impianto 9	9RBS-136	7,65 ± 0,10	71,2 ± 2,9	9,6 ± 0,5	1485 ± 155
Impianto 10	10RBS-315	7,25 ± 0,10	68,1 ± 2,8	13,0 ± 0,7	1875 ± 189
valore minimo		7,25 ± 0,10	67,0 ± 2,8	9,0 ± 0,5	1485 ± 155
valore massimo		7,65 ± 0,10	94,7 ± 3,7	24,5 ± 1,2	2720 ± 259
valore medio		7,51	74,7	13,3	1.868
limiti DM 03/08/05		≥ 6	≥ 25 %	≤ 5 %*	80*

*valori derogabili

Il pH rilevato nei diversi campioni si colloca a valori debolmente basici, compresi tra 7,25 e 7,65, mentre il contenuto di sostanza secca risulta, per tutti gli impianti, superiore al 67%, con una punta del 94,7% ed un valore medio del 74,7%. In generale, comunque, se si esclude il campione il cui dato risulta sensibilmente più elevato rispetto a tutti gli altri, l'intervallo di oscillazione dei valori relativi alla sostanza secca appare decisamente più contenuto. In ogni caso il valore di questo parametro rispetta ampiamente i limiti minimi previsti dalla DM 3 agosto 2005 per le discariche per rifiuti non pericolosi e, pertanto, il biostabilizzato risulta idoneo, in termini di contenuto di sostanza secca, ai fini dello smaltimento in tali tipologie di discariche.

Il contenuto di carbonio organico, per la natura intrinseca del biostabilizzato, risulta ovviamente elevato (il TOC è pari, in media, al 13% ed il DOC a oltre 1.800 mg/L) evidenziando l'importante ruolo che tale materiale può avere quale fonte di sostanza organica. Nel contempo, le alte concentrazioni di TOC e DOC richiedono particolari accorgimenti in caso di smaltimento del biostabilizzato in discarica (soprattutto qualora lo stesso risulti poco stabile biologicamente) al fine di limitare il più possibile l'instaurarsi di processi di fermentazione anaerobica e la conseguente produzione di metano ed anidride carbonica.

Si deve, comunque, tener presente che i limiti previsti per il carbonio organico totale e solubile, ai sensi dell'articolo 7 del decreto ministeriale 3 agosto 2005, possono essere derogati nel caso di smaltimento di rifiuti biodegradabili in discariche appositamente

realizzate o in specifici settori predisposti all'interno delle discariche per rifiuti non pericolosi. Infatti, in base a quanto previsto dal comma 1 del sopra citato articolo 7, le autorità territorialmente competenti possono, nel rispetto dei principi stabiliti dal decreto legislativo 13 gennaio 2003, n. 36, autorizzare, anche per settori confinati, le seguenti sottocategorie di discariche per rifiuti non pericolosi:

- a) discariche per rifiuti inorganici a basso contenuto organico o biodegradabile;
- b) discariche per rifiuti in gran parte organici da suddividersi in discariche considerate bioreattori con recupero di biogas e discariche per rifiuti organici pretrattati;
- c) discariche per rifiuti misti non pericolosi con elevato contenuto sia di rifiuti organici o biodegradabili che di rifiuti inorganici, con recupero di biogas.

Per le sottocategorie di discariche sopra elencate le autorità territorialmente competenti individuano i criteri di ammissibilità in sede di rilascio dell'autorizzazione. Tali criteri sono stabiliti, caso per caso, tenendo conto delle caratteristiche dei rifiuti, della valutazione di rischio con riguardo alle emissioni della discarica e dell'idoneità del sito e prevedendo deroghe per specifici parametri. Tra i parametri per cui possono essere previste delle deroghe il decreto cita, al comma 3 dell'articolo 7, proprio il DOC ed il TOC.

Resta, comunque, ferma, anche nel caso di smaltimento in discarica del biostabilizzato, la necessità di garantire un elevato livello di stabilità biologica dello stesso, al fine di conseguire gli obiettivi di riduzione dello smaltimento della frazione biodegradabile previsti dal D.Lgs 36/2003.

4.4 Determinazione dei microinquinanti organici (IPA, PCB, PCDD, PCDF)

Come precedentemente evidenziato, non esistono allo stato attuale informazioni sufficientemente complete relativamente al contenuto di microinquinanti organici, quali idrocarburi policiclici aromatici (IPA), policlorobifenili (PCB), policlorodibenzodiossine (PCDD) e policlorodibenzofurani (PCDF) nel biostabilizzato proveniente dal trattamento meccanico biologico dei rifiuti urbani indifferenziati.

Va, d'altro canto, rilevato che gli IPA e i PCB sono espressamente individuati, dalla bozza di direttiva "biowaste", tra i parametri da ricercare nel biostabilizzato e per essi saranno, pertanto, previsti specifici valori limite una volta emanata la direttiva. Non è, inoltre, da escludersi che tra i contaminanti da ricercare verranno anche inclusi, in sede di revisione della bozza di direttiva, le diossine ed i furani. Al fine di acquisire informazioni più dettagliate si è, quindi, ritenuto opportuno estendere l'indagine anche a tali parametri.

4.4.1 Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)

La normativa in materia di bonifiche dei siti contaminati (Parte IV, Titolo V del D.Lgs 152/2006) e quella relativa ai criteri di ammissibilità dei rifiuti in discarica (DM 3 agosto 2005) individuano limiti specifici per 13 idrocarburi policiclici aromatici, prevedendo, per 10 di questi, limiti anche in termini di sommatoria.

Il DM 3 agosto 2005, in particolare, prevede, il divieto di conferimento in discariche per inerti dei rifiuti che contengono le sostanze previste dalla tabella 1, Allegato 5 al Titolo V Parte IV, del D.Lgs 152/2006, in concentrazioni superiori a quelle limite previste per i siti ad uso commerciale ed industriale. Tra tali sostanze rientrano gli IPA sopra citati.

Ai fini dello smaltimento in discariche per rifiuti non pericolosi il rifiuto non deve, invece, contenere le sostanze della medesima tabella 1, in concentrazioni superiori a 1/10 delle

rispettive concentrazioni limite riportate all'articolo 2 della decisione 2000/532/CE e successive modificazioni, con una sommatoria massima per tutti i composti pari allo 0,1%.

I valori minimi, massimi e medi riscontrati per ogni singolo idrocarburo policiclico aromatico ed il confronto con i limiti individuati dalla normativa in materia di discariche e di bonifiche (con riferimento a quest'ultima va rilevato che attualmente non sono ancora previsti limiti per suoli ad uso agricolo) sono riportati in tabella 4.7. Si segnala che, ai fini del calcolo della media ai parametri la cui concentrazione è risultata inferiore al quantitativo minimo rilevabile è stato attribuito un valore di concentrazione pari alla metà del limite di rilevabilità stesso.

Tabella 4.7 - Concentrazioni minime, massime e medie degli IPA e confronto con i valori limite fissati da alcune normative

N.	Parametro	valore minimo	valore massimo	valore medio	Discariche per rifiuti inerti e suoli ad uso commerciale ed industriale	Suoli ad uso verde pubblico privato e residenziale
		mg/kg				
1	Benzo(a)antracene	0,03	0,66	0,12	10	0,5
2	Chrysene	0,03	6,83	0,78	50	5
3	Benzo(b)fluoranthene	0,02	2,97	0,35	10	0,5
4	Benzo(k)fluoranthene	0,02	1,93	0,23	10	0,5
5	Benzo(a)pirene	0,02	2,27	0,26	10	0,1
6	Benzo(ghi)perilene	0,02	0,85	0,13	10	0,1
7	DiBenzo(a,l)pirene	<0,0006	0,52	0,05	10	0,1
8	DiBenzo(a,e)pirene	<0,0009	0,46	0,05	10	0,1
9	DiBenzo(a,i)pirene	<0,0006	<0,05	0,004	10	0,1
10	DiBenzo(a,h)pirene	<0,0006	<0,05	0,004	10	0,1
11	Pyrene	0,07	2,11	0,39	50	5
12	Indeno(1,2,3-cd)pirene	0,01	1,11	0,14	5	0,1
13	DiBenzo(a,h)Anthracene	0,01	0,25	0,03	10	0,1

*la normativa prevede limiti anche sul valore dato dalla somma dei parametri da 1 a 10

Confrontando le concentrazioni medie dei singoli idrocarburi policiclici aromatici con i valori limite individuati per lo smaltimento in discariche per rifiuti inerti e per i suoli ad uso commerciale ed industriale si rileva che tutti i parametri si collocano ben al di sotto delle concentrazioni massime previste dalla normativa. Anche facendo riferimento ai valori massimi riscontrati non si evidenzia alcun superamento. Diversa è, invece, la situazione raffrontando i dati con i limiti fissati per suoli ad uso pubblico, privato e residenziale (va, comunque, evidenziato che la normativa fa riferimento alla concentrazione massima ammissibile nel suolo e non a quella relativa al materiale ad esso apportato). In questo caso, infatti, il superamento si riscontra per tre valori medi (benzo(a)pirene, benzo(ghi)perilene e indeno(1,2,3-cd)pirene) e per ben 11 valori massimi (tutti gli IPA ad esclusione di dibenzo(a,i)pirene e dibenzo(a,h)pirene). Va, però, evidenziato che il superamento è dovuto ad un solo campione (7RBS-225M) che presenta, comunque, valori di concentrazione per tutti i parametri sensibilmente superiori rispetto alla media. Escludendo tale campione dal computo complessivo (tabella 4.8) non si rileva alcun superamento né per quanto attiene i valori medi né per quanto riguarda i valori massimi.

Tabella 4.8 – Concentrazioni minime, massime e medie degli IPA escludendo il campione 7RBS-225M

Parametro	valore minimo	valore massimo	valore medio
	mg/kg		
Benzo(a)antracene	0,03	0,11	0,202
Chrysene	0,03	0,18	0,060
Benzo(b)fluoranthene	0,02	0,09	0,113
Benzo(k)fluoranthene	0,02	0,09	0,057
Benzo(a)pyrene	0,02	0,07	0,037
Benzo(ghi)Perilene	0,02	0,08	0,039
DiBenzo(a,l)Pyrene	<0,0006	<0,005	0,030
DiBenzo(a,e)Pyrene	<0,0009	0,008	0,047
DiBenzo(a,i)Pyrene	<0,0006	<0,005	0,006
DiBenzo(a,h)Pyrene	<0,0006	<0,05	0,001
Pyrene	0,07	0,37	0,004
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	0,01	0,04	0,001
DiBenzo(a,h)Anthracene	0,01	0,01	0,001

La concentrazione totale per ogni singolo campione analizzato dei 10 idrocarburi policiclici aromatici, per i quali la normativa prevede valori limite anche in termini di sommatoria, è riportata in tabella 4.9 (Sommatoria 1). Anche in questo caso, si è assunto un valore di concentrazione pari alla metà del limite di rilevabilità per quegli IPA presenti in concentrazioni non determinabili.

Tabella 4.9 – Concentrazione totale degli IPA nei campioni analizzati

Campione	Sommatoria 1 ⁽¹⁾ (mg/kg)	Sommatoria 2 ⁽²⁾ (mg/kg)
1-RBS-44	0,66	0,97
2-RBS-54	0,65	0,78
3-RBS-54	0,49	0,94
4-RBS-35	0,29	0,50
5-RBS-45	0,68	0,78
6-RBS-225M	0,61	nd
7-RBS-225M	20,01	nd
8-RBS-225	0,59	0,77
9-RBS-136M	0,47	nd
10-RBS-315	0,94	2,94

⁽¹⁾ la concentrazione totale si riferisce alla somma degli IPA da 1 a 10 della tabella 4.7; la normativa prevede i seguenti valori limite: 100 mg/kg in discariche per rifiuti inerti e in suoli ad uso commerciale ed industriale; 10 mg/kg in suoli ad uso verde pubblico privato e residenziale

⁽²⁾ la concentrazione totale si riferisce alla somma dei seguenti IPA: acenaphthene, phenanthrene, fluorene, fluoranthene, pyrene, benzo(b+j+k)fluoranthene, benzo(a)pyrene, benzo(ghi)perylene, indeno(1, 2, 3-c,d)pyrene; la bozza di direttiva “biowaste” prevede un valore limite di 3 mg/kg

Ad eccezione del già citato campione 7-RBS-225 M, per il quale sono stati rilevati valori sempre sensibilmente superiori rispetto alla media, si osserva un contenuto totale di idrocarburi policiclici aromatici decisamente al di sotto dei limiti previsti dalla normativa per lo smaltimento in discariche per inerti e per le bonifiche di suoli contaminati destinati ad uso commerciale ed industriale e per quelli destinati ad uso verde pubblico, privato e residenziale.

Un limite di concentrazione specifico per il biostabilizzato, seppur solo cumulativo, è, invece, individuato dalla bozza di direttiva “biowaste”. Tale limite è fissato in 3 ppm e si riferisce alla somma delle concentrazioni dei seguenti idrocarburi: acenaphthene, phenanthrene, fluorene,

flouranthene, pyrene, benzo(b+j+k)fluoranthene, benzo(a)pyrene, benzo(ghi)perylene, indeno(1, 2, 3-c,d)pyrene (Tabella 4.9, Sommatoria 2).

Come si può notare metà degli IPA previsti dalla bozza di direttiva risultano diversi da quelli individuati dalla normativa in materia di discariche e di bonifiche dei siti contaminati e molti di essi non sono attualmente più considerati cancerogeni. Va a tal riguardo evidenziato che la bozza di direttiva risale oramai al febbraio del 2001 e rimanda, per l'elenco degli IPA, alla ancor più datata bozza di direttiva sui fanghi dell'aprile 2000. Essa necessiterà, pertanto, di una completa revisione ai fini di una sua eventuale emanazione.

Le concentrazioni di idrocarburi policiclici aromatici si attestano sempre molto al di sotto del limite previsto dalla bozza di direttiva fatta eccezione per il campione 10-RBS-315 per il quale si registra un valore prossimo (ma, comunque, inferiore) a tale limite.

4.4.2 Policlorobifenili (PCB)

Ai fini dello smaltimento in impianti per rifiuti inerti, la normativa in materia di discariche prevede una concentrazione limite per i PCB, di 1 mg/kg (articolo 5, comma 2 del DM 3 agosto 2005), mentre per l'accettazione in discariche per rifiuti non pericolosi il limite è elevato a 10 mg/kg (articolo 6, comma 5, lettera a).

Più rigorosi sono, ovviamente, i limiti fissati per i siti sottoposti a bonifica sebbene tali limiti, come più volte in precedenza rilevato, siano da riferirsi alla presenza di contaminanti nel suolo piuttosto che alla concentrazione degli stessi nei materiali avviati allo spandimento. Il D.Lgs 152/2006, in particolare, fissa la concentrazione massima in 60 g/kg (0,06 mg/kg) per suoli destinati a verde pubblico, privato e residenziale.

La bozza di direttiva "biowaste", dal canto suo, stabilisce un limite specifico di concentrazione di PCB nel biostabilizzato di 0,4 mg/kg.

Dalle analisi effettuate risulta che in 7 casi su 10 la concentrazione di policlorobifenili si colloca sensibilmente al di sopra dei limiti previsti dal D.Lgs. 152/2006, raggiungendo in un impianto il valore di 880,2 g/kg (Tabella 4.10).

Raffrontando i valori rilevati con il limite stabilito dalla bozza di direttiva "biowaste" si osserva, invece, il superamento, solo per due campioni (1-RBS-44 e 3-RBS-54).

Per quanto attiene, infine, l'eventuale smaltimento in discarica non si registra alcun superamento né ai fini del conferimento in impianti per rifiuti non pericolosi né per quanto riguarda l'accettabilità in discariche per rifiuti inerti.

La presenza di PCB nel biostabilizzato potrebbe anche essere dovuto ad una contaminazione del rifiuto precedente al conferimento dello stesso presso gli impianti di trattamento meccanico biologico. Al fine di individuare le possibili fonti di inquinamento le determinazioni analitiche dovrebbero, pertanto, essere estese anche alle diverse matrici che costituiscono il rifiuto indifferenziato avviato al trattamento.

Il dettaglio delle determinazioni relative ai singoli congeneri, per alcuni dei campioni sottoposti ad analisi, è riportato in tabella 4.11.

Tabella 4.10 – Concentrazione totale dei PCB nei campioni analizzati

Campione	Concentrazione PCB (mg/kg)
1-RBS-44	0,8802
2-RBS-54	0,0319
3-RBS-54	0,5462
4-RBS-35	0,0894
5-RBS-45	0,1220
6-RBS-225M	0,0048
7-RBS-225M	0,0036
8-RBS-225	0,3157
9-RBS-136M	0,1590
10-RBS-315	0,1533

Tabella 4.11 – Concentrazione dei singoli PCB in alcuni dei campioni analizzati

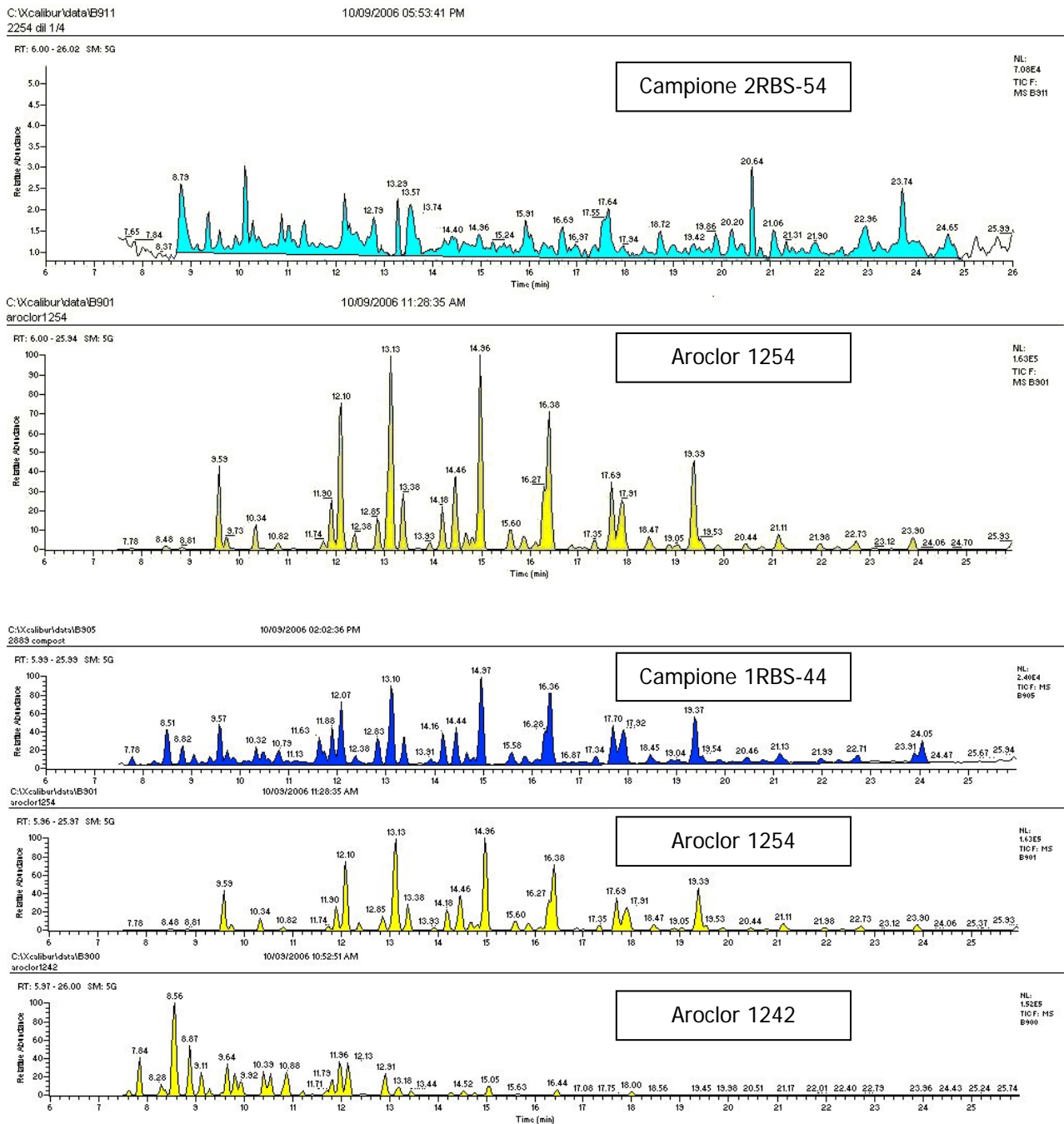
PCB		1-RBS-44	2-RBS-54	3-RBS-54	4-RBS-35	5-RBS-45	8-RBS-225	10-RBS-315
		ng/kg						
T ₃ CB-28	2,4,4' Triclorobifenile ¹² C ₁₂	23,15	10,28	12,58	1,72	1,82	8,77	<0,18
T ₄ CB-52	2,2',5,5' Tetraclorobifenile ¹² C ₁₂	25,03	<0,09	9,83	4,80	2,17	<0,09	<0,18
T ₄ CB-81	3,4,4',5 Tetraclorobifenile ¹² C ₁₂	1,56	<0,09	0,70	<0,49	<0,14	<0,09	<0,18
T ₄ CB-77	3,3',4,4' Tetraclorobifenile ¹² C ₁₂	1,84	<0,09	0,94	<0,49	1,17	3,95	1,66
P ₅ CB-95	2,2',3,5',6 Pentaclorobifenile ¹² C ₁₂	91,30	<0,22	66,08	6,54	<0,23	26,72	<0,17
P ₅ CB-101	2,2',4,5,5' Pentaclorobifenile ¹² C ₁₂	167,67	<0,22	107,77	9,25	7,10	54,72	<0,17
P ₅ CB-99	2,2',4,4',5 Pentaclorobifenile ¹² C ₁₂	66,02	<0,22	42,81	4,05	13,24	30,30	83,23
P ₅ CB-110	2,3,3',4',6 Pentaclorobifenile ¹² C ₁₂	190,45	<0,22	132,90	11,47	28,32	61,73	5,29
P ₅ CB-123	2',3,4,4',5 Pentaclorobifenile ¹² C ₁₂	<0,13	<0,22	<0,13	<0,16	<0,23	<0,08	<0,17
P ₅ CB-118	2,3',4,4',5 Pentaclorobifenile ¹² C ₁₂	109,85	4,15	69,81	6,22	20,52	39,00	8,04
P ₅ CB-114	2,3,4,4',5 Pentaclorobifenile ¹² C ₁₂	8,09	<0,18	4,37	<0,16	<0,20	<0,09	<0,14
P ₅ CB-105	2,3,3',4,4' Pentaclorobifenile ¹² C ₁₂	117,46	6,76	49,14	5,49	29,28	58,78	8,13
P ₅ CB-126	3,3',4,4',5 Pentaclorobifenile ¹² C ₁₂	<0,09	<0,14	<0,07	<0,09	<0,16	<0,07	<0,20
H ₆ CB-151	2,2',3,5,5',6 Esaclorobifenile ¹² C ₁₂	1,11	0,35	1,01	0,97	0,41	1,09	2,74
H ₆ CB-149	2,2',3,4',5',6 Esaclorobifenile ¹² C ₁₂	<0,04	<0,07	<0,04	4,57	<0,06	<0,04	<0,09
H ₆ CB-146	2,2',3,4',5,5' Esaclorobifenile ¹² C ₁₂	15,91	<0,07	<0,04	3,87	<0,06	<0,04	<0,09
H ₆ CB-153	2,2',4,4',5,5' Esaclorobifenile ¹² C ₁₂	29,64	0,75	11,30	8,47	2,36	4,79	10,39
H ₆ CB-138	2,2',3,4,4',5' Esaclorobifenile ¹² C ₁₂	0,13	1,42	17,38	11,66	2,15	5,60	12,45
H ₆ CB-167	2,3',4,4',5,5' Esaclorobifenile ¹² C ₁₂	8,62	<0,07	<0,04	0,49	<0,06	0,37	0,99
H ₆ CB-	2,3,3',4,4',5	<0,09	<0,09	0,25	1,14	<0,10	0,14	0,17

PCB		1-RBS-44	2-RBS-54	3-RBS-54	4-RBS-35	5-RBS-45	8-RBS-225	10-RBS-315
		ng/kg						
156	Esaclorobifenile ¹² C ₁₂							
H ₆ CB-157	2,3,3',4,4',5' Esaclorobifenile ¹² C ₁₂	<0,10	<0,08	<0,09	<0,23	<0,11	<0,06	<0,13
H ₆ CB-169	3,3',4,4',5,5' Esaclorobifenile ¹² C ₁₂	<0,04	<0,09	<0,05	<0,23	<0,05	<0,05	<0,10
H ₇ CB-187	2,2',3,4',5,5',6 Eptaclorobifenile ¹² C ₁₂	2,35	3,59	3,22	2,53	2,97	2,44	1,85
H ₇ CB-183	2,2',3,4,4',5',6 Eptaclorobifenile ¹² C ₁₂	2,14	1,54	1,85	1,01	1,80	1,14	1,36
H ₇ CB-177	2,2',3,3',4',5,6 Eptaclorobifenile ¹² C ₁₂	3,15	<0,06	2,72	0,74	<0,10	1,68	<0,42
H ₇ CB-180	2,2',3,4,4',5,5' Eptaclorobifenile ¹² C ₁₂	6,98	<0,18	6,63	2,23	6,19	8,91	4,09
H ₇ CB-170	2,2',3,3',4,4',5 Eptaclorobifenile ¹² C ₁₂	7,35	1,83	4,61	1,06	1,74	5,08	11,60
H ₇ CB-189	2,3,3',4,4',5,5' Eptaclorobifenile ¹² C ₁₂	<0,39	<0,06	<0,07	<0,40	<0,10	<0,41	<0,42
PCB Totali		880,23	31,90	546,15	89,43	122,04	315,74	153,31
Incertezza		142,92	6,06	91,83	11,06	21,46	51,46	38,15

In figura 4.2 si riporta, infine, il confronto tra i gascromatogrammi di due campioni e i gascromatogrammi relativi a miscele commerciali di tipo Aroclor² da cui si denota una certa sovrapposibilità degli stessi.

² I PCB vengono commercialmente individuati utilizzando specifiche denominazioni, che variano da Paese a Paese: Aroclor (USA), Fenclor (Italia), Clophen (Germania), Phenclor (Francia), ecc. L'utilizzo di opportune sigle numeriche, che fanno principalmente riferimento alla percentuale in cloro dei prodotti commerciali, consente, poi, di differenziare tra loro i vari prodotti di una stessa serie. Il numero 54 della sigla 1254, ad esempio, indica una percentuale di cloro del 54% mentre il 12 si riferisce al numero di atomi di carbonio della molecola del bifenile (l'Aroclor 1254 ha la seguente composizione tipica: 21% C₁₂H₆Cl₄, 48% C₁₂H₅Cl₅, 23% C₁₂H₄Cl₆, e 6% C₁₂H₃Cl₇).

Figura 4.2 – Confronti con miscela tipo Aroclor



4.4.3 Policlorodibenzodiossine (PCDD) e policlorodibenzofurani (PCDF)

Il DM 3 agosto 2005, relativo ai criteri di ammissibilità dei rifiuti in discarica, prevede, ai fini dell'accettabilità in impianti per rifiuti inerti, un contenuto massimo in diossine e furani pari a 0,1 µg/kg, calcolato utilizzando gli opportuni fattori di equivalenza, ed ai fini dell'ammissibilità in discariche per rifiuti non pericolosi una concentrazione non superiore a 2 µg/kg. Il limite per lo smaltimento in discariche per rifiuti inerti è il medesimo previsto dal D.Lgs 152/2006 per le bonifiche dei suoli destinati ad uso commerciale ed industriale, mentre, per i suoli ad uso verde pubblico, privato e residenziale la concentrazione limite è ridotta a 0,01 µg/kg.

Per esprimere la concentrazione totale in termini di tossicità equivalente (TEQ) le concentrazioni dei singoli congeneri (complessivamente 17) devono essere moltiplicate per i rispettivi coefficienti di tossicità equivalente (tabella 4.12). Il composto ritenuto maggiormente tossico e per il quale la tossicità equivalente viene fatta corrispondere alla concentrazione (fattore di equivalenza pari a 1) è, allo stato attuale, la 2,3,7,8 tetraclorodibenzodiossina (TCDD). Tutti gli altri composti sono, invece, considerati meno tossici e per esprimere il valore di concentrazione in termini di TEQ, la concentrazione effettiva deve essere, quindi, moltiplicata per un fattore di equivalenza minore di 1. Allo stato attuale dei 17 congeneri quelli ritenuti meno tossici sono l'octaclorodibenzodiossina e l'octaclorodibenzofurano, entrambi contraddistinti da un fattore di equivalenza pari a 0,001 (1.000 volte meno tossici della TCDD).

Tabella 4.12 – Fattori di equivalenza delle diossine e dei furani

Parametro	Fattore di equivalenza
2, 3, 7, 8 Tetraclorodibenzodiossina (TCDD)	1
1, 2, 3, 7, 8 Pentaclorodibenzodiossina (PeCDD)	0,5
1, 2, 3, 4, 7, 8 Esaclorodibenzodiossina (HxCDD)	0,1
1, 2, 3, 7, 8, 9 Esaclorodibenzodiossina (HxCDD)	0,1
1, 2, 3, 6, 7, 8 Esaclorodibenzodiossina (HxCDD)	0,1
1, 2, 3, 4, 6, 7, 8 Eptaclorodibenzodiossina (HpCDD)	0,01
Octaclorodibenzodiossina (OCDD)	0,001
2, 3, 7, 8 Tetraclorodibenzofurano (TCDF)	0,01
2, 3, 4, 7, 8 Pentaclorodibenzofurano (PeCDF)	0,5
1, 2, 3, 7, 8 Pentaclorodibenzofurano (PeCDF)	0,05
1, 2, 3, 4, 7, 8 Esaclorodibenzofurano (HxCDF)	0,1
1, 2, 3, 7, 8, 9 Esaclorodibenzofurano (HxCDF)	0,1
1, 2, 3, 6, 7, 8 Esaclorodibenzofurano (HxCDF)	0,1
2, 3, 4, 6, 7, 8 Esaclorodibenzofurano (HxCDF)	0,1
1, 2, 3, 4, 6, 7, 8 Eptaclorodibenzofurano (HpCDF)	0,01
1, 2, 3, 4, 7, 8, 9 Eptaclorodibenzofurano (HpCDF)	0,01
Octaclorodibenzofurano (OCDF)	0,001

Raffrontando i valori rilevati nei campioni di biostabilizzato con le concentrazioni limite previste dalla normativa si evidenzia, in tutti i casi, un contenuto di diossine e furani molto inferiore sia rispetto ai valori limite previsti dal DM 3 Agosto 2005, sia in confronto ai limiti individuati dal D.Lgs. 152/2006 (Tabella 4.13). Le concentrazioni rilevate, espresse in termini di tossicità equivalente, oscillano, infatti, da un minimo di $1,30 \times 10^{-3}$ μgTEQ ad un massimo di $4,59 \times 10^{-3}$ μgTEQ , ossia meno della metà del limite di concentrazione totale previsto dal D.Lgs 152/2006 per suoli ad uso verde pubblico, privato e residenziale.

Tabella 4.13 – Concentrazione di PCDD/DF nei campioni analizzati

Campione	$\mu\text{gTEQ/kg}$
1-RBS-44	$3,45 \times 10^{-3}$
2-RBS-54	$4,06 \times 10^{-3}$
3-RBS-54	$4,46 \times 10^{-3}$
4-RBS-35	$3,96 \times 10^{-3}$
5-RBS-45	$2,37 \times 10^{-3}$
6-RBS-225M	$1,30 \times 10^{-3}$
7-RBS-225M	$1,30 \times 10^{-3}$
8-RBS-225	$3,85 \times 10^{-3}$
9-RBS-136M	$1,30 \times 10^{-3}$
10-RBS-315	$4,59 \times 10^{-3}$

Il dettaglio delle determinazioni relative ai singoli composti, per alcuni dei campioni analizzati, è riportato in tabella 4.14. Si segnala che ai parametri caratterizzati da una concentrazione inferiore al quantitativo minimo rilevabile, è stato attribuito un valore di concentrazione pari alla metà del limite di rilevabilità stesso.

Tabella 4.14 - Concentrazione di PCDD/PCDF in alcuni dei campioni analizzati

Campione	1RBS-44		2RBS-54		3RBS-54		4RBS-35		5RBS-45		8RBS-225		10RBS-315	
	Conc.	ng TE/kg	Conc.	ng TE/kg	Conc.	ng TE/kg	Conc.	ng TE/kg	Conc.	ng TE/kg	Conc.	ng TE/kg	Conc.	ng TE/kg
	ng/kg	(L.d.R./2)	ng/kg	(L.d.R./2)	ng/kg	(L.d.R./2)	ng/kg	(L.d.R./2)	ng/kg	(L.d.R./2)	ng/kg	(L.d.R./2)	ng/kg	(L.d.R./2)
2,3,7,8-TCDD	<1,88	0,94	<1,70	0,85	<2,14	1,07	<1,52	0,76	<1,82	0,91	<1,55	0,78	<1,89	0,95
2,3,7,8-TCDF	<1,34	0,07	<1,97	0,10	<1,59	0,08	<3,10	0,16	<1,14	0,06	<2,25	0,11	<2,19	0,11
1,2,3,7,8-PeCDD	<1,53	0,38	<1,85	0,46	<1,94	0,49	<1,48	0,37	<0,93	0,23	<1,10	0,27	<1,34	0,33
1,2,3,7,8-PeCDF	<1,89	0,05	<2,03	0,05	<0,81	0,02	<2,58	0,06	<0,78	0,02	<0,89	0,02	<1,03	0,03
2,3,4,7,8-PeCDF	<1,89	0,47	<2,03	0,51	<0,81	0,20	<2,58	0,64	<0,78	0,19	<0,89	0,22	<1,03	0,26
1,2,3,4,7,8-HxCDD	<0,82	0,04	<1,80	0,09	<1,66	0,08	<2,30	0,11	<0,85	0,04	<1,53	0,08	<1,66	0,08
1,2,3,6,7,8-HxCDD	<0,82	0,04	<1,80	0,09	<1,66	0,08	<2,30	0,11	<0,85	0,04	<1,53	0,08	<1,66	0,08
1,2,3,7,8,9-HxCDD	<0,82	0,04	<1,80	0,09	<1,66	0,08	<2,30	0,11	<0,85	0,04	<1,53	0,08	<1,66	0,08
1,2,3,4,7,8-HxCDF	<1,76	0,09	<1,33	0,07	<0,99	0,05	<1,44	0,07	<0,82	0,04	<1,75	0,09	<1,68	0,08
1,2,3,6,7,8-HxCDF	<1,76	0,09	<1,33	0,07	<0,99	0,05	<1,44	0,07	<0,82	0,04	<1,75	0,09	<1,68	0,08
2,3,4,6,7,8-HxCDF	<1,76	0,09	<1,33	0,07	<0,99	0,05	<1,44	0,07	<0,82	0,04	<1,75	0,09	<1,68	0,08
1,2,3,7,8,9-HxCDF	<1,76	0,09	<1,33	0,07	<0,99	0,05	<1,44	0,07	<0,82	0,04	<1,75	0,09	<1,68	0,08
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	59,31	0,59	122,60	1,23	111,34	1,11	54,13	0,54	42,68	0,43	99,45	0,99	114,90	1,15
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	<3,60	0,02	<3,00	0,02	<3,14	0,02	14,94	0,15	<2,78	0,01	<3,05	0,02	<2,77	0,01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	<3,60	0,02	<3,00	0,02	<3,14	0,02	<2,70	0,01	<2,78	0,01	<3,05	0,02	<2,77	0,01
OCDD	407,77	0,41	289,03	0,29	988,21	0,99	612,72	0,61	202,95	0,20	824,94	0,82	1129,30	1,13
OCDF	24,17	0,02	14,07	0,01	19,63	0,02	13,42	0,01	6,74	0,01	16,50	0,02	29,30	0,03
totale analitico	491,3		425,7		1119,2		695,2		252,4		940,9		1273,5	
Totale ng I-TEQ/kg		3,45		4,06		4,46		3,96		2,37		3,85		4,59
Incertezza		1,05		1,13		1,25		1,04		0,88		0,97		1,17

4.5 Determinazione del potere calorifico

Il decreto legislativo 13 gennaio 2003, n. 36, di attuazione della direttiva 1999/31/CE relativa alle discariche di rifiuti, vieta, a partire dal 1° gennaio 2007, lo smaltimento in discarica di rifiuti con potere calorifico inferiore maggiore di 13.000 kJ/kg (articolo 6, comma 1, lettera p). Tale scadenza temporale è stata, successivamente, posticipata al 31 dicembre 2008, dall'articolo 6, comma 3, del decreto legge 28 dicembre 2006, n. 300, convertito in legge, con modificazioni, dall'articolo 1, della legge 26 febbraio 2007, n. 17.

Per quanto riguarda, invece, l'utilizzazione dei rifiuti non pericolosi come combustibili o come altro mezzo per la produzione di energia, le norme tecniche sono definite all'allegato 2, suballegato 1, del DM 5 febbraio 1998. Per tali rifiuti il decreto definisce specifici valori limite sia in termini di caratteristiche del rifiuto sia in termini di emissioni.

Al punto 1 dell'allegato 2, suballegato 1, in particolare, il decreto individua le caratteristiche relative al CDR, tra le quali un PCI pari ad almeno 15.000 kJ/kg.

Con riferimento alle determinazioni effettuate va evidenziata, a causa della complessità della matrice analizzata, un'estrema variabilità dei risultati ottenuti che non consentono di effettuare una valutazione esaustiva in merito.

Per quanto riguarda i campioni a fine fase ACT, si evidenzia, infatti, una oscillazione del valore del PCI da un minimo di 5.784 kJ/kg ad un massimo di 13.500 kJ/kg (Tabella 4.15). Il valore medio si attesta a circa 9.100 kJ/kg, al di sotto del limite di 13.000 kJ/kg previsto ai fini dell'ammissibilità in discarica, ma anche del valore minimo richiesto dal DM 5 febbraio 1998 per l'utilizzo del CDR come combustibile.

La variabilità del dato potrebbe essere dovuta al contenuto più o meno elevato di sostanze ad alto potere calorifico nei diversi campioni (ad esempio, plastiche e gomme), tenendo presente che le analisi sono state condotte sulla frazione tal quale non vagliata.

Un'oscillazione elevata si registra anche per i campioni a fine maturazione, da un minimo di 2.200 kJ/kg ad un massimo di 10.900 kJ/kg, per i quali il valore medio risulta pari a circa 6.500 kJ/kg.

Tabella 4.15 – Valori del potere calorifico inferiore e superiore rilevati nei campioni di biostabilizzato

	<i>Campione</i>	PCI (kJ/kg)	PCS (kJ/kg)
Campione non vagliato fine fase ACT	1RBS - 44	13.500	15.400
	1RBS - 44M	8.450	9.670
	2RBS - 54	5.784	7.002
	2RBS - 54M	8.064	8.729
	3RBS - 54	9.100	10.700
	6RBS - 225	9.800	11.630
	7RBS - 225	10.900	12.350
	8RBS - 235	10.200	11.950
	8RBS - 235M	8.800	10.360
	9RBS - 136	7.100	8.300
	10RBS - 315	8.400	9.580
	media	9.100	10.516
Campione vagliato fine fase maturazione	3RBS - 54M	5.498	6.533
	6RBS - 225M	3.400	4.500
	7RBS - 225M	10.290	11.630
	9RBS - 136M	2.200	4.000
	10RBS - 315M	10.900	12.600
		media	6.458

In generale per tutti gli impianti si denota un decremento del valore del potere calorifico tra i campioni alla fine della fase di bioossidazione attiva e alla fine della fase di maturazione con la sola eccezione dell'impianto 10 (campioni 10RBS-315 e 10RBS-315M) per il quale si rileva, invece, un incremento del dato.

5. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

La campagna sperimentale realizzata nell'ambito del protocollo di intesa sottoscritto da APAT e dal Consorzio Italiano Compostatori, e delle convenzioni stipulate tra l'Agenzia, l'ARPAT e l'ARPAC, fornisce un quadro generale sullo stato dell'arte del trattamento meccanico biologico in ambito nazionale, con riferimento sia alle tecnologie e modalità operative adottate che alla caratterizzazione del biostabilizzato in uscita da tali impianti, con particolare riguardo ai parametri di valutazione della stabilità biologica (indice di respirazione dinamico, IRD), ai microinquinanti organici (policlorobifenili, idrocarburi policiclici aromatici, diossine e furani) ed ai metalli pesanti.

Una conoscenza approfondita di tali parametri risulta indispensabile al fine di fornire elementi tecnico conoscitivi per l'emanazione di una normativa tecnica di settore, attualmente assente, che preveda valori limite per la caratterizzazione della qualità del biostabilizzato in funzione della specifica destinazione di utilizzo.

Dalla ricognizione effettuata nell'ambito della campagna sperimentale, è emerso, in primo luogo, che alcuni impianti di trattamento meccanico biologico di rifiuti indifferenziati, che hanno aderito alla campagna, sono stati progettati secondo le prescrizioni previste dalla Deliberazione del Comitato Interministeriale 27 luglio 1984. Tali impianti, dunque, sono stati inizialmente concepiti allo scopo di ottenere come materiale in uscita "compost da rifiuti" destinato ai diversi utilizzi disciplinati dalla delibera stessa: usi agricoli, attività paesistiche, ripristini ambientali.

La gestione operativa originariamente non prevedeva, pertanto, una stabilizzazione spinta ovvero una fase di maturazione vera e propria, successiva alla fase di biostabilizzazione attiva (ACT), ma piuttosto un semplice stoccaggio in apposite aie e una vagliatura finale in attesa di avviare il materiale all'utilizzo.

Tuttavia, le prospettive di impiego nel settore agricolo per tale tipologia di materiale di qualità non elevata appaiono ormai limitate, in relazione all'orientamento sempre più accentuato degli operatori agricoli verso compost di qualità (ammendante ai sensi del D.Lgs. 217/06) ottenibili a partire da matrici selezionate (per es. frazioni organiche da raccolta differenziata, "verde e umido").

Ad oggi, pertanto, il materiale biostabilizzato ottenuto risulta destinabile ad attività paesistiche o di ripristino ambientale, che possono richiedere anche impieghi massivi e per le quali viene richiesta la disponibilità di sostanza organica stabilizzata al fine di migliorare le caratteristiche dei materiali inerti impiegati.

Va evidenziato, inoltre, che il biostabilizzato è principalmente destinato in discarica per la copertura giornaliera e/o la copertura finale di discariche esaurite, nel rispetto di quanto previsto dal piano di gestione operativa e post-operativa di ciascuna discarica. In tali casi, è prevista solo una fase di stabilizzazione attiva senza vagliatura finale.

Anche nei casi in cui sia prevista una vera e propria fase di maturazione, quest'ultima si configura come una fase di pretrattamento dei rifiuti prima del loro smaltimento in discarica, al fine di garantire l'abbattimento ulteriore delle componenti organiche fermentescibili.

Le analisi effettuate per caratterizzare la stabilità biologica del biostabilizzato, rappresentate dall'indice di respirazione dinamico, sono state eseguite su campioni di rifiuto prelevato in due distinte fasi del processo operativo: alla fine della fase di stabilizzazione in ambiente confinato (2-5 settimane di trattamento), e dopo un periodo di maturazione (1 o 2 mesi in aia).

Dalla ricognizione delle modalità operative degli impianti oggetto dell'indagine, si rileva che solo due dei dieci impianti analizzati effettuano la fase di maturazione; altri quattro impianti

hanno, comunque, messo a disposizione, unicamente ai fini della campagna sperimentale, apposite aie per il completamento della biostabilizzazione. In tal modo, è stato possibile condurre il prelievo di campioni al termine dello stadio di maturazione su un totale di sei impianti.

I risultati analitici ottenuti in termini di stabilità biologica, evidenziano, come peraltro già rilevato in precedenti campagne sperimentali condotte dall'APAT, che il processo di biostabilizzazione può determinare, a prescindere dalla tipologia di rifiuto trattato, una drastica riduzione della putrescibilità totale, confermando la possibilità di raggiungere, anche in tempi compresi tra i 15 ed i 30 giorni, elevati valori di stabilità biologica, in termini di indice di respirazione dinamico.

In particolare, il valore di $1.000 \text{ mgO}_2\text{kgSV}^{-1}\text{h}^{-1}$ è tecnicamente alla portata degli impianti esistenti ma, per la maggior parte di essi è necessaria l'adozione di criteri gestionali ottimizzati ed in linea con quanto previsto dalle linee guida per l'identificazione e l'utilizzazione delle migliori tecniche disponibili che fissano, comunque, come valore di riferimento $700 \text{ mgO}_2\text{kgSV}^{-1}\text{h}^{-1}$.

Va, tuttavia, evidenziato che, spesso, tra la fase di biostabilizzazione attiva e la successiva fase di maturazione, non si rileva, in generale, un'evoluzione del processo di stabilizzazione essenziale al fine di conseguire, per la maggior parte dei campioni analizzati, soddisfacenti livelli di stabilità biologica, rilevando in alcuni casi perfino un aumento dell'IRD.

Come osservato precedentemente, nella maggior parte dei casi al termine della fase attiva di compostaggio, il materiale viene stoccato in cumuli in attesa di essere inviato principalmente in discarica. Dopo una fase di parziale stabilizzazione, dovuta anche ad una soppressione dell'attività microbica per mancanza di un idoneo tenore di umidità, si assisterebbe, dunque, ad una ripresa dei processi fermentativi, in seguito al ripopolamento della biomassa ad opera dei microrganismi.

La progressiva diminuzione della bagnatura nel corso del processo si può, quindi, tradurre in un arresto solo temporaneo dell'attività microbica ed in una sua successiva ripresa a seguito di una riuniformazione del substrato nel cumulo in stoccaggio/maturazione.

Si rende necessario, pertanto, garantire nelle aie di stoccaggio, che potrebbero tra l'altro essere convertite in zone destinate alla maturazione vera e propria, condizioni aerobiche volgendo particolare attenzione alla dimensione dei cumuli stessi. Al fine di ridurre i costi di gestione potrebbe essere necessario ricorrere a sistemi di tipo statico ad aerazione passiva, cioè basata sui soli moti convettivi dell'aria dall'esterno all'interno della matrice, piuttosto che al rivoltamento periodico o all'insufflazione di aria. In tali condizioni, è richiesta un'altezza dei cumuli non eccessivamente elevata.

Si evidenzia, infine, che il metodo respirometrico si è dimostrato appropriato per la determinazione della stabilità biologica anche in termini di ripetibilità delle misure: la deviazione standard delle singole analisi appare piuttosto contenuta e permette una buona separazione dei valori medi.

Disponendo di una serie storica di dati sull'indice di respirazione dinamico relativo ad un determinato processo tecnologico, inoltre, sarebbe possibile impiegare tale indice come utile strumento per monitorare il processo stesso: eseguendo misure di IRD con cadenze temporali stabilite sarebbe possibile verificare la presenza o meno di disfunzioni del processo ed, eventualmente, agire sui parametri che lo influenzano (ossigeno, temperatura, umidità ecc.) garantendo le prestazioni ottimali del processo stesso per il raggiungimento della stabilità biologica.

Un'ulteriore considerazione sulle modalità operative degli impianti oggetto della campagna sperimentale, riguarda l'esecuzione delle operazioni in condizioni di flusso separato o flusso unico.

Quasi tutti gli impianti dichiarano di eseguire un pretrattamento meccanico dei rifiuti indifferenziati in ingresso ovvero un trattamento preliminare di separazione della frazione umida da quella secca, ma dai sopralluoghi effettuati in sede di campionamento, è emersa l'assenza di tali pretrattamenti e che la maggior parte degli impianti opera, in realtà, a flusso unico, ossia effettua la fase attiva di biossidazione sull'intero rifiuto e non sulla sola frazione organica. La separazione delle due frazioni, quando attuata, avviene, in genere, nella fase finale del processo e cioè prima dell'avvio del biostabilizzato allo stadio di maturazione o direttamente in discarica.

Nel corso della campagna sperimentale sono stati monitorati sia i microinquinanti inorganici (Al, Sb, As, Be, Cd, Cr, Fe, Mn, Hg, Ni, Pb, Cu, Se, Sn, Tl, V e Zn), che i microinquinanti organici (policlorobifenili, idrocarburi policiclici aromatici, diossine e furani).

I valori rilevati per i metalli pesanti, in particolare, i valori minimi, massimi e medi, sono stati confrontati con i limiti previsti dal D.Lgs. 152/2006 per suoli ad uso verde pubblico, privato e residenziale, dalla bozza di direttiva "biowaste" e dalla deliberazione interministeriale 27 luglio 1984. Il riferimento ai suoli ad uso verde, pubblico e residenziale è dovuto all'assenza di valori limite di legge per i suoli ad uso agricolo.

I risultati analitici evidenziano un contenuto di metalli pesanti generalmente entro i limiti previsti dal D.Lgs 152/2006 ad eccezione di antimonio per sei campioni, mercurio per 9 campioni, piombo, stagno e zinco per tutti i campioni, rame totale per 8 campioni.

Rispetto ai limiti individuati dalla delibera 27 luglio 1984, i valori riscontrati risultano inferiori, con la sola eccezione del piombo per 4 campioni (valore medio di 603 ppm a fronte di un limite di 500 ppm) e dello zinco per un campione (valore medio di 397 ppm a fronte di un limite di 600 ppm); per l'antimonio la delibera non prevede valori limite.

Confrontando, invece, i valori riscontrati con i limiti individuati dalla bozza di direttiva "biowaste" per il rifiuto biostabilizzato (la bozza prevede limiti per Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn) si rileva, in media, il non superamento per tutti i parametri con la sola eccezione del piombo. Con riferimento ai singoli valori si registra un superamento anche per quanto attiene lo zinco.

I valori di concentrazione riscontrati per i diversi metalli pesanti risultano abbastanza diversi tra un impianto e l'altro, con variazioni comprese in intervalli piuttosto ampi; tali differenze appaiono attribuibili verosimilmente alla estrema eterogeneità della matrice analizzata, sia nei differenti contesti territoriali, sia in seno alla medesima zona di provenienza. Al fine di individuare le possibili fonti di contaminazione la caratterizzazione analitica dovrebbe, pertanto, essere estesa anche alle singole frazioni merceologiche in ingresso.

D'altro canto, una riduzione significativa della concentrazione dei metalli pesanti nel rifiuto indifferenziato, in particolare di quelli difficilmente separabili anche mediante l'adozione di opportune tecnologie di pre-trattamento, e, di conseguenza, nel biostabilizzato, può essere attuata solo mediante l'attivazione di efficaci sistemi di raccolta differenziata in grado di intercettare alla fonte le componenti più pericolose.

Le concentrazioni mediamente riscontrate nei campioni di biostabilizzato, seppur estremamente variabili, non mostrano, tuttavia, nella maggior parte dei casi valori eccessivamente elevati, sebbene il contenuto di alcune tipologie di metalli pesanti sia tale da non rendere sempre fattibile un utilizzo della frazione organica in attività paesaggistiche e di ripristino ambientale. Va, peraltro, evidenziato che la maggior parte degli impianti non è stata

concepita o non opera con lo scopo di produrre un materiale da destinare a tale utilizzo, ma effettua esclusivamente un trattamento preliminare allo smaltimento in discarica.

Al fine di ottenere un'informazione il più completa possibile sui possibili impatti ambientali legati alla presenza di contaminanti, i campioni di biostabilizzato sono stati sottoposti anche al test di cessione, secondo la norma UNI 10802, come previsto dal DM 3 agosto 2005 relativo ai criteri di ammissibilità dei rifiuti in discarica, e che rappresenta un metodo di verifica essenziale al fine di accertare la conformità allo smaltimento del biostabilizzato in discarica per rifiuti non pericolosi, o per rifiuti inerti.

I risultati del test di cessione sono stati confrontati anche con i limiti previsti per l'eluato dal decreto ministeriale 5 febbraio 1998 e successive modificazioni e relativo all'individuazione dei rifiuti non pericolosi sottoposti alle procedure semplificate di recupero, con particolare riferimento all'utilizzazione di rifiuti in attività di recupero ambientale.

Dal confronto effettuato con i limiti previsti dal DM 3 agosto 2005 risulta che la concentrazione media dei metalli pesanti nell'eluato si colloca sempre al di sotto dei limiti previsti per lo smaltimento in discariche per rifiuti non pericolosi, mentre in diversi casi (Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb e Zn) si rileva il superamento dei limiti per lo smaltimento in discariche per rifiuti inerti.

Dal confronto con i limiti previsti dal DM 5 febbraio 1998 si è rilevato che la metà degli elementi (As, Ba, Cd, Se e Zn) rispetta, in media, il valore limite; per gli altri metalli, invece, il superamento appare, in diversi casi, abbastanza rilevante.

L'indagine è stata estesa, anche, ai microinquinanti organici, quali idrocarburi policiclici aromatici (IPA), policlorobifenili (PCB), policlorodibenzodiossine (PCDD) e policlorodibenzofurani (PCDF), ritenendo opportuno acquisire ulteriori informazioni in prospettiva della prossima emanazione della direttiva "biowaste", ove vengono espressamente indicati gli IPA e i PCB tra i parametri da ricercare nel biostabilizzato. Inoltre, si prevede anche l'inclusione delle diossine e dei furani tra tali parametri in sede di revisione della bozza di direttiva.

Per quanto concerne il contenuto di IPA, i valori minimi, massimi e medi riscontrati sono stati confrontati con i limiti previsti dalla normativa in materia di discariche (DM 3 agosto 2005) e di bonifiche (Parte IV, Titolo V del D.Lgs. 152/2006) relativamente a 13 tipologie di idrocarburi policiclici aromatici e prevedendo anche il limite in termini di sommatoria di 10 di essi.

Dal raffronto con i limiti previsti in caso di smaltimento in discariche per rifiuti inerti e per i suoli ad uso commerciale ed industriale (attualmente non sono ancora previsti limiti per suoli ad uso agricolo) si rileva che sia le concentrazioni medie dei singoli idrocarburi policiclici aromatici che i valori massimi riscontrati si collocano ben al di sotto delle concentrazioni massime previste.

Nel caso di concentrazione massima ammissibile nei suoli ad uso pubblico, privato e residenziale si riscontra il superamento per 3 valori medi e 11 valori massimi, attribuibile ad un solo campione che presenta, comunque, valori di concentrazione per tutti i parametri sensibilmente superiori alla media. Escludendo tale campione non si rileva alcun superamento né per quanto attiene i valori medi né per quelli massimi.

Le medesime considerazioni si possono evincere dal raffronto con i limiti previsti in termini di sommatoria di 10 idrocarburi policiclici aromatici, sia nel caso di smaltimento in discariche per inerti che per bonifiche di suoli contaminati destinati ad uso commerciale ed industriale e per quelli destinati ad uso verde pubblico, privato e residenziale.

La bozza di direttiva “biowaste” prevede, invece, un limite specifico per il biostabilizzato, seppur solo cumulativo, ed individuato dalla sommatoria di 10 idrocarburi policiclici aromatici, che per metà risultano diversi da quelli individuati dalla normativa in materia di discariche e di bonifiche dei siti contaminati. Tale valore è, comunque, suscettibile di modifiche in seguito alla revisione della direttiva stessa ai fini della sua emanazione.

Le concentrazioni di idrocarburi policiclici aromatici si attestano sempre al di sotto di tale limite fatta eccezione per un campione.

La presenza di policlorobifenili riscontrata nel biostabilizzato potrebbe, anche, essere dovuta ad una contaminazione del rifiuto precedente al conferimento dello stesso presso gli impianti di trattamento meccanico biologico. Al fine di individuare le possibili fonti di inquinamento, pertanto, l'indagine dovrebbe essere estesa alle diverse matrici che costituiscono il rifiuto indifferenziato avviato al trattamento.

Il contenuto di PCB risulta inferiore ai limiti previsti per lo smaltimento in discariche per rifiuti non pericolosi e per rifiuti inerti.

Più rigorosi sono i limiti fissati dal D.Lgs. 152/2006 per i siti sottoposti a bonifica, da riferirsi alla presenza di contaminanti nel suolo. In particolare per suoli destinati a verde pubblico, privato e residenziale, si riscontra il superamento per 7 campioni.

Con riferimento al limite di PCB fissato per il biostabilizzato dalla direttiva “biowaste” si rileva il superamento di 2 campioni.

Infine, il contenuto di diossine e furani riscontrato nei campioni di biostabilizzato, espresso in termini di tossicità equivalente (TEQ), risulta sempre inferiore sia ai limiti previsti dal DM 3 agosto 2005 per lo smaltimento in discariche per rifiuti non pericolosi e per rifiuti inerti, sia a quelli fissati dal D.Lgs. 152/2006 per le bonifiche dei suoli destinati ad uso commerciale ed industriale e ad uso verde pubblico, privato e residenziale.

La caratterizzazione dei campioni di biostabilizzato in uscita dal trattamento meccanico biologico è stata, inoltre, integrata con le analisi del TOC e DOC, e di altri parametri chimico-fisici quali il contenuto di sostanza secca ed il pH. Da tali analisi il pH è risultato per tutti i campioni debolmente basico, mentre per quanto riguarda la sostanza secca, ad eccezione di un campione, l'intervallo di oscillazione appare decisamente contenuto e tutti i valori rientrano ampiamente entro i limiti minimi previsti dalla DM 3 agosto 2005 per le discariche per rifiuti non pericolosi, risultando, pertanto, il biostabilizzato idoneo, in termini di contenuto di sostanza secca, ai fini dello smaltimento in tali tipologie di discariche.

Il contenuto di carbonio organico, in termini di TOC (13%) e di DOC (1.800 mg/L), per la natura intrinseca del biostabilizzato, risulta ovviamente elevato. Ciò comporta la necessità di particolari accorgimenti in caso di smaltimento del biostabilizzato in discarica, soprattutto qualora il biostabilizzato risulti poco stabile biologicamente, al fine di limitare il più possibile l'instaurarsi di processi di fermentazione anaerobica e la conseguente produzione di metano ed anidride carbonica, ed al contempo evidenzia l'importante ruolo che tale materiale può avere quale fonte di sostanza organica.

Tuttavia, ai sensi dell'art. 7 del DM 3 agosto 2005, possono essere previste deroghe in sede di rilascio dell'autorizzazione per particolari parametri (come TOC e DOC) per alcune sottocategorie di discariche, stabiliti, caso per caso, tenendo conto delle caratteristiche dei rifiuti, della valutazione di rischio con riguardo alle emissioni della discarica e dell'idoneità del sito. Nel caso di smaltimento del biostabilizzato in discarica resta ferma la necessità di garantire un elevato livello di stabilità biologica dello stesso, al fine di conseguire gli obiettivi di riduzione dello smaltimento della frazione biodegradabile previsti dal D.Lgs 36/2003.

Sono state, inoltre, condotte prove per la determinazione del potere calorifico al fine di valutare sia il possibile impiego come combustibile in inceneritori, sia per individuare le più corrette forme di gestione del biostabilizzato in relazione a quanto stabilito dall'art. 6 del

D.Lgs. 36/2006 che prevede il divieto di smaltimento in discarica di rifiuti con PCI maggiore di 13.000 kJ/kg a partire dal 31 dicembre 2008. Tali prove hanno, però, prodotto risultati estremamente variabili.

Alla luce di quanto esposto, i risultati acquisiti nel corso della campagna sperimentale hanno permesso di acquisire informazioni utili alla caratterizzazione del biostabilizzato in uscita dagli impianti di trattamento meccanico biologico, soprattutto in vista dell'emanazione di una normativa di settore specifica. Al fine di approfondire le determinazioni analitiche riscontrate, si ritiene utile estendere l'indagine anche alle diverse matrici presenti nel rifiuto indifferenziato in ingresso agli impianti di trattamento, così da poter individuare le frazioni merceologiche ritenute possibili fonti di contaminazione di inquinanti, quali PCB, IPA e metalli pesanti.

BIBLIOGRAFIA

- APAT, Rapporto Rifiuti 2007
- APAT, Effetti dell'impiego di frazione organica stabilizzata in attività di ripristino ambientale. Serie Rapporti, APAT 65/2006
- Decreto Ministeriale 29 gennaio 2007 "Emanazione di linee guida per l'individuazione e l'utilizzazione delle migliori tecniche disponibili in materia di gestione dei rifiuti, per le attività elencate nell'allegato I del decreto legislativo 18 febbraio 2005, n. 59"
- Decreto Legislativo 16 gennaio 2008, n. 4 "Ulteriori disposizioni correttive ed integrative del Dlgs 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale"
- Decreto Ministeriale 5 aprile 2006, n. 186 "Regolamento recante modifiche al D.M. 5 febbraio 1998 -Individuazione dei rifiuti non pericolosi sottoposti alle procedure semplificate di recupero, ai sensi degli articoli 31 e 33 del D.Lgs. 5 febbraio 1997, n. 22"
- Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152 "Norme in materia ambientale"
- Decreto Legislativo 29 aprile 2006, n. 217 "Revisione della disciplina in materia di fertilizzanti"
- Decreto Legislativo 18 febbraio 2005, n.59 di attuazione integrale della direttiva 96/61/CE relativa alla prevenzione e riduzione integrate dell'inquinamento
- Decreto Legislativo 31 gennaio 2003, n. 36 "Attuazione della direttiva 1999/31/CE relativa alle discariche di rifiuti"
- Decreto 5 febbraio 1998 "Individuazione dei rifiuti non pericolosi sottoposti alle procedure semplificate di recupero ai sensi degli articoli 31 e 33 del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22"
- Deliberazione 27 luglio 1984 "Disposizioni per la prima applicazione dell'articolo 4 del Dpr 915/1982 concernente lo smaltimento dei rifiuti"
- Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, Thematic Strategy for Soil Protection, COM(2006)231 final (2006)
- Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC, COM(2006)232 final (2006)
- Summary of the impact assessment, SEC(2006)1165 (2006)
- Impact assessment of the Thematic Strategy on Soil Protection, SEC(2006)620 (2006)
- ISS, Valutazione microbiologica di prodotti di compostaggio: aspetti normativi e igienico-sanitari, Rapporti ISTISAN, 02/2003
- La Risoluzione del Parlamento europeo su una strategia tematica per il riciclaggio dei rifiuti (2006/2175(INI))
- ENEA, Ricognizione di sistemi e tecnologie emergenti inerenti la minimizzazione dei composti odorigeni e la riduzione del tasso di umidità nei processi di biostabilizzazione di frazioni fermentescibili, a cura del Consorzio Italiano Compostatori, 2001
- APAT-IRSA/CNR, *Metodi analitici per le acque*, Volumi I e III. Serie Manuali e Linee guida, APAT 29/2003

-
- APAT, Metodi di misura della stabilità biologica dei rifiuti. Serie Manuali e Linee guida, APAT 25/2003
 - APAT, Studio APAT/ARPA sul fluff di frantumazione degli autoveicoli. Serie Manuali e Linee guida, APAT 38/2006
 - ANPA, Metodi di analisi del compost. Serie Manuali e Linee guida, ANPA 3/2001
 - IRSA-CNR, Metodi analitici per i fanghi. Vol.3. Parametri chimico-fisici. Quaderni IRSA, N° 64, 1983-85
 - UNI, *Norma UNI 9903, parte 5^a*, 1992
 - US-EPA, Acid digestion of sediments, sludges an soils, Method 3050B