



amra

■ analysis and monitoring of environmental risk

Recupero di energia e materia da rifiuti solidi: i processi, le tecnologie, le esperienze, le norme

a cura di

Umberto Arena

Ugo Leone

Maria Laura Mastellone



AMRA S.c. a r.l.
Sezione Politiche Territoriali

Facoltà di Ingegneria e Facoltà di Scienze Ambientali
Seconda Università di Napoli

Recupero di energia e materia da rifiuti solidi:

i processi, le tecnologie, le esperienze, le norme

a cura di
Umberto Arena
Ugo Leone
Maria Laura Mastellone

Il volume raccoglie la massima parte dei contributi per il *Corso di Aggiornamento* su “Recupero di energia e materia da rifiuti solidi: i processi, le tecnologie, le esperienze, le norme”, organizzato dalle Facoltà di Ingegneria e di Scienze Ambientali della Seconda Università di Napoli e diretto dal prof. Umberto Arena.

Il corso è previsto al Belvedere di San Leucio, Caserta dal 4 al 6 giugno 2007, con il supporto di AMRA S.c. a r.l. (*Centro Regionale di Competenza per l'Analisi e il Monitoraggio del Rischio Ambientale*) e con il patrocinio di CONAI (*Consorzio Nazionale Imballaggi*), IFRF (*International Flame Research Foundation*), Provincia di Caserta e Comune di Caserta.

Notizie ulteriori sul Corso possono trovarsi sul sito www.sa.unina2.it/corsorifiuti.

Collana a cura di

Ugo Leone, Mauro Basili, Alberto Lucarelli

Coordinamento editoriale

doppiavoce

www.doppiavoce.it

ISBN 978-88-89972-07-6

Copyright © 2007 AMRA S.c. a r.l.

Tutti i diritti riservati

È vietata ogni riproduzione

Indice

<i>Autori</i>	7
<i>Prefazione</i>	11

ESPERIENZE OPERATIVE DI GESTIONE DELLA RACCOLTA DIFFERENZIATA E INDIFFERENZIATA DEI RIFIUTI

Recupero di materia e di energia dagli imballaggi post-consumo: il sistema CONAI	15
---	----

Walter Facciotto

Raccolta differenziata e termovalorizzazione: una coesistenza possibile. Il caso Cremona	33
---	----

Libero Zini

LA NORMATIVA, GLI INCENTIVI E LA FINANZIABILITÀ

Adempimenti amministrativi-autorizzatori per la gestione dei rifiuti alla luce del Dlgs 152/2006 e differenze con il “decreto Ronchi”	49
--	----

Paola Ficco

Incentivazioni al recupero di energia dalla frazione residuale dei rifiuti	61
---	----

Paola Ficco

Autorizzazione Integrata Ambientale e Best Available Technologies	67
--	----

Luciano Morelli

Lo scenario dei finanziamenti al recupero energetico	81
<i>Alessandro Cugini</i>	

La valutazione economica del rischio d'investimento per gli impianti di recupero di energia da rifiuti	95
<i>Vincenzo Irolli</i>	

I PROCESSI E LE TECNOLOGIE DISPONIBILI

Aspetti fondamentali dei processi di termovalorizzazione dei rifiuti urbani	103
<i>Tiziano Faravelli, Eliseo Ranzi</i>	

Tecnologie di combustione per la termovalorizzazione di rifiuti urbani e di frazioni ricavate da rifiuti urbani	127
<i>Leonardo Tognotti</i>	

Tecnologie di digestione anaerobica per il recupero di energia dalla frazione umida dei rifiuti urbani	151
<i>Franco Cecchi</i>	

Tecnologie di gassificazione per il recupero di energia e di materia dai rifiuti urbani	163
<i>Umberto Arena, Maria Laura Mastellone</i>	

Tecnologie di pirolisi per il recupero di energia e di materia dai rifiuti urbani	183
<i>Maria Laura Mastellone, Umberto Arena</i>	

LE ESPERIENZE OPERATIVE E LE NUOVE INIZIATIVE IMPRENDITORIALI

L'impianto di termovalorizzazione a letto fluido circolante della Lomellina	203
<i>Franco Gasparini</i>	

I termovalorizzatori di Brescia e Bergamo	219
<i>Antonio Bonomo</i>	

L'impianto di digestione anaerobica di Ottenbach	237
<i>Mario Caviezel, Armando Iannotti</i>	

La centrale di termogassificazione di Malagrotta	245
<i>Mauro Zagaroli</i>	

LE EMISSIONI ED I CONTROLLI NEI DIVERSI COMPARTI AMBIENTALI

Tecniche di controllo delle emissioni atmosferiche da impianti di termovalorizzazione di rifiuti	257
<i>Stefano Cernuschi, Michele Giugliano, Mario Grosso, Giovanni Lonati</i>	
Tecniche di trattamento di vapori di metalli pesanti nelle emissioni gassose da impianti di termovalorizzazione di rifiuti solidi	275
<i>Dino Musmarra</i>	
Tecniche di smaltimento e/o recupero dei residui solidi dei processi di valorizzazione energetica dei rifiuti	287
<i>Raffaele Cioffi</i>	
La qualità dell'ambiente e le problematiche tossicologiche relative alle emissioni di microinquinanti organici	299
<i>Elena Fattore, Enrico Davoli</i>	
I controlli ambientali nella gestione degli impianti di recupero energetico	313
<i>Giuseppe Viviano</i>	
Le tecniche innovative per la riduzione della CO₂ emessa da impianti per il recupero energetico	325
<i>Renato Baciocchi</i>	

L'INFORMAZIONE E LA CONCERTAZIONE PER UN CONSENSO INFORMATO E CONSAPEVOLE

Criteri di localizzazione degli impianti sulla base degli impatti sui vari comparti ambientali	341
<i>Paolo Bidello</i>	
Concertazione istituzionale: le buone pratiche del "Caso Torino"	355
<i>Giusi Di Bartolo, Daniele Zacchigna</i>	
L'European Awareness Scenario Workshop per la partecipazione popolare alle decisioni	367
<i>Ugo Leone</i>	

Autori

Umberto Arena

Professore ordinario di Impianti Chimici, Dipartimento di Scienze Ambientali, Seconda Università di Napoli – Consigliere d'amministrazione e membro del comitato esecutivo di AMRA s.c.ar.l. – umberto.arena@unina2.it

Renato Baciocchi

Professore aggregato di Ingegneria Sanitaria Ambientale, Dipartimento di Ingegneria Civile, Università degli Studi di Roma "Tor Vergata" – baciocchi@ing.uniroma2.it.

Paolo Bidello

Task Force Autorità Ambientale Regionale – Ministero Ambiente – Docente di Demografia e Ambiente, Seconda Università di Napoli

Antonio Bonomo

Vice Direttore Generale ASM spa, Brescia – abonomo@asm.it

Mario Caviezel

Product Manager Bioenergy, CTU Conzepte Technik Umwelt AG, Winterthur – mario.caviezel@ctu.ch

Franco Cecchi

Professore ordinario di Impianti Chimici, Dipartimento Scientifico e Tecnologico, Università di Verona – franco.cecchi@univr.it

Stefano Cernuschi

Professore associato di Ingegneria Sanitaria-Ambientale, DIIAR Sezione Ambientale, Politecnico di Milano

Raffaele Cioffi

Professore di Fondamenti Chimici per le Tecnologie, Dipartimento per le Tecnologie, Laboratorio Materiali e Strutture, Facoltà di Ingegneria, Università degli Studi di Napoli "Parthenope" – raffaele.cioffi@uniparthenope.it

Alessandro Cugini

Unione Industriali Napoli – cugini@unindustria.na.it

Enrico Davoli

Dipartimento Ambiente & Salute, Istituto di Ricerche Farmacologiche "Mario Negri", Milano – davoli@marionegri.it

Giusi Di Bartolo

Responsabile del procedimento di realizzazione dell'impianto, TRM S.p.A., Torino –
dibartolo@trm.to.it

Walter Facciotto

Vicedirettore CONAI – facciotto@conai.org

Tiziano Faravelli

Professore ordinario di Teoria e Sviluppo dei Processi Chimici, Dipartimento di Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica "G. Natta", Politecnico di Milano – tiziano.faravelli@polimi.it

Elena Fattore

Dipartimento Ambiente & Salute, Istituto di Ricerche Farmacologiche "Mario Negri", Milano

Paola Ficco

Professore a contratto di diritto comunitario dell'ambiente, Università degli Studi di Roma – Consigliere Giuridico Ministero dell'Ambiente, della tutela del territorio e del mare – Consulente Commissione parlamentare di inchiesta sul ciclo dei rifiuti e delle attività illecite ad esso connesse – paola.ficco@reteambiente.it

Franco Gasparini

Process Manager, Foster Wheeler Italiana, Corsico – franco_gasparini@fwceu.com

Michele Giugliano

Professore ordinario di Inquinamento Atmosferico, DIIAR Sezione Ambientale, Politecnico di Milano – michele.giugliano@polimi.it

Mario Grosso

Dottore di ricerca e Ricercatore in Ingegneria Sanitaria-Ambientale, DIIAR Sezione Ambientale, Politecnico di Milano

Armando Iannotti

CTU Italia, Roma – armando.iannotti@libero.it

Vincenzo Irolli

Facoltà di Ingegneria, Seconda Università di Napoli

Ugo Leone

Professore ordinario di Politica dell'Ambiente, Facoltà di Scienze Politiche dell'Università degli Studi di Napoli Federico II – Consigliere d'amministrazione di AMRA s.c.ar.l. – ugoleone@unina.it

Giovanni Lonati

Dottore di ricerca e Ricercatore in Ingegneria Sanitaria-Ambientale, DIIAR Sezione Ambientale, Politecnico di Milano

Maria Laura Mastellone

Professore associato di Impianti Chimici, Dipartimento di Scienze Ambientali, Seconda Università di Napoli – Consulente scientifico di AMRA s.c.ar.l. per l'area gestione rifiuti e rischio industriale – mlaura.mastellone@unina2.it

Luciano Morelli

Consigliere Incaricato per l'Ambiente e l'Energia, Confindustria Campania

Dino Musmarra

Professore associato di Impianti Chimici, Facoltà di Ingegneria, Seconda Università di Napoli – musmarra@irc.na.cnr.it

Eliseo Ranzi

Professore ordinario di Impianti Chimici, Dipartimento di Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica "G. Natta", Politecnico di Milano – eliseo.ranzi@polimi.it

Leonardo Tognotti

Professore ordinario di Ingegneria Chimica e Ambientale, Dipartimento di Ingegneria Chimica, Chimica Industriale e Scienza dei Materiali, Università di Pisa – tognotti@ing.unipi.it

Giuseppe Viviano

Direttore del Reparto di Igiene dell'Aria, Dipartimento Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria, Istituto Superiore di Sanità, Roma – giuseppe.viviano@iss.it

Daniele Zacchigna

Responsabile Autorizzazioni Ambientali, TRM S.p.A., Torino – zacchigna@trm.to.it

Mauro Zagaroli

COLARI, Roma – mauro.zagaroli@colari.it

Liberio Zini

Direttore Generale AEM Gestioni srl Cremona – l.zini@aemcremona.it

Prefazione

Dopo i volumi sull'Area orientale di Napoli e sull'Irpinia e dopo quello sulle bonifiche, giunge a compimento il quarto volume della Collana "politiche del territorio e trasferimento tecnologico". È un lavoro collettaneo che affronta, da vari versanti, il problema della gestione dei rifiuti ed, in particolare, quello del loro trattamento finalizzato al recupero di materia e di energia. È certamente uno dei problemi che maggiormente caratterizzano la società contemporanea, definita anche "società dell'usa e getta" e "società dei rifiuti".

Il problema è sentito dovunque a livello nazionale ed internazionale ma ha caratteristiche particolarmente preoccupanti in Campania dove le obiettive difficoltà di smaltimento sono amplificate da atteggiamenti di spesso prevenuta opposizione alla scelta di siti e di impianti nei quali smaltire rifiuti; prevenzione che trova non poche motivazioni anche nella scarsa o scadente informazione.

Obiettivo primario dovrebbe essere, come molti dei responsabili si propongono, quello di uscire dalla straordinarietà che da 13 anni caratterizza il problema e di entrare nell'ordinario. Nel senso che il "gesto quotidiano" che i cittadini e gli amministratori dovrebbero compiere ordinariamente dovrebbe essere quello di raccogliere i rifiuti prodotti differenziandoli per componente merceologica (carta, vetro, alluminio, plastica, eccetera); depositarli nei siti predisposti senza "confonderli" tra loro e avviarli agli impianti di riciclaggio.

È, questo, un "gesto" che fa bene all'ambiente, ma non solo, perché la raccolta e lo smaltimento dei rifiuti urbani in Italia costa 6,5 miliardi di euro all'anno, vale a dire, in media, 112,50 euro all'anno per ogni cittadino. Questi costi, ambientali ed economici, potrebbero essere innanzitutto ridotti intervenendo a monte. Cioè riducendo anche drasticamente la produzione di rifiuti cominciando dagli imballaggi (bottiglie, scatole, barattoli, scatolame, lattine, ecc.) che costituiscono il 50% dei rifiuti solidi urbani. In secondo luogo possono essere decurtati del be-

neficio economico ricavabile dalla trasformazione di varie componenti in “materie prime seconde”; dalla trasformazione della componente organica (l’umido) in un prodotto stabilizzato o in compost fertilizzante e dalla trasformazione in calore con recupero di energia di quello che resta avviandolo negli impianti di incenerimento (o di altro trattamento termico) che, in questo caso, si potrebbero ben a ragione chiamare termovalorizzatori. Quello che avanza finisce in discarica. Questo, grosso modo, è il ciclo integrato dei rifiuti.

Ma è sulle caratteristiche di questo ciclo che nasce il contrasto perché alcuni ritengono che di alcune fasi (incenerimento e discarica) si debba fare a meno enfatizzando il ruolo del riciclaggio e della produzione di compost. Questa posizione appare criticabile e comunque basata su una non corretta informazione perché quello dei rifiuti è un ciclo le cui fasi possono avere pesi diversi, a seconda delle scelte, ma che sono tutte collegate e nessuna è eliminabile.

La soluzione per lo smaltimento non può essere una sola e, cioè, il riciclaggio di tutto quanto si produce. Anche perché ammesso, per assurdo, che si riuscisse a riciclare il 100% dei rifiuti prodotti, ciò che se ne ricaverebbe diventerebbe pure, ad un certo punto, rifiuto e, d’altra parte, il processo stesso di riciclo genera, a sua volta, scarti di lavorazione, cioè rifiuti, e richiede materie prime ed energia, a loro volta prodotte con generazione di rifiuti.

Volendo essere realisti bisognerebbe, una volta per sempre, raggiungere un accordo fra amministratori e amministrati basato sulla informazione corretta della gravità del problema e dei modi e tempi per realizzare le soluzioni. Con il coinvolgimento di tutti gli interessati, attraverso una comunicazione trasparente, tempestiva ed esaustiva, che è la condizione prima per acquisire un “consenso informato e consapevole”. In assenza, prevarrà la sfiducia verso le istituzioni e aumenteranno i sostenitori del “NO a tutto”, i fautori della posizione BANANA: *Build Absolutely Nothing Anywhere Near Anything*, non costruire assolutamente niente in alcun luogo vicino ad alcuno.

Per evitare che ciò accada occorre saper trattare. Non saper trattare la gente, ma saper trattare *con* la gente. È importante, cioè, recepirne e valutarne attentamente le preoccupazioni, cercando risposte super partes e proponendo soluzioni affidabili e agevolmente monitorabili. Ciò dovrebbe consentire – come è avvenuto altrove in Italia e nel mondo, come descritto anche in questo volume – che non si confondano rischi con disagi: i rischi, quando sono provatamente concreti, vanno rimossi; i disagi vanno, col “consenso informato e consapevole” degli interessati, ridotti al minimo e quelli residui adeguatamente indennizzati.

Questo volume vuole essere uno dei possibili contributi, da posizioni e competenze diverse, ad un’informazione più completa e alla ricerca di soluzioni. Con la consapevolezza che la gravità del problema richieda urgenti soluzioni ma soprattutto imponga buone soluzioni.

Umberto Arena, Ugo Leone, Maria Laura Mastellone

ESPERIENZE OPERATIVE DI GESTIONE DELLA RACCOLTA DIFFERENZIATA E INDIFFERENZIATA DEI RIFIUTI

Recupero di materia e di energia dagli imballaggi post-consumo: il sistema CONAI

Walter Facciotto

Gli imballaggi contribuiscono in modo significativo al “problema rifiuti”, che caratterizza il binomio società e ambiente. Infatti molteplici sono le tipologie, gli usi, le caratteristiche e le funzioni degli imballaggi che ne determinano un ampio e diffuso impiego.

In un’ottica di sviluppo sostenibile e di definizione delle responsabilità ambientali e sociali delle imprese, delle Pubbliche Autorità e dei Cittadini nasce la Direttiva Europea sugli imballaggi e sui rifiuti di imballaggio (CE/62/94), recepita nella legge italiana nel 1997 con il Decreto 22/97, aggiornato nel 2006 dal Decreto 152/06.

Al fine di perseguire gli obiettivi di recupero e riciclo degli imballaggi previsti dalla direttiva, la legge italiana ha istituito il CONAI, Consorzio Nazionale Imballaggi, al quale devono aderire tutti i Produttori e Utilizzatori di imballaggi.

Il CONAI è un consorzio privato senza fini di lucro al quale aderiscono più di 1.400.000 imprese.

Per le operazioni di recupero e riciclo dei singoli materiali il CONAI coordina l’attività dei Consorzi di Filiera (acciaio, alluminio, carta, legno, plastica, vetro), anche loro istituiti dal decreto.

Il CONAI si autofinanzia con il “Contributo Ambientale CONAI”, applicato agli imballaggi venduti dai Produttori agli Utilizzatori.

Dal 1998 al 2005 il recupero degli imballaggi è passato da circa 3.500.000 a 7.700.000 tonnellate, consentendo di raggiungere e superare gli obiettivi fissati dalla legge.

Il raggiungimento di questo traguardo è stato possibile anche attraverso l’accordo ANCI-CONAI (*ANCI: Associazione Nazionale dei Comuni Italiani*) che istituzionalizza il finanziamento dei Comuni Italiani per la Raccolta Differenziata degli imballaggi, effettuato dal CONAI con il “contributo ambientale”.

Alcuni dati:

	1998	2006*
– Imballaggi:		
Immerso al consumo (ton)	10.748.000	12.245.000
riciclo (ton)	3.335.000	6.801.000
(% su immerso al consumo)	31,0	55,5
recupero energetico (ton)	235.000	1.279.000
(% su immerso al consumo)	2,0	10,5
Recupero (ton)	3.570.000	8.080.000
(% su immerso al consumo)	33,0	66,0
– “Contributo ambientale” (Euro)	217.000.000	259.440.000

*Preconsuntivo.

I termini del problema

La corretta gestione dei rifiuti costituisce una delle sfide ambientali più importanti della società moderna. Non è solo questione di costi di smaltimento, difficoltà organizzative, problemi di igiene, e molti altri ancora, legati alla gestione delle enormi quantità di rifiuti che vengono prodotti ogni giorno, ma è soprattutto una questione di spreco di risorse naturali: quando si getta in discarica un chilo di rifiuti, si buttano via quasi due chili di risorse naturali che sono servite per produrli e gestirli... *e noi produciamo miliardi e miliardi di chili di rifiuti all'anno.*

Diverse direttive europee e le leggi nazionali che ne sono derivate, si sono concentrate sul problema dei rifiuti dando precisi indirizzi e indicando compiti e responsabilità.

E siccome non c'è bene di consumo, sia esso industriale o domestico, che di fatto non sia “accompagnato” da un imballaggio, proprio agli imballaggi è stata dedicata la maggiore attenzione: *“gli imballaggi sono diventati il campo di sperimentazione e realizzazione di una svolta culturale ed economica che punta sulla responsabilità condivisa per generare in tutti i soggetti coinvolti – imprese, pubblica amministrazione e cittadini – comportamenti integrati e coerenti con gli interessi dell'ambiente”.*

Rifiuti urbani (RU)

Sono costituiti dai rifiuti domestici e dai così detti “*rifiuti assimilati*”, cioè quelli prodotti dal piccolo commercio e artigianato che apposite autorizzazioni comunali permettono di “consegnare” alla raccolta differenziata unitamente ai domestici.

In Italia la produzione di rifiuti urbani è in costante aumento. Si è passati da quasi 27.000.000 tonnellate di rifiuti urbani nel 1997 a quasi 32.000.000 di tonnellate nel 2005. Vale a dire che ciascun cittadino ha prodotto circa 540 kg di rifiuti nel 2005, ovvero 1,47 kg al giorno.

La composizione media del rifiuto urbano è la seguente (fonte: Osservatorio Nazionale dei Rifiuti, Rapporto 2004): carta e cartone 23%, plastica 11%, vetro 7%, legno 5%, metalli 3%, organico 28%, tessili 5%, altro 18%. Non ci sono dati precisi sugli imballaggi, ma si stima un contenuto di 20-25%, massimo al nord Italia e minimo al Sud.

Dopo la “prevenzione”, cioè la minimizzazione della produzione dei rifiuti, la soluzione ritenuta più efficace per fronteggiare il problema consiste nell’avviare una gestione integrata dei rifiuti, che sinteticamente può essere così descritta:

- sviluppo di un sistema di raccolta differenziata economico, efficace ed efficiente;
- adeguate capacità di trattamento (stoccaggio, selezione, ecc...) dei materiali raccolti;
- sviluppo di un’industria del riciclo;
- sviluppo della termovalorizzazione, specie con combustione di CDR (combustibile da rifiuti), per avviare a recupero energetico (calore o elettricità) le frazioni secche dei rifiuti non avviati alla raccolta differenziata, gli scarti delle attività di selezione e trattamento e altre tipologie di rifiuti, come previsto dalla legge;
- approntamento di discariche per gestire il materiale residuale inertizzato non più valorizzabile in altro modo.

Imballaggi

Le funzioni principali degli imballaggi sono:

- proteggere e conservare il prodotto;
- facilitarne il trasporto;
- dare al consumatore preziose informazioni: qualità e composizione del prodotto contenuto, luogo e data di produzione, data di scadenza, nome del produttore, materiale dell’imballaggio...e indicazioni sulla raccolta differenziata e molte altre informazioni.

La nomenclatura ufficiale divide gli imballaggi in tre categorie (le definizioni che seguono sono tratte dall’art. 218 del D.lgs. 152/06):

Imballaggio primario (per la vendita)

Si intende “l’imballaggio concepito in modo da costituire, nel punto di vendita, un’unità di vendita per l’utente finale o per il consumatore”. Per esempio: bottiglia dell’acqua, la lattina della bibita ecc...

Imballaggio secondario (multiplo)

Si intende “l’imballaggio concepito in modo da costituire, nel punto di vendita, il raggruppamento di un certo numero di unità di vendita...”.

Per esempio: il film plastico che racchiude più bottiglie ecc...

Imballaggio terziario (per il trasporto)

Si intende “l’imballaggio industriale e commerciale usato per il trasporto”. Per esempio: palletts, cappuccio di plastica termoretrato, grandi casse ecc...

La gestione degli imballaggi: responsabilità e doveri*Responsabilità*

La così detta “Responsabilità di prodotto”, che riguarda l’intero ciclo di vita del prodotto stesso (*IPP, Integrated Product Policy*), addebita alle imprese produttrici e distributrici di beni la maggiore responsabilità ambientale nella gestione dei beni stessi in tutto il loro ciclo di vita, compresa la gestione dei relativi rifiuti.

Doveri

Una volta acquisita la validità del concetto di “*Responsabilità di Prodotto*”, il legislatore ha indicato anche i doveri in fatto di gestione ambientale, tra i quali uno dei più importanti è costituito dalla così detta “Scala gerarchica”. Viene affermato il principio che una corretta gestione dei prodotti e dei rifiuti si attua attraverso quattro attività fondamentali poste in scala gerarchica, cioè da preferire in ordine decrescente:

1. *Prevenzione*: riduzione dell’impatto ambientale sia dal punto di vista della quantità (riducendo consumi e pesi) che della pericolosità per l’ambiente e per la salute.
2. *Riutilizzo*: progettazione e produzione di imballaggi utilizzabili più di una volta e quindi in grado di allontanare nel tempo il momento in cui diverranno rifiuti.
3. *Riciclo*: la produzione di “materie prime seconde” dai rifiuti di imballaggi per produrre nuovi beni dello stesso materiale di cui è fatto l’imballaggio (da imballaggi di carta si riottiene carta, da plastica si riottiene plastica, ecc...). Nel riciclo è compreso anche il compostaggio.
4. *Recupero energetico*, inteso come l’insieme di processi che consentono di ricavare energia dai rifiuti per combustione, sotto forma di calore o elettricità.

Con il solo termine *Recupero* si indica la somma delle attività di *Riciclo* e *Recupero energetico*:

RECUPERO = RICICLO + RECUPERO ENERGETICO

La Direttiva Europea e la legge italiana precisano inoltre che la scala gerarchica, pur rappresentando una indicazione in generale valida, deve tuttavia essere supportata, per le scelte definitive, dalla *Analisi del Ciclo di Vita*. In poche parole le scelte fra due o più soluzioni, vanno possibilmente fatte dopo aver verificato “scientificamente” l’effettiva convenienza ambientale.

Il Sistema Italia: il CONAI e i Consorzi dei Materiali

L’ottobre del 1997 è una data che rappresenta, per l’Italia, una svolta importante nella gestione degli imballaggi e dei loro rifiuti. È la data di nascita del CONAI, Consorzio per il Recupero degli Imballaggi, la cui gestione è stata affidata dalla legge alla responsabilità delle imprese, che si sono associate in gran numero (oltre 1.400.000 aziende) nel consorzio stesso. Il suo compito è quello di gestire il recupero e il riciclo degli imballaggi nella loro globalità e di perseguire gli obiettivi di riciclo e recupero previsti dalla legislazione europea, recepiti in Italia prima dal Decreto Ronchi (D.lgs 22/97), sostituito dall’aprile 2006 dal Decreto Legislativo “*Norme in materia Ambientale*” (D.lgs 152/06).

La gestione operativa del recupero degli imballaggi dei singoli materiali (*acciaio, alluminio, carta, legno, plastica, vetro*) è affidata invece a sei *Consorzi dei Materiali*, uno per ciascun materiale.

È questo il “Sistema CONAI”, o meglio il *Sistema Italia*, in quanto è un sistema di consorzi a livello nazionale, che rappresenta un caso unico in Europa, come normativa, struttura, gestione operativa ed economica.

È un sistema che *autofinanziandosi* ha raggiunto gli obiettivi ai costi più bassi in Europa, investendo anche risorse cospicue per l’informazione dei cittadini.

Questo sistema, voluto dalla legge e affidato alle imprese, ha segnato il passaggio da una gestione impostata sulla discarica, ad un sistema integrato basato sulla prevenzione, il riciclo e il recupero energetico dei rifiuti di imballaggio, esteso poi agli altri rifiuti.

Normativa e struttura

Con il D.lgs 22/97 e con il successivo D.lgs 152/06, che lo amplia e modifica (in seguito si farà riferimento soltanto a questo ultimo decreto), l’Italia recepisce le Direttive Europee sui rifiuti e in modo specifico la Direttiva sugli Imballaggi e sui Rifiuti di Imballaggi (Direttiva 94/62/CE).

Infatti nel “Titolo II- Gestione degli imballaggi” del decreto vengono indicati gli obiettivi di riciclo e recupero degli imballaggi, le norme della gestione, nonché definite le responsabilità e i doveri, specie delle imprese: il decreto stabilisce la costituzione del CONAI e dei Consorzi dei Materiali, dettandone obiettivi e linee di comportamento (“cosa fare”), ma lasciando alle imprese la scelta delle modalità (“come fare”).

Le caratteristiche e i contenuti principali del Decreto si possono così riassumere:

Il decreto

Il decreto riguarda tutti gli imballaggi e tutti gli operatori economici, questi ultimi divisi formalmente in due categorie: *Produttori* di imballaggi e *Utilizzatori* di imballaggi.

I Produttori sono le aziende che producono gli imballaggi e/o le materie prime che servono per produrli, nonché gli importatori di “imballaggi vuoti”, cioè di imballaggi senza merce dentro.

Gli Utilizzatori sono le aziende che usano gli imballaggi per confezionare le loro merci o che vendono merci già confezionate. Appartengono a questa categoria le numerosissime imprese che producono/distribuiscono/vendono beni di largo consumo e/o industriali e commerciali: grandi e piccoli produttori, grande distribuzione, negozi, artigiani ecc... Analogamente al caso dei Produttori, rientrano in questa categoria anche gli importatori di “imballaggi pieni”, cioè di beni già imballati, pronti per essere venduti sul territorio italiano.

Mettendo in evidenza che il Decreto “riguarda tutti gli imballaggi e tutti gli operatori economici” si vuole richiamare l’attenzione sul fatto che l’obiettivo strategico è stato quello di mettere in atto un *sistema unitario* che in qualche modo potesse rappresentare tutta la nazione sia in fatto di politiche che di gestione delle informazioni e dei risultati. È l’aspetto che distingue il Sistema Italia dal resto dell’Europa. Il CONAI è infatti l’unica organizzazione i cui dati, sugli imballaggi e il loro recupero, rappresentano la situazione del paese Italia, in quanto di fatto tutte le imprese italiane fanno parte del Consorzio.

Principi generali

“CHI INQUINA PAGA” e “RESPONSABILITA’ CONDIVISA”.

Intendendo per *inquinamento* una qualunque *modifica irreversibile dell’ambiente*, con “Chi inquina paga” si stabilisce che chi è responsabile dell’inquinamento deve anche sostenere i costi della “bonifica”: nel caso dei rifiuti, i costi della raccolta e del recupero o smaltimento in discarica. Siccome alle imprese viene addebitata la maggiore responsabilità dell’inquinamento, in quanto sono produt-

trici dei beni – che per il semplice fatto di essere prodotti con appositi processi e impianti, provocano un “inquinamento” e lo provocano anche come rifiuti – ad esse viene anche dato l’onere di provvedere in gran parte a sostenere i costi della gestione degli imballaggi e dei loro rifiuti. Il decreto infatti stabilisce che i costi del recupero sono in gran parte a carico del Sistema CONAI. Ovviamente la responsabilità non può essere di un solo soggetto, ma deve essere condivisa da tutti i soggetti che fanno parte del sistema, in proporzione alle loro responsabilità: principio della “responsabilità condivisa”.

In pratica significa che i costi non possono essere comunque e totalmente a carico delle imprese e che, nel caso specifico dei rifiuti di imballaggio, la Pubblica Amministrazione (PA) deve organizzare la raccolta differenziata “in modo efficiente ed economico” e che il cittadino deve seguire le indicazioni della PA.

In questo modo vengono fissati due punti importanti: “la gestione” del cittadino è esclusivo compito della PA; il Sistema CONAI contribuisce economicamente a sostenere le spese di una gestione corretta dei rifiuti, cioè “efficiente ed economica”: non paga i maggiori costi derivanti da raccolte di qualità scadente (materiali estranei), selezioni inefficienti, trasporti troppo costosi ecc....

Obiettivi

Entro il 2008 devono essere raggiunti i seguenti obiettivi:

		% su immesso al consumo	
per l'insieme dei materiali (acciaio, alluminio, carta, legno, plastica, vetro)	recupero riciclo	min. 60% 55-80%	→ vetro 60% min. metalli 50% min. carta 60% min. plastica 26% min. legno 35% min.

Obblighi dei produttori e degli utilizzatori

Entrambe le categorie “sono responsabili della corretta gestione ambientale degli imballaggi e dei rifiuti di imballaggio generati dal consumo dei propri prodotti”; in particolare vengono indicate le seguenti precise responsabilità:

- *conseguire gli obiettivi* di recupero e riciclo: quindi le imprese hanno la diretta responsabilità di trovare i mezzi e i modi per recuperare entro la scadenza prevista le quantità indicate dagli obiettivi;
- *costituire il consorzio CONAI*, cioè un’organizzazione ad hoc per raggiungere gli obiettivi di cui sopra, a meno che non organizzino direttamente o in forma associata (specie con i Produttori) un sistema di ritiro e di recupero dei *propri*

imballaggi. In questo ultimo caso devono raggiungere autonomamente gli obiettivi di legge di recupero e riciclo e comunicare i dati all'Autorità dei rifiuti e al CONAI.

Di conseguenza le imprese, cioè i Produttori e gli Utilizzatori, se non prendono iniziative autonome, *sono obbligati* ad iscriversi al CONAI.

Per i Produttori prevede un ulteriore compito: essi *devono* provvedere *operativamente* al ritiro degli imballaggi e dei loro rifiuti, per recuperarli e riciclarli. Possono “organizzare un sistema autonomo di gestione (ndr, raccolta, trasporto e recupero) dei *propri imballaggi* che hanno immesso sul mercato (primari, secondari e terziari) o di restituzione (secondari e terziari)”.

I Produttori che non adottano almeno uno di questi provvedimenti, *sono obbligati* a iscriversi al *Consorzio di Materiale* di pertinenza, cioè ad uno dei consorzi che, come si vedrà in seguito, devono organizzare e provvedere operativamente al recupero degli imballaggi.

I Consorzi di Materiale sono sempre sei (teoricamente potrebbero essere più numerosi):

CNA (acciaio)	CIAL (alluminio)	COMIECO (carta)
RILEGNO (legno)	COREPLA (plastica)	COREVE (vetro)

In conclusione: tutte le imprese – Produttori + Utilizzatori – sono responsabilizzate della gestione ambientale degli imballaggi, soprattutto attraverso l'iscrizione al CONAI. I Produttori, attraverso i Consorzi di Materiale, devono organizzare le operazioni concrete di riciclo e recupero degli imballaggi.

CONAI, Consorzio Nazionale per il Recupero degli Imballaggi

Il D.lgs 152/06 stabilisce per il CONAI quanto segue:

- Il suo statuto è approvato con decreto ministeriale, quindi ha valore di legge. Il che significa che le aziende, una volta che si sono iscritte, hanno l'obbligo di legge di rispettare le regole dettate dallo statuto, per esempio il versamento del contributo CONAI, previsto per finanziare il sistema.
- NON HA FINI DI LUCRO: non può essere distribuito nessun “dividendo” agli associati.
- È costituito in forma paritaria da produttori e utilizzatori; infatti nel Consiglio di Amministrazione sono presenti 14 Produttori e 14 Utilizzatori (più un rappresentante dei consumatori, nominato dal governo). Le imprese iscritte al CONAI sono oltre 1.400.000 (dicembre 2005)
- TARGET: *raggiungere gli obiettivi globali di recupero e riciclo*

- FUNZIONI principali:
 - “Definisce le condizioni generali di ritiro con le Pubbliche Amministrazioni (PA), cioè le condizioni di ritiro da parte dei Consorzi dei Materiali dei rifiuti selezionati provenienti dalla raccolta differenziata”: il CONAI è chiamato a definire, con le opportune procedure, i corrispettivi (€ /kg) da versare ai comuni per la raccolta differenziata da questi effettuata.
La procedura indicata è soprattutto quella di un accordo nazionale con l’Associazione Nazionale dei Comuni Italiani (ANCI), il così detto *Accordo ANCI-CONAI*, di cui si parlerà più avanti.
 - Assicura la cooperazione tra i Consorzi dei Materiali e il raccordo con la PA.
 - Organizza le campagne informative per i cittadini.
 - Ripartisce i costi tra i Produttori e gli Utilizzatori, cioè definisce le modalità di contribuzione per il *finanziamento del sistema*.
 - Elabora ed aggiorna il PROGRAMMA GENERALE DI PREVENZIONE E GESTIONE, un documento che il CONAI deve presentare ogni anno, nel quale deve esporre i risultati raggiunti e le previsioni per gli anni seguenti relativamente a:
 - gli obiettivi di recupero e riciclo
 - le azioni sulla Prevenzione
 - la Comunicazione ai cittadini
 - la situazione gestionale, economica e finanziaria
 - le attività di formazione, nonché di ricerca e sviluppo.

Il documento è preparato sulla base dei Piani Specifici di Prevenzione preparati dai singoli consorzi di materiali e deve essere inviato all’Autorità dei Rifiuti e ai Ministeri dell’Ambiente e delle Attività Produttive per l’approvazione.

Consorzi dei Materiali

- analogamente al CONAI, lo statuto è approvato con decreto ministeriale; NON HANNO SCOPO DI LUCRO; devono presentare ogni anno un Programma Specifico di Prevenzione;
- hanno il compito preciso di “razionalizzare ed organizzare”:
 - il ritiro dei materiali provenienti dalla raccolta differenziata;
 - la raccolta dei rifiuti di imballaggi secondari e terziari (non raccolti da operatori indipendenti);
 - il riciclaggio (riciclo) e il recupero.

I Consorzi operano sull’intero territorio nazionale attraverso convenzioni specifiche con i Comuni e le società che, su mandato dei comuni stessi, gestiscono la raccolta differenziata. Le convenzioni sono stipulate sulla base di quanto stabilito dall’Accordo ANCI-CONAI.

La gestione

Il CONAI nasce il 30 ottobre 1997, è un consorzio a gestione privata costituito da oltre 1.400.000 aziende, che sono i suoi soci. Si *autofinanzia* con il Contributo Ambientale CONAI.

Gestione della prevenzione

Istituzionalmente il CONAI ha il compito di farsi promotore di politiche ed azioni di Prevenzione, volte a ridurre l'impatto ambientale degli imballaggi.

La promozione di tecnologie sempre più pulite, l'ottimizzazione delle quantità di materiali e di energia impiegate per la produzione, la facilitazione del riutilizzo e riciclo degli imballaggi sono i principali obiettivi della promozione di una *cultura di sostenibilità ambientale*, che è sostanzialmente la principale mission del CONAI.

Le azioni messe in atto si possono così riassumere:

- *leva economica*: lo stesso contributo ambientale, posto sull'imballaggio venduto dal Produttore all'Utilizzatore (ved. "Finanziamento del sistema") e legato al peso dell'imballaggio ceduto, rappresenta di per se stesso un invito a far pesare di meno l'imballaggio, quindi costituisce un'azione di prevenzione. La medesima considerazione vale per l'esclusione dal pagamento del contributo concessa agli imballaggi riutilizzati.
- *promozione di esempi virtuosi*, cioè creazione di opportuni metodi e mezzi per pubblicizzare e incentivare nel merito le azioni delle imprese. Il progetto PENSARE FUTURO, realizzato istituzionalmente dal CONAI, rappresenta un'iniziativa concreta in tal senso.

Tra l'altro del progetto fanno parte:

- il *Dossier Prevenzione*: un volume pubblicato annualmente, dove vengono presentati centinaia di casi reali di prevenzione realizzate dalle imprese. I casi vengono selezionati in funzione dei diversi modi con i quali sono stati realizzati obiettivi di prevenzione. Per esempio: risparmio di materie prime, riutilizzo degli imballaggi immessi sul mercato, utilizzo di materiale riciclato per la produzione dell'imballaggio stesso, ottimizzazione della logistica, specie dei trasporti ecc.
Il volume è consultabile nel sito CONAI www.conai.org
- l'*Oscar dell'imballaggio*: annualmente vengono premiati pubblicamente le realizzazioni e i progetti che si sono distinti per risparmi di materia e di energia, per maggior riciclabilità e per qualsiasi altra forma di miglioramento dell'impatto ambientale.
- programmi e azioni di formazione e comunicazione:
 - *"Riciclando si impara"*: seminari in tutta Italia per insegnanti delle scuole inferiori (3000 insegnanti)

- seminari per corsi di laurea e master post universitari
- campagne nazionali e locali di comunicazione

Finanziamento del sistema

Il sistema si autofinanzia “in continuo” reperendo i fondi direttamente dalle imprese, o meglio dalla vendita degli imballaggi effettuata dai Produttori agli Utilizzatori.

Il finanziamento avviene attraverso l'applicazione del “Contributo Ambientale CONAI” sugli imballaggi venduti *dall'ultimo produttore al primo utilizzatore*, nel modo seguente:

- nel momento della emissione della fattura da parte del Produttore, questo aggiunge nella stessa fattura una cifra in euro corrispondente al peso in chilogrammi degli imballaggi venduti, moltiplicato per un valore in euro/kg (*contributo CONAI*), caratteristico del materiale di cui è fatto l'imballaggio venduto (rif. paragrafo successivo) ed *uguale per tutti gli imballaggi di uno stesso materiale*;
- tale cifra è versata dal Produttore al CONAI, che provvederà a trasmetterla al Consorzio di Materiale di competenza, dopo aver trattenuto una quota (max. 20%) per la propria gestione.

Esempio: un produttore A) di caramelle (Utilizzatore di imballaggi) ordina 3.000 scatole di cartoncino, che pesano 0,25 kg e costano 0,40 € ciascuna, ad un trasformatore B) (Produttore di imballaggi). Quando B) emette la fattura di 1.200 € relativa alle 3.000 scatole ($1.200 \text{ €} = 3000 \times 0,40 \text{ €}$), aggiunge all'importo relativo alle scatole l'importo di 11,62 € ($0,25 \text{ kg} \times 3.000 \times 0,00723 \text{ €}$, dove 0,0723 €/kg è il contributo CONAI relativo agli imballaggi di carta/cartone). Valore finale: 1.211,62 €. Il Produttore verserà l'importo del contributo (11,62 €) al CONAI, che provvederà a versarlo al Consorzio della carta/cartone (COMIECO), secondo le sue necessità;

- per il versamento viene seguita la seguente procedura: ciascun Produttore che ha venduto imballaggi agli Utilizzatori, per *l'uso degli stessi sul mercato italiano*, comunica periodicamente al CONAI gli importi relativi ai contributi riportati nelle fatture che ha emesso nel periodo considerato, specificando gli importi per ogni singolo materiale. Il Produttore è *obbligato* a versare tale somma al CONAI, indipendentemente dal pagamento effettuato dall'utilizzatore (responsabilità condivisa);
- il CONAI versa le somme ricevute ai Consorzi dei Materiali, trattenendo una parte per la propria gestione, che non può essere superiore al 20%. I Consorzi dei Materiali si servono di questo finanziamento soprattutto per versare ai Comuni i “corrispettivi” previsti dall'Accordo ANCI-CONAI (rif. paragrafi successivi) per remunerare la raccolta differenziata;

- il contributo CONAI si applica soltanto agli imballaggi che vengono impiegati per vendere merci sul mercato italiano (che quindi *producono rifiuti sul territorio italiano*): è l'Utilizzatore che deve comunicare al Produttore la destinazione finale prevista delle merci all'atto dell'acquisto degli imballaggi. *Sugli imballaggi esportati non si applica il contributo CONAI.*

Contributo ambientale CONAI

I valore del contributo per singolo materiale viene fissato dal Consiglio di Amministrazione del CONAI. A giugno 2006 sono in vigore i seguenti contributi, espressi in € /ton:

acciaio 15,49, **alluminio** 25,82, **carta/cartone** 15,49, **legno** 4,00, **plastica** 72,30, **vetro** 5,16 (in luglio è stato approvato il raddoppio dei contributi del vetro e della carta/cartone)

I versamenti annuali totali che entrano nelle casse del CONAI, ammontano a circa 250 milioni di euro e sono rimasti abbastanza stabili dal 1998 ad oggi, segno che non c'è stata e non c'è una significativa evasione da parte delle aziende (si stima inferiore al 10%).

I versamenti ricevuti dal CONAI nel 2006 sono stati i seguenti:

Materiale	Milioni di euro	% del totale
ACCIAIO	8,646	3,3
ALLUMINIO	1,746	0,7
CARTA/CARTONE	64,738	24,4
LEGNO	10,833	4,1
PLASTICA	147,153	55,4
VETRO	14,786	5,6
MISTI	17,758	6,7
TOTALE	265,660	100,0

Le due diverse gestioni degli imballaggi: primari e secondari-terziari

La raccolta, la selezione e il recupero degli imballaggi post-consumo vengono gestiti dal sistema CONAI in due modi differenti secondo la provenienza:

- imballaggi primari: provenendo dalla raccolta differenziata, che riguarda i rifiuti urbani (RU), la gestione è fatta sulla base dall'Accordo ANCI-CONAI (rif. paragrafi successivi). Gli imballaggi interessati sono quelli conferiti al servizio pubblico, che sono soprattutto primari;

- imballaggi secondari e terziari: provenendo da superfici private (industria, centri commerciali ecc...) la gestione è effettuata attraverso un sistema di piattaforme di conferimento.

La gestione degli imballaggi primari (RU) e l'Accordo Quadro ANCI-CONAI

Un comune che vuole effettuare la raccolta differenziata degli imballaggi di uno o più materiali (carta, vetro, ecc...) e ricevere la prevista remunerazione (corrispettivo), deve firmare una *convenzione* con il/i rispettivi consorzi di materiale.

Solo dopo la firma della convenzione, fatta la raccolta, il comune (o un'azienda dallo stesso incaricata) può consegnare il materiale raccolto in un luogo e ad un soggetto indicato dal consorzio. Quindi, sulla base delle quantità raccolte e del tipo di materiale, emette una fattura a carico del Consorzio di Materiale interessato, applicando le tariffe previste nella convenzione stessa.

Il Consorzio provvederà, attraverso il sistema industriale italiano, al recupero e al riciclo dei rifiuti di imballaggio raccolti.

Tariffe, modalità e procedure sono dettate dall'Accordo ANCI-CONAI che viene stipulato ogni cinque anni (l'ultimo nel 2004) e che determina soprattutto:

- i *corrispettivi*: le tariffe in € /ton per i quantitativi di imballaggi di un certo materiale raccolti e consegnati al corrispondente consorzio;
- il valore dei corrispettivi in funzione della *qualità* del materiale raccolto, cioè delle impurezze (contaminazioni) in esso contenute.

I corrispettivi variano da un minimo ad un massimo secondo la percentuale delle impurezze contenute, che vengono determinate periodicamente con delle analisi effettuate congiuntamente (presenti consorzio e comune) da aziende specializzate. Oltre la percentuale massima di impurezze non viene riconosciuto alcun corrispettivo e il consorzio può optare per il non ritiro del materiale.

- eventuali *ulteriori oneri* da riconoscere ai comuni, in funzione delle distanze e dei costi dei trasporti, o altri di tipi di costi aggiuntivi (compattazione, piccole selezioni ecc...).

Materiale	Corrispettivi 2005 (euro/ton)		Frazioni estranee max
	max	min	
Acciaio	72,00	33,00	20%
Alluminio	368,00	150,00	15%
Carta	84,00	42,00	15%
Legno	12,00	6,00	10%
Plastica	275,00	30,00	20%
Vetro	30,98	15,49	5%

La gestione degli imballaggi secondari e dei terziari

Gli imballaggi secondari e terziari da post-consumo provengono generalmente da superfici private (industria e commercio) e spesso sono raccolti da raccoglitori e/o riciclatori indipendenti che agiscono fuori dal sistema CONAI. Gli statuti dei Consorzi dei Materiali prevedono espressamente che i consorzi non devono entrare in concorrenza con questi operatori (i quali però forniscono al sistema CONAI i dati complessivi dei quantitativi raccolti e recuperati)

Per quegli imballaggi non raccolti dagli operatori indipendenti, e che provenendo da superfici private non sono conferibili al servizio pubblico (salvo il caso degli imballaggi assimilati, cioè quegli imballaggi che pur provenendo da superfici private sono conferibili al servizio pubblico per decisioni comunali) sono previste delle piattaforme di consegna.

I supermercati, le industrie, gli artigiani ecc.. che devono smaltire i loro imballaggi usati, possono consegnarli a costo zero (tranne il trasporto) in apposite Piattaforme ad operatori privati che sono convenzionati con i consorzi dei materiali. I consorzi provvedono poi al loro recupero e riciclo.

Questa è la così detta “azione di sussidiarietà” del sistema CONAI, in quanto interviene per permettere il recupero di quegli imballaggi post-consumo che il libero mercato non ha convenienza a gestire.

Al 31 dicembre 2006 agiscono 433 Piattaforme.

I risultati

I dati di recupero e riciclo sono riferiti alle quantità di imballaggi che annualmente vengono immesse al consumo e che producono di conseguenza le corrispondenti quantità di rifiuti sul territorio italiano.

Tutti i dati relativi all’impresso al consumo ed ai risultati di recupero e riciclo dei vari anni sono consultabili sul sito CONAI (www.conai.org) alla voce Piano Generale di Prevenzione. Lo stesso vale per i singoli Consorzi di Materiale, alla voce Piano Specifico di Prevenzione (per la nomenclatura dei siti, vedere sito CONAI).

Imballaggi immessi al consumo

Nell’anno 2005 gli imballaggi consumati in Italia sono stati valutati in 11.897.000 ton, contro 10.745.000 ton del 1998. L’incremento del 1,4% annuo è dovuto all’inevitabile aumento dei consumi. Le azioni di prevenzione possono aver diminuito tale incremento, ma non sono state in grado (e non lo saranno per qualche anno ancora) di invertirne la tendenza.

I consumi totali e per singolo materiale sono i seguenti:

Imballaggi immessi al consumo.

Materiale	1998 (kton)	2002 (kton)	2006* (kton)
ALLUMINIO	57	59,8	72
ACCIAIO	600	565	561
PLASTICA	1.800	1.951	2.160
VETRO	1.905	2.020	2.130
LEGNO	2.360	2.603	2.852
CARTA	4.023	4.218	4.470
TOTALE	10.745	11.417	12.245

* Preconsuntivo.

Riciclo

Le quantità riciclate e le relative percentuali rispetto all'impresso al consumo sono state le seguenti:

Riciclo degli imballaggi.

Materiale	1998		2002		2006*	
	(kton)	(%)	(kton)	(%)	(kton)	(%)
ACCIAIO	27	4,5	310	54,9	369	65,8
ALLUMINIO	7	12,3	26	43,0	36	50,3
CARTA	1.489	37,0	2.369	56,2	2.980	66,7
LEGNO	880	37,3	1.554	59,7	1.559	54,7
PLASTICA	192	10,7	449	23,0	607	28,1
VETRO	740	38,8	1.037	51,3	1.250	58,7
TOTALE	3.335	31,0	5.745	50,3	6.801	55,5

* Preconsuntivo.

I dati sopra riportati indicano che gli obiettivi 2002 di 25-45 % di riciclo sono stati raggiunti e superati e che il sistema ha raggiunto in anticipo gli obiettivi minimi 2008 (min 55% di riciclo).

Recupero

I risultati del Recupero (riciclo più recupero energetico) sono stati:

Recupero degli imballaggi.

Materiale	1998		2002		2006*	
	(kton)	(%)	(kton)	(%)	(kton)	(%)
ACCIAIO	27	4,5	310	54,9	369	65,8
ALLUMINIO	7	12,3	31,9	53,3	41	56,9
CARTA	1.607	39,9	2.694	63,9	3.381	75,6
LEGNO	880	37,3	1.577	60,6	1.787	62,7
PLASTICA	310	17,2	883	45,3	1.252	58,0
VETRO	740	38,8	1.037	51,3	1.250	58,7
TOTALE	3.571	33,2	6.533	57,2	8.080	66,0

* Preconsuntivo.

Anche per il recupero gli obiettivi del 2002 (min 50%) sono stati superati e, come per il riciclo, sono stati raggiunti in anticipo gli obiettivi minimi del 2008 (min 60%).

La differenza fra i valori del recupero e del riciclo corrisponde al recupero energetico. Per il 2006 il recupero energetico vale 1.279.000 ton (10,4%): decisamente inferiore ai valori della maggior parte dell'Europa.

Conclusioni

Il sistema italiano della raccolta e recupero dei rifiuti di imballaggio è stato voluto dalla legge, che ne ha poi affidato la gestione alle imprese, e più precisamente ai Produttori e Utilizzatori di imballaggi. L'impostazione e la gestione del sistema ha visto una buona collaborazione fra pubblico e privato: i Ministeri, l'Osservatorio Nazionale dei Rifiuti (oggi Autorità dei Rifiuti) e le Pubbliche Amministrazioni da una parte; il CONAI e i Consorzi di Filiera dall'altra.

I primi hanno emanato le leggi, controllato il loro rispetto, organizzato la raccolta differenziata; i secondi hanno reperito le risorse finanziarie, definito le modalità di raccolta e riciclo/recupero, promosso la crescita di una consistente e moderna attività industriale, tenendo soprattutto presenti le necessità di efficienza ed economicità, incaricandosi anche delle azioni di prevenzione e di informazione del cittadino.

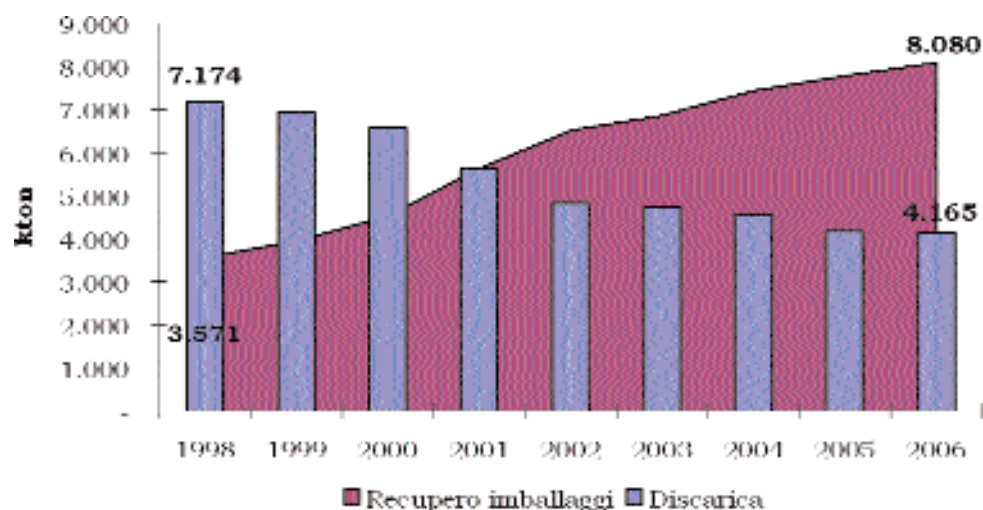
Quest'ultimo ha avuto ed ha un ruolo fondamentale, avendo dimostrato che, se opportunamente informato e formato, può diventare l'elemento chiave e scrupoloso della valorizzazione dei rifiuti.

Gli obiettivi di recupero e riciclo sono stati raggiunti nei tempi previsti e a costi contenuti, decisamente inferiori al resto dell'Europa.

Un punto debole è la scarsa utilizzazione del recupero energetico, che vede l'Italia agli ultimi posti in Europa (con Spagna, Grecia e Portogallo) come capacità di termovalorizzazione e ai primi posti come numero di discariche.

Comunque dal 1998 ad oggi si è avuta una decisa inversione di tendenza delle quantità recuperate e riciclate verso la discarica, a dimostrazione che il sistema ha ottenuto risultati concreti:

Imballaggi: recupero vs discarica.



Raccolta differenziata e termovalorizzazione: una coesistenza possibile. Il caso Cremona

Libero Zini

La relazione intende descrivere la gestione del ciclo dei rifiuti nel Comune e nella Provincia di Cremona, con particolare riferimento al ruolo di AEM, Azienda Energetica Municipale di Cremona, facente parte di Linea Group Holding, unitamente a COGEME Rovato (BS), ASTEM Lodi, ASM Pavia. AEM si occupa della gestione integrata del ciclo per il Comune di Cremona e dello smaltimento per l'intera Provincia, tramite termovalorizzatore e discarica, entrambi di sua proprietà.

Trattandosi di una Multiutility cui fa capo anche la gestione dei servizi energetici, risulta significativa l'integrazione tra il sistema ambientale ed il sistema energetico: il punto di interconnessione tra i due è rappresentato dall'impianto di termovalorizzazione dei rifiuti, che produce energia elettrica e termica direttamente immessa nelle reti elettrica e teleriscaldamento della città, gestite dalla stessa AEM.

In questo contesto, nonostante la possibilità di smaltire agevolmente i rifiuti tramite il termovalorizzatore a recupero energetico, sia il Comune di Cremona che i Comuni della Provincia, sollecitati ed incentivati dall'Amministrazione Provinciale, hanno adottato iniziative volte ad incrementare la raccolta differenziata, ottenendo importanti risultati che, nel tempo, hanno significativamente anticipato gli obiettivi previsti dalla normativa.

Attività del gruppo AEM Cremona

Il gruppo AEM Cremona si occupa della gestione, nel Comune di Cremona (71.000 abitanti), di tutti i servizi pubblici locali.

La sua attività si riferisce a quattro macro settori fondamentali: **ambiente, energia, mobilità, telecomunicazioni**, per ciascuno dei quali viene gestito il ciclo completo.

In particolare, nel **Settore Ambiente** gestisce:

- L'intero ciclo dei rifiuti (raccolta RSU, raccolta differenziata, spazzamento strade, smaltimento);
- Gestione del trattamento dei rifiuti inerti (materiali di scavo e da demolizione);
- Il ciclo idrico integrato (emungimento da pozzi, potabilizzazione e distribuzione dell'acqua destinata al consumo umano, servizio fognatura e collettamento, depurazione con restituzione all'ambiente di acqua poi utilizzata in agricoltura per l'irrigazione);

Nel **Settore Energia** gestisce:

- La produzione e la distribuzione di energia elettrica, l'illuminazione pubblica;
- La distribuzione del gas metano;
- La produzione e la distribuzione di calore tramite la rete di teleriscaldamento urbano;
- La gestione delle centrali termiche d'utenza.

Nel **Settore Mobilità** gestisce:

- I trasporti urbani ed extraurbani;
- La manutenzione ordinaria e straordinaria delle strade;
- Le aree di sosta;
- La segnaletica stradale;
- Gli impianti semaforici;
- Il servizio sgombero neve e antighiaccio.

Nel **Settore Telecomunicazioni** gestisce:

- La cablatrice della città in fibra ottica;
- La telefonia ed i servizi internet;

Alcuni dei servizi sopra elencati vengono espletati anche per Comuni diversi da Cremona.

Gestione del ciclo integrato dei rifiuti

Da decenni il Comune di Cremona prima e l'AEM poi (il “*ramo d'azienda*” che si occupa del ciclo dei rifiuti è passato dal Comune all'AEM nel 1992) pongono particolare attenzione al problema rifiuti.

Amare esperienze del passato, quando il Comune era costretto a portare i propri rifiuti nel Sud Italia ed il rischio “emergenza” era costantemente alle porte, hanno spinto la Provincia di Cremona ed il Comune medesimo, agli inizi degli anni '90, alla decisione di dotarsi di impianti di smaltimento che potessero garantire l'autosufficienza dell'intero bacino provinciale, che conta 330.000 abitanti. La co-

struzione e la gestione di questi impianti è stata demandata ad AEM (interamente posseduta dal Comune di Cremona). AEM pertanto, con fondi propri, ha proceduto alla progettazione ed alla realizzazione di una discarica controllata e di un impianto di termovalorizzazione, con recupero di energia elettrica e termica.

AEM svolge direttamente il servizio di raccolta nell'ambito comunale e per 38 comuni della provincia, mentre si occupa, per quanto sopra esposto, dello smaltimento per l'intera provincia, incamerando una tariffa stabilita dall'Amministrazione Provinciale, che tiene conto dei costi aziendali e della valorizzazione dell'energia prodotta dagli impianti di smaltimento.

Fanno pertanto capo ad AEM i seguenti servizi:

1. Raccolta/Raccolta Differenziata;
2. Termovalorizzazione;
3. Smaltimento in discarica controllata.

Raccolta/Raccolta differenziata

La raccolta degli RSU nel Comune di Cremona viene effettuata per l'82% dei residenti col sistema *"porta a porta"*, con cadenza trisettimanale e per il 18% con cassonetti stradali; quest'ultimo sistema è in atto unicamente nelle zone periferiche.

Il sistema *"porta a porta"* risulta particolarmente oneroso in quanto, nella maggior parte dei casi, il sacco non viene depositato all'esterno (questo per regolamento comunale che ha sempre prestato molta attenzione al decoro urbano), ma l'operatore ecologico entra nella proprietà e lo preleva direttamente nel locale rifiuti condominiale, posizionando nell'apposito trespolo il sacco nuovo.

La raccolta differenziata è in atto a Cremona dal 1985, anno in cui si è iniziato a raccogliere separatamente il vetro. Come risulta dalla Figura 1, con gli anni si sono sino ad oggi aggiunti altri 27 tipi di materiale diverso, destinato al recupero o allo smaltimento secondo canali e modalità in linea con le normative.

Dal 1998 è in atto, a titolo sperimentale, la raccolta separata dell'umido domestico in un quartiere periferico di circa 1.000 abitanti. A fine 2006 il Comune di Cremona ed AEM hanno deciso di intraprendere, sempre a titolo sperimentale, ma su un bacino maggiore (circa 7.000 abitanti) e più significativo in quanto comprendente zone di tutte le tipologie (centro storico, semiperiferia e periferia) la raccolta separata dell'umido, con l'intenzione di estenderla, ad iniziare dal 2007, gradualmente all'intero Comune. Si è notata una positiva risposta dei cittadini, che, diversamente da quanto avvenuto nel 1998, non hanno manifestato particolari problematiche.

La raccolta differenziata avviene secondo diverse modalità:

- Raccolta stradale (oltre 100 postazioni) per vetro, carta, plastica, lattine, pile, farmaci, abiti, scarpe;
- Porta a porta con cassonetti posati nei cortili condominiali o presso le attività per vetro, carta, plastica, lattine, verde, olio vegetale, pile, umido;

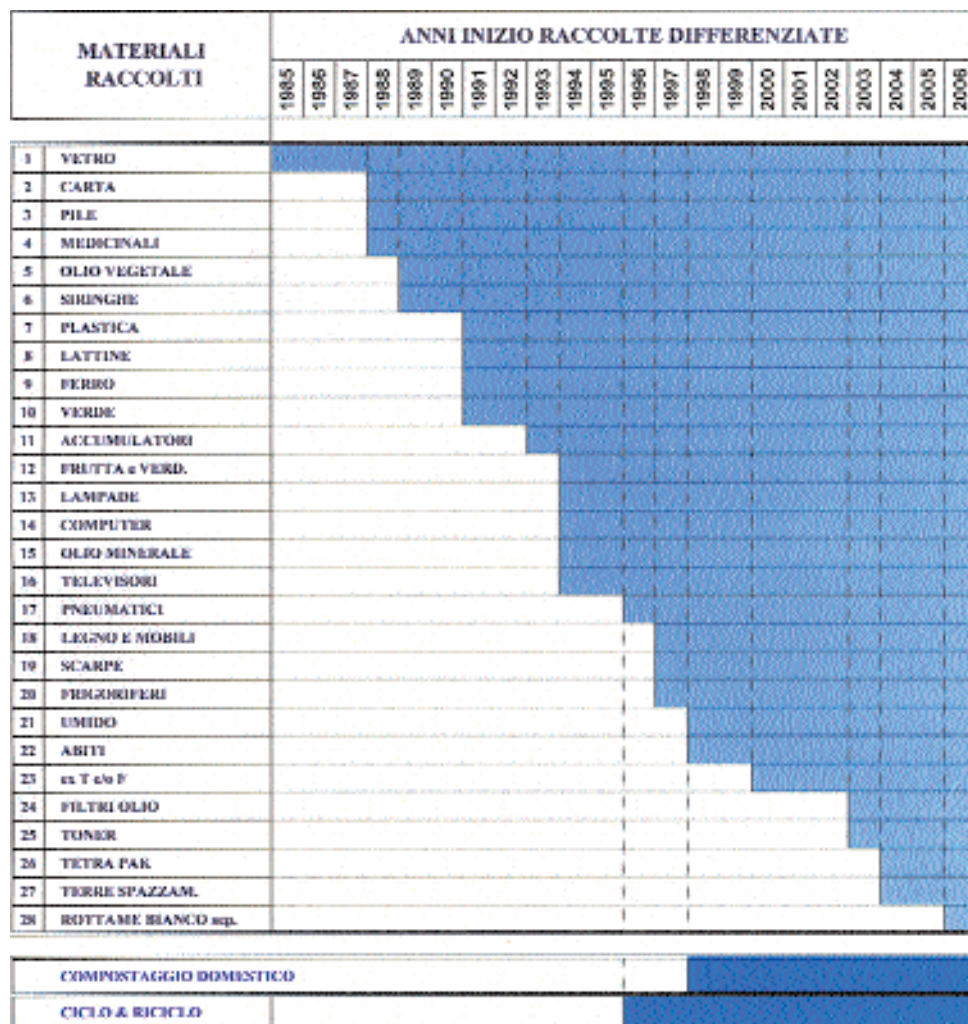


Fig. 1. Materiali raccolti in modo differenziato nel Comune di Cremona.

- Porta a porta manuale per imballaggi in cartone per attività commerciali, umido, scarti vegetali;
- Raccolta di quartiere con cassoni per scarti vegetali;
- Conferimento in piattaforma, aperta per 10 ore ogni giorno feriali (sabato compreso);
- Servizio gratuito, su chiamata e appuntamento telefonico, per la raccolta presso i privati di ferro, legno, mobilio, elettrodomestici, ecc.

AEM ha in atto, alle condizioni stabilite dall'accordo quadro ANCI – CONAI, convenzioni con COMIECO per la carta, COREPLA per la plastica, CNA per le

lattine in banda stagnata, CIAL per le lattine in alluminio, RILEGNO per il legno. È da rilevare che l'invio verso i canali di recupero/smaltimento, delle 28 tipologie di materiali raccolti nel 2006, ha prodotto ricavi per 11 posizioni (vetro, carta, olio vegetale, plastica, lattine, ferro, accumulatori, olio minerale, legno e mobilio, scarpe, tetrapak), costi per 15 posizioni (pile, medicinali, siringhe, verde, frutta e verdura, lampade, computer, televisori, pneumatici, frigoriferi, umido e Te/oF, filtri olio, toner, terre spazzamento), mentre è avvenuta alla pari per due posizioni (abiti e rottame bianco separato).

Alla luce di quanto sopra esposto, i costi diretti (raccolta, invio a recupero e smaltimento) nettizzati dei ricavi, hanno inciso per l'insieme dei materiali raccolti in modo differenziato in misura decisamente inferiore rispetto agli equivalenti costi relativi ai rifiuti raccolti e smaltiti in modo indifferenziato.

Come risulta dalla Figura 2 la raccolta differenziata ha raggiunto nel 2006 per il Comune di Cremona il valore percentuale di 42,73.

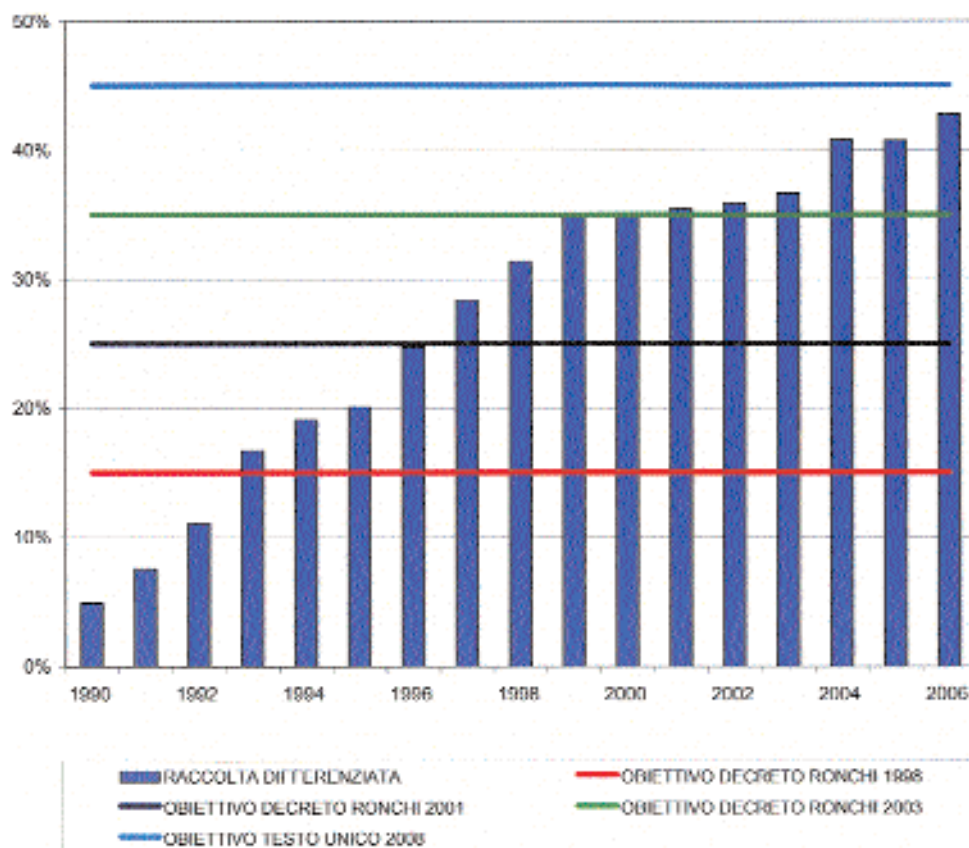


Fig. 2. Percentuali di raccolta differenziata nel Comune di Cremona: anni 1990-2006.

Visti i risultati della raccolta separata dell'umido a livello sperimentale, si ritiene che, quando questa sarà portata a regime, la percentuale supererà abbondantemente il 50%.

Le Figure 3 e 4 mostrano l'andamento nel tempo dei quantitativi di rifiuti raccolti nel Comune di Cremona e nella provincia di Cremona in modo differenziato, conferiti in discarica e presso l'impianto di termovalorizzazione.

La Figura 5 mostra l'andamento negli anni delle percentuali di raccolta differenziata nell'intera provincia di Cremona. Si rileva che nel 2005, come per il 2004, il valore ha raggiunto il 53%. *(All'atto della stesura della relazione non sono ancora disponibili i dati del 2006).*

Dall'analisi dei dati esposti, si ritiene opportuno evidenziare le seguenti considerazioni:

- L'andamento delle percentuali della raccolta differenziata, indica come il problema sia particolarmente sentito dalle Amministrazioni locali e dall'Ammini-

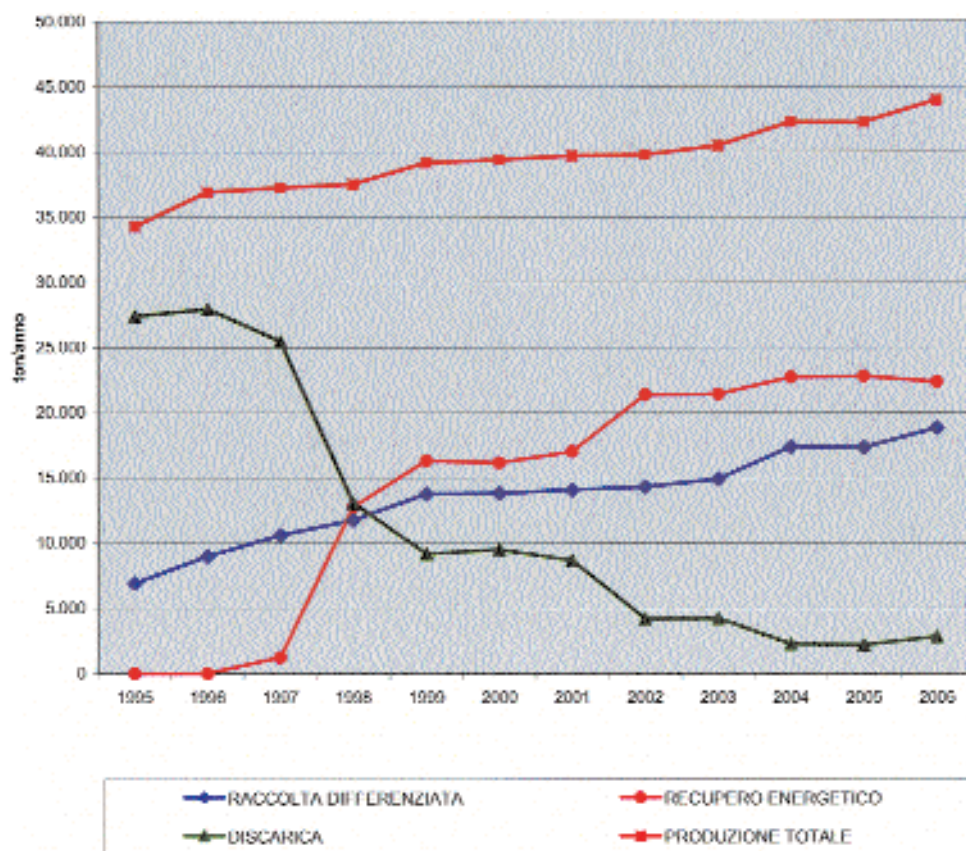


Fig. 3. Andamento della gestione di rifiuti urbani nel Comune di Cremona.

- strazione Provinciale. Non ci si è limitati ad applicare le normative, ma si sono sensibilmente anticipate nel tempo le performances previste dalle medesime;
- Il Comune di Cremona ed i singoli Comuni, al fine di ottenere positivi risultati in questo campo con la condivisione da parte dei cittadini, investono in modo particolare in campagne di comunicazione e di sensibilizzazione attraverso i media, raggiungendo direttamente ogni famiglia con documentazione appropriata in più lingue, in modo da coinvolgere anche cittadini stranieri, organizzando assemblee pubbliche, ecc.;
 - È aumentata notevolmente l'attenzione all'ambiente e la sensibilità del cittadino nei confronti delle tematiche ad esso inerenti. Ne è riprova la risposta decisamente migliore degli abitanti di Cremona interessati alla sperimentazione della raccolta separata dell'umido nel 2006, rispetto a quelli coinvolti nel 1998, pur riguardando, quest'ultima, un quartiere di estrema periferia dove la maggior parte delle abitazioni sono dotate di giardino o cortile;

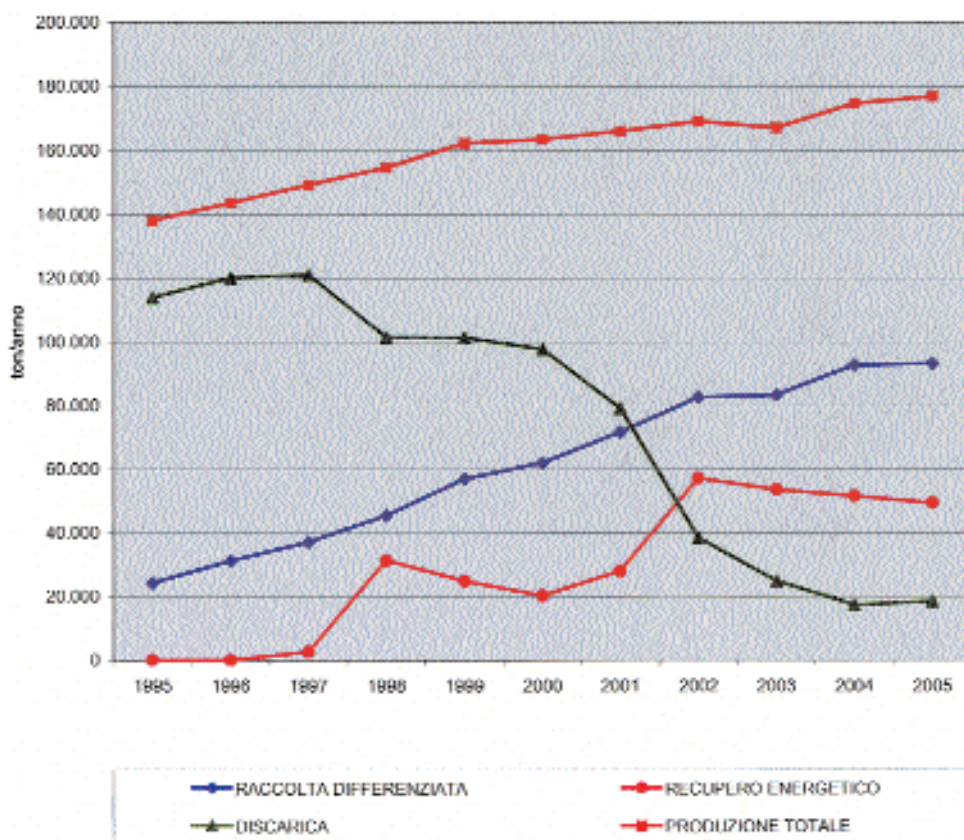


Fig. 4. Andamento della gestione dei rifiuti urbani nella Provincia di Cremona.

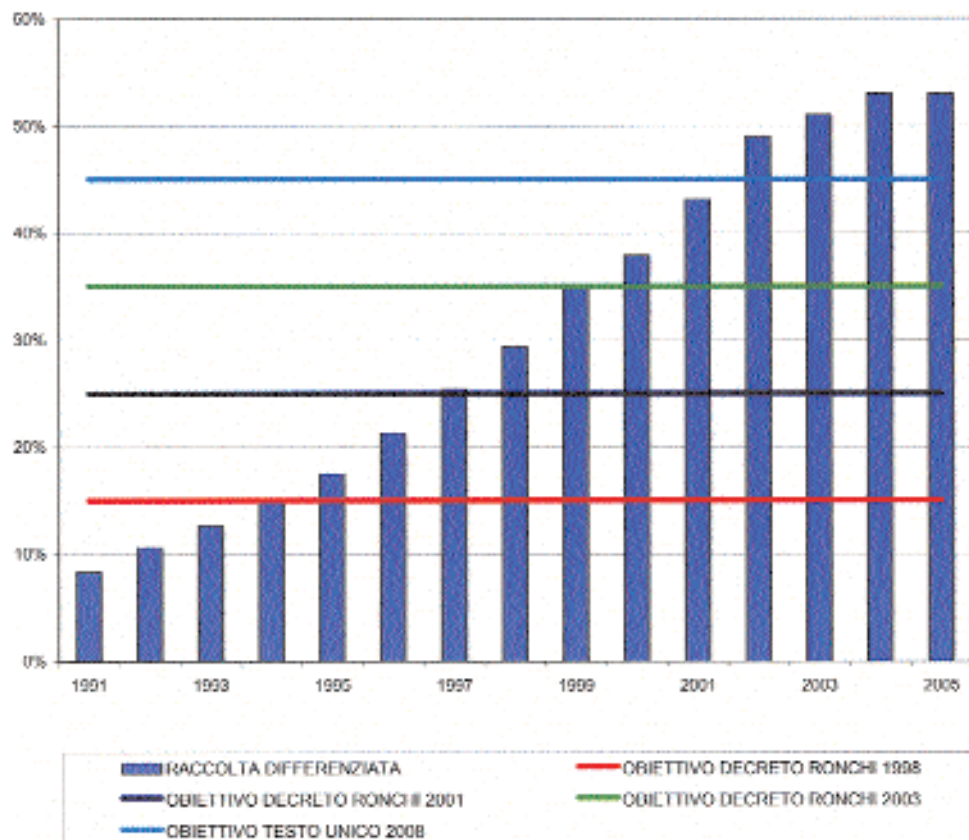


Fig. 5. Percentuali di raccolta differenziata nella Provincia di Cremona: anni 1991-2005.

- L'impegno e lo sforzo che AEM ha profuso negli anni al fine di incentivare la raccolta differenziata sono stati premiati da numerosi riconoscimenti a livello nazionale: il Comune di Cremona viene infatti regolarmente premiato nell'ambito del concorso "Comune Riciclone" promosso da Legambiente per i capoluoghi di provincia.

Per diffondere la cultura della raccolta differenziata, AEM ha introdotto interessanti e simpatiche forme di incentivazione quali il "Ciclo & Riciclo" che vede per 6 mesi l'anno i cittadini impegnati a raccogliere carta, lattine, plastica ed organico, a consegnare questi materiali ad un centro aziendale ottenendo, a fine periodo, vari tipi di premi, quali biciclette (da qui il nome dell'iniziativa) televisori, abbonamenti ai mezzi di trasporto pubblico ed ai parcheggi, sconti sul gas metano, ecc.);

- L'Amministrazione Provinciale ha elaborato differenziazioni delle tariffe di smaltimento degli RSU in funzione delle performances di raccolte differenziate: infatti ogni Comune paga ad AEM una tariffa diversa in funzione del quan-

titativo annuo pro capite di rifiuto indifferenziato consegnato agli impianti. La differenza tra le tariffe massime, applicate ai comuni meno virtuosi, rispetto a quelle minime, applicate ai comuni che più hanno spinto sulla raccolta differenziata è molto elevata, raggiungendo il 41%.

Questo ha spinto i Comuni, soprattutto i più piccoli, sempre alle prese con problemi di bilancio, ad escogitare stratagemmi per aumentare la raccolta differenziata o, comunque, ridurre i quantitativi di rifiuto indifferenziato. Ad esempio, si segnala la distribuzione gratuita di migliaia di composte domestiche alle famiglie che posseggono orto o giardino; l'Amministrazione Provinciale, utilizzando parte delle entrate derivanti dall'applicazione di una aliquota a suo favore, compresa nella tariffa di smaltimento, finanzia in parte le iniziative che i Comuni intraprendono al fine di incentivare la raccolta differenziata.

- È evidente come le performances del Comune capoluogo non possono uguagliare quelle dei Comuni della provincia. È importante ribadire come la maggior parte dei 115 Comuni della provincia di Cremona sia di piccolissime dimensioni (80 di questi non raggiungono i 2.000 abitanti). In questi casi, ovviamente, la produzione di rifiuti pro capite è inferiore e lo smaltimento in campagna della parte compostabile è un fatto quasi naturale.

Da considerare poi il fenomeno del pendolarismo per attività scolastiche e lavorative che quotidianamente trasferisce notevoli quantità di persone produttrici di rifiuti dalla campagna alla città, con il duplice effetto di ridurre i quantitativi di rifiuti prodotti dai singoli Comuni ed aumentare quelli del capoluogo.

- L'aumento delle percentuali della raccolta differenziata presenta una pendenza costante ed un notevole incremento, proprio grazie alle azioni ed agli interventi descritti che hanno contribuito in modo determinante a creare nel cittadino una positiva mentalità in proposito.

Va sottolineato che è stato scelto di favorire in tutti i modi il formarsi e lo svilupparsi di questa mentalità, anche se il bacino provinciale è dotato di un termovalorizzatore (che, tra l'altro, brucia il rifiuto tal quale). È sintomatico come l'entrata in esercizio di tale impianto (1998 per la prima linea e 2002 per la seconda) non abbia per nulla influenzato il trend di crescita della percentuale di rifiuto raccolto in modo differenziato.

Termovalorizzazione

L'impianto di termovalorizzazione dei rifiuti solidi urbani ed assimilabili, nonché dei rifiuti ospedalieri, è dotato di recupero di energia termica ed elettrica, che vengono smistate direttamente nelle reti urbane del teleriscaldamento e di distribuzione dell'elettricità, di proprietà AEM. Per questo motivo l'impianto è situato in una zona relativamente vicina al contesto cittadino. Il sito è stato individuato e valutato dall'ENEA, a fronte di approfonditi studi.

L'impianto è costituito da due linee gemelle, la prima entrata in esercizio nel 1998, la seconda nel 2002. Si tratta di un impianto che brucia rifiuto tal quale e per questo motivo, negli anni 1990 – 1993 – 1996 si sono svolte delle campagne per l'individuazione del potere calorifico del rifiuto, che hanno portato ad individuarne il valore in 2.700 kcal/kg.

L'impianto si compone delle seguenti sezioni fondamentali:

1. Ricevimento rifiuti;
2. Combustione e recupero energetico;
3. Trattamento fumi.

Ricevimento rifiuti

I rifiuti destinati all'impianto vengono pesati all'ingresso di una vasta area AEM, che rappresenta un centro aziendale di lavorazione e stoccaggio, tra l'altro, dei rifiuti da raccolta differenziata. Successivamente il rifiuto viene conferito all'adiacente termovalorizzatore e versato nella fossa di ricevimento. In questa fase sono effettuati i vari controlli.

Combustione e recupero energetico

Dalla fossa, a mezzo di una benna a polipo, vengono alimentati i forni del tipo a griglia mobile. La griglia può sostenere la combustione di rifiuto avente potere calorifico da 2.000 a 3.500 kcal/kg. Ogni linea, in funzionamento normale, è in grado di bruciare dalle 100 alle 120 tonnellate/giorno di rifiuto con potere calorifico di 2.700 kcal/h. Tenendo conto delle fermate per manutenzione e di casuali rallentamenti, l'impianto smaltisce dalle 60.000 alle 65.000 ton/anno. Nella camera di combustione, attraverso un proprio sistema di carico, giungono per via separata i rifiuti ospedalieri. A valle del forno è situata la camera di post-combustione come richiesto dalle normative. Dopo la post-combustione i fumi prodotti giungono alla caldaia dove si producono circa 17,5 t/h di vapore surriscaldato a 385°C ed alla pressione di 41 bar. Dalla caldaia il vapore viene inviato alla turbina (a contropressione per la prima linea, per favorire il recupero di energia termica per il teleriscaldamento, e a condensazione per la seconda linea, per favorire la produzione elettrica). La potenza normale degli alternatori è di 2.100 kW per la prima linea e di 4.000 kW per la seconda.

Trattamento fumi

L'impianto è dotato di un sistema di trattamento fumi particolarmente completo, articolato nelle seguenti fasi:

- Iniezioni d'urea, in caldaia per la riduzione degli ossidi di azoto;
- Trattamento con latte di calce, nel reattore evaporativo a semisecco, per la neutralizzazione dei gas acidi;
- Iniezione di carbone attivo, nel “venturi” per l'adsorbimento del particolato submicronico;
- Filtrazione, in filtro a maniche, dove vengono completate le reazioni di cui agli stadi precedenti e vengono separate le particelle, con rendimento superiore al 99%;
- Lavaggio, nello scrubber ad umido;
- Riscaldamento finale, fino a 120°C dai 60°C in uscita dallo scrubber. Il riscaldamento è necessario per evitare l'effetto “pennacchio” ai camini e favorire la dispersione in atmosfera.

Sui camini sono inseriti analizzatori in continuo, al fine di monitorare le concentrazioni di polveri, COT, HCl, CO, SO_x, NO_x.

Il sistema di trattamento fumi descritto, particolarmente completo, permette di ottenere performances significative in termini di abbattimento degli inquinanti, come risulta dalla Tabella 1, dove sono indicati i valori delle emissioni mediamente riscontrate ai camini nell'anno 2005, confrontati con i limiti di legge.

Tab. 1. Valori delle emissioni mediamente riscontrate ai camini nell'anno 2005, confrontati con i limiti di legge.

Inquinante	Concentr. medie 2005 linea 1	Concentr. medie 2005 linea 2	Limiti di concentr.
Polveri [mg/Nm ³]	0,7	0,2	30
Ossidi di zolfo SO _x (come SO ₂) [mg/Nm ³]	9,4	14,5	200
Ossidi di Azoto NO _x (come NO ₂) [mg/Nm ³]	157,6	136,0	400
Monossido di Carbonio CO [mg/Nm ³]	2,1	0,2	100
Sostanze organiche volatili (come C) [mg/Nm ³]	1,0	1,4	20
Acido Cloridrico HCl [mg/Nm ³]	0,9	1,1	40
Acido Fluoridrico HF [mg/Nm ³]	< 1	< 1	4
Acido Bromidrico HBr [mg/Nm ³]	< 1	< 1	4
Mercurio Hg [mg/Nm ³]	0,0040	0,0039	0,05
Cadmio + Tallio (Cd+Tl) [mg/Nm ³]	0,045	0,003	0,05
Nichel Ni [mg/Nm ³]	< 0,002	< 0,002	0,1
Metalli pesanti totali (esclusi Hg, Cd, Tl) [mg/Nm ³]	0,198	0,031	0,5
PCDD+PCDF eq. [ng/Nm ³]	< 0,005	0,0020	0,1
IPA [µg/Nm ³]	0,039	0,020	10
PCB [µg/Nm ³]	0,0083	0,0083	10

Smaltimento in discarica controllata

La discarica controllata di Cremona/Malagnino per RSU e RSA è entrata in servizio nel mese di Luglio 1995. Della capacità originariamente autorizzata di 600.000 m³ si è giunti ad ottenere l'aumento fino ad una capacità globale di 1.020.000 m³ di rifiuti. A seguito dell'entrata in vigore del D.lgs n. 36/03, la discarica è ora classificata come discarica per rifiuti non pericolosi.

A tutt'oggi la discarica è riempita per circa il 90% della sua capacità. Sono in corso le autorizzazioni per la realizzazione di una nuova vasca adiacente alle due attuali.

La discarica occupa una superficie interessata dallo stoccaggio effettivo dei rifiuti di 84.600 m², cui si aggiungono circa 5.000 m² per arginature perimetrali e 50.000 m² destinati a impianti ed infrastrutture collaterali. L'ammasso dei rifiuti raggiungerà un'altezza massima di circa 20,5 metri; la base della discarica è leggermente sopraelevata rispetto al piano campagna.

La discarica è dotata di un complesso sistema di impermeabilizzazione, di controllo delle eventuali perdite di percolato, di raccolta ed accumulo temporaneo del percolato (che poi viene trattato presso l'impianto di depurazione liquami aziendale, dove viene trasportato a mezzo autobotti) e di raccolta del biogas.

L'impianto di discarica è stato realizzato mediante una serie di interventi e lavori che consentono di giungere ad uno stoccaggio definitivo dei rifiuti in piena sicurezza, limitando i danni all'ambiente.

La realizzazione dell'opera è avvenuta partendo dallo sbancamento di circa 30 cm dello strato di terreno vegetale; in tal modo si è raggiunto uno strato argilloso limoso, che offre in modo naturale una parziale protezione alla falda più superficiale. Questo strato di terreno ha raggiunto la permeabilità voluta, mediante rullatura ed aggiunta di opportune componenti naturali ed a formazione del sistema di impermeabilizzazione del fondo sono stati posati due teli in HDPE, aventi spessore di 2,5 mm.

L'impianto è stato costruito in fasi successive, ed è suddiviso in due bacini principali: uno a Nord ed uno a Sud, separati da una arginatura centrale longitudinale. Ognuno dei due bacini è suddiviso in tre zone di scarico, costituite a loro volta da sei "vallette".

Ai margini dell'impianto, lungo i lati Nord e Sud, sono stati realizzati due tunnel ispezionabili e praticabili, nei quali confluiscono tutti i dreni, sia principali che di controllo.

Tali manufatti sono di fondamentale importanza nella gestione dell'impianto, in quanto permettono di controllare la funzionalità ed il comportamento della base della discarica, del sistema di impermeabilizzazione, di controllare gli assestamenti, di ispezionare mediante telecamera tutti i dreni, di pulirli in caso di necessità, di individuare eventuali infiltrazioni di percolato attraverso il manto impermeabile più superficiale e localizzarne la provenienza.

È da segnalare infine che, considerata l'elevata quantità di materiale inerte necessario per la formazione di arginature, pendenze del fondo della vasca, ricopertura giornaliera e finale dei rifiuti, tale materiale viene ricavato da opportuno trattamento dei rifiuti inerti (materiali di scavo e demolizione), che avviene presso il centro di trattamento inerti di AEM. (Gestendo AEM tutti i sottoservizi del Comune di Cremona, la quasi totalità del materiale di scavo conferito al centro di trattamento è prodotto da AEM stessa).

Dall'anno 2000 sono attivi gruppi elettrogeni, i quali, sfruttando il biogas, producono energia elettrica in ragione di oltre 900.000 kWh/mese. L'energia elettrica prodotta è ceduta all'ENEL in quanto la discarica non è facilmente collegabile con la rete elettrica di AEM.

Considerazioni sul sistema energetico della città di Cremona

Come sopra menzionato, AEM si occupa per la città di Cremona, tra l'altro, della produzione e distribuzione dell'energia elettrica e termica.

L'energia elettrica distribuita viene derivata per la maggior parte dalla rete nazionale ed in parte prodotta da una centrale di cogenerazione (nata per alimentare la rete del teleriscaldamento urbano), nonché dal termovalorizzatore dei rifiuti e dal biogas prodotto dalla discarica.

L'energia termica viene prodotta dalla centrale di cogenerazione, dal termovalorizzatore e da centrali termiche tradizionali a gas con il compito di integrazione rispetto alle altre sorgenti nei periodi di punta, nonché di riserva.

Si ritiene importante evidenziare come l'impianto di termovalorizzazione dei rifiuti, proprio perché gestito da una multiutility, sia entrato da protagonista nel sistema energetico cittadino. A riprova di questo il fatto che, in Azienda, è gestito dal settore energetico, il quale riceve il rifiuto (combustibile) dal settore ambientale.

L'impianto di termovalorizzazione dei rifiuti risulta particolarmente significativo sia come smaltitore (con drastica riduzione del rifiuto conferito in discarica), sia come produttore di energia secondo i valori che saranno indicati in seguito, ma anche come elemento significativo nell'ambito del sistema di dispacciamento energetico di Cremona.

AEM rappresenta infatti uno dei due casi italiani in cui la stessa azienda gestisce, in modo integrato, il ciclo completo dei rifiuti e distribuisce direttamente l'energia elettrica e termica prodotta dall'impianto di incenerimento dei medesimi, tramite le proprie reti, ai propri utenti.

Risulta evidente che, disponendo di due sistemi di smaltimento dei rifiuti (discarica + termovalorizzatore), di 3 sistemi di produzione/acquisizione di energia elettrica (centrale di cogenerazione, impianto di termovalorizzazione dei rifiuti, rete nazionale) e di tre sistemi di produzione di energia termica (centrale di cogene-

razione, impianto di termovalorizzazione dei rifiuti, caldaie convenzionali), AEM, gestore unico dei due cicli (raccolta e smaltimento rifiuti, produzione e distribuzione elettricità e calore), oltre a poter ottimizzare la gestione ordinaria, può far fronte agevolmente ad emergenze di varia natura in modo rapido, elastico, prevenendo o sopperendo facilmente alle situazioni di criticità.

È pure importante, anche e soprattutto ai fini dell'accettabilità dell'impianto di termovalorizzazione dei rifiuti da parte di una comunità, conoscere che il rifiuto prodotto dalla stessa viene sì incenerito in loco, con gli immaginabili pregiudizi relativamente alle emissioni, ma che le energie ricavate vengono utilizzate dagli stessi cittadini che hanno prodotto il rifiuto e quindi hanno originato il ciclo.

Tab. 2. Quantitativi di energia elettrica prodotta dal trattamento dei rifiuti (impianto di termovalorizzazione e produzione da biogas di discarica) rapportati al fabbisogno di energia elettrica per uso domestico della città di Cremona, per l'anno 2006.

Fabbisogno usi domestici	Produzione Termovalorizzatore	Produzione Discarica	Totale Produz. da rifiuto	Percentuale copertura
75 GWh.	18 GWh.	11 GWh.	29 GWh.	38,7%

Tab. 3. Contributo del termovalorizzatore alle necessità del sistema di teleriscaldamento urbano, con riferimento all'anno 2006.

Fabbisogno utenza	Produzione Centrale Cogenerazione	%	Produzione Termovalorizz.	%	Produzione Caldaie	%
157 GWht.	60 GWht.	38,2%	45 GWht.	28,6%	52 GWht.	33,2%

I dati esposti evidenziano che l'equivalente di circa 13.500 famiglie cremonesi utilizzano energia elettrica prodotta dai rifiuti e l'equivalente di circa 4.000 appartamenti sono riscaldati dal calore derivato dai rifiuti medesimi.

LA NORMATIVA, GLI INCENTIVI E LA FINANZIABILITÀ

Adempimenti amministrativi- autorizzatori per la gestione dei rifiuti alla luce del Dlgs 152/2006 e differenze con il “decreto Ronchi”

Paola Ficco

In questa sede saranno esaminate le principali novità introdotte dal Dlgs 3 aprile 2006, n. 152 (cd. “Codice ambientale”) con riguardo alle autorizzazioni in precedenza disciplinate dagli artt. 27 e 28 del Dlgs. 22/1997 (cd. “Decreto Ronchi”) e alle procedure semplificate come già previste dagli artt. 31 e 33. del medesimo “Decreto Ronchi”, oggetto (queste ultime) di una specifica attuazione intervenuta ad opera del Dm 5 febbraio 1998 (in ordine al recupero agevolato dei rifiuti non pericolosi) e dal Dm 12 giugno 2002, n. 161 (in ordine al recupero agevolato dei rifiuti pericolosi).

1. Le procedure ordinarie

1.1. La nuova autorizzazione unica (art. 208, Dlgs 152/2006)

Con riguardo al regime ordinario (in precedenza disciplinati dagli articoli 27 e 28, Dlgs 22/1997), ora l’articolo 208, Dlgs 152/2006 prevede un’autorizzazione unica.

In precedenza, infatti, il Dlgs. 22/1997 distingueva tra:

- autorizzazione alla realizzazione di nuovi impianti di smaltimento o di recupero di rifiuti (art. 27);
- autorizzazione all’esercizio delle operazioni di smaltimento e di recupero dei rifiuti (art. 28),

salva la possibilità, prevista nell’ultimo comma dell’art. 27, che l’istante presentasse contemporaneamente le due domande di autorizzazione e che la Regione emanasse contestualmente i due atti di assenso preventivo.

Ora, invece, l'art. 208, Dlgs 152/2006 prevede e disciplina un'autorizzazione unica per la realizzazione e la gestione di nuovi impianti di smaltimento e di recupero dei rifiuti.

Il procedimento amministrativo destinato a concludersi con la concessione dell'autorizzazione unica vede fondersi i procedimenti già disciplinati dai citati artt. 27 e 28, Dlgs. n. 22/1997, salvi gli adattamenti e le necessarie modifiche che vengono esaminate di seguito.

1.1.a) La conferenza di servizi

Rispetto al “decreto Ronchi”, si prevede che la domanda di autorizzazione e i relativi allegati siano trasmessi ai componenti della Conferenza di servizi¹ almeno 20 giorni prima (compreso il soggetto istante) della data fissata per la riunione. Il fine è evidente: consentire una partecipazione consapevole e strategica dei rappresentanti dei vari uffici ed enti coinvolti.

Viene, inoltre, espressamente contemplata la possibilità che il responsabile del procedimento avanzi richieste istruttorie al soggetto istante. Questa facoltà, “interrompe” il termine di conclusione del procedimento (che, quindi, ricomincia a decorrere *ex novo* dal ricevimento degli elementi forniti dall'interessato), e non può essere esercitata per più di una sola volta.

Inoltre, in sede di conferenza di servizi, mentre alla luce del “decreto Ronchi” non era possibile acquisire da parte del soggetto istante (o suo rappresentante) nuovi documenti, ora questa facoltà è concessa (oltre all'ovvia acquisizione di informazioni e chiarimenti).

1.1.b) Il parere della soprintendenza

Laddove il progetto approvato riguardasse aree vincolate ai sensi della Legge 1497/1939 e della Legge n. 431/1985, l'art. 27, comma 6, Dlgs 22/1997 prevedeva l'applicazione delle disposizioni di cui all'art. 82, comma 9, Dpr 616/1977 (poi trasposto nell'art. 151, Dlgs. n. 490/1999), a tenore del quale l'autorizzazione paesaggistica concessa dalla Regione fosse immediatamente comunicata alla soprintendenza competente per territorio insieme alla relativa documentazione e che, inoltre, il Ministro per i beni culturali potesse in ogni caso annullare, con provvedimento motivato, l'autorizzazione regionale entro i 60 giorni successivi alla relativa comunicazione.

¹ Tra i componenti della conferenza di servizi compaiono anche le Autorità d'ambito interessate.

Questo significa, dunque, che l'autorizzazione alla realizzazione di un impianto di gestione di rifiuti in area soggetta a vincolo paesaggistico, dopo essere stato adottato dalla Giunta Regionale, doveva essere necessariamente trasmesso alla soprintendenza competente per territorio al fine di ottenere il relativo nulla-osta.

Ora, invece, l'art. 208, comma 7, Dlgs 152/2006, stabilisce che, se un progetto riguarda aree vincolate ai sensi del Dlgs. 22 gennaio 2004, n. 42 (Codice dei beni culturali e del paesaggio), si applicano le disposizioni previste dall'art. 146 di tale legge delegata in materia di autorizzazione.

Ciò posto, poiché ora secondo il "Codice del paesaggio" la soprintendenza esprime un parere non vincolante, prima del rilascio dell'autorizzazione paesaggistica e all'esito di uno specifico sub-procedimento, mentre non rilascia più un nulla-osta *a posteriori*, occorre capire come il parere della soprintendenza si inserisca nel procedimento autorizzatorio disciplinato dall'art. 208 "Codice ambientale", L'iter è il seguente: l'amministrazione competente al rilascio dell'autorizzazione paesaggistica, dopo aver accertato la compatibilità del progetto, acquisisce il parere della soprintendenza prima della conferenza di servizi. Il che, comunque, lascia impregiudicato il suo diritto ad esprimersi in sede di conferenza, dove si ritiene che la soprintendenza debba e possa essere chiamata. La Conferenza acquisirà anche la determinazione definitiva dell'amministrazione preposta alla tutela del vincolo paesaggistico.

Poiché l'art. 208, comma 7, Dlgs 152/2006 rinvia all'intero art. 146 Dlgs 42/2004 è doveroso ritenere che, se compatibili, si applicano tutte le disposizioni di tale articolo 146, anche quelle di natura sostanziale, ogni volta che l'autorizzazione unica produca l'effetto di sostituire l'autorizzazione paesaggistica (in particolare sembrano applicabile i commi 10, 11 e 12 del richiamato art. 146)².

1.1.c) La fase decisoria della conferenza di servizi, termini del procedimenti e regime transitorio

Il Dlgs 152/2006 stabilisce che siano trasmesse alla "Regione" (e non alla "Giunta regionale") le conclusioni della conferenza di servizi (e i relativi atti), e che *"la Regione, in caso di valutazione positiva, approva il progetto e autorizza la realizzazione e la gestione dell'impianto"*.

È, però, appena il caso di osservare che le conclusioni della conferenza di servizi non costituiscono affatto un atto esterno al procedimento regionale, tale da dover essere trasmesso alla Regione. Secondo il Giudice amministrativo³, la confe-

² Cfr. L. Filippucci: "Autorizzazioni ordinarie e semplificate: le novità" in "Rifiuti-Bollettino di informazione normativa", n. 129-130 (5-6/06), p. 19.

³ Tar Veneto, Sez. III, sentenza 5 maggio 2004, n. 1353; Consiglio di Stato, Sez. V, sentenza 11 luglio 2002, n. 3917.

renza di servizi è un mero strumento procedimentale di emersione e comparazione di interessi pubblici.

Quindi, la *ratio* della nuova formulazione legislativa risiede solo nell'intento di demandare ai singoli ordinamenti regionali la scelta se attribuire la competenza per l'autorizzazione all'organo di governo dell'ente Regione oppure al suo organo dirigenziale.

Ai sensi dell'art. 208, comma 3, Dlgs 152/2006 se la conferenza di servizi ha deciso a maggioranza, *“la delibera di adozione deve fornire una adeguata ed analitica motivazione rispetto alle opinioni dissenzienti espresse nel corso della conferenza”*. In tal modo, il legislatore ha voluto concedere una garanzia formale per evitare che alcuni interessi pubblici potesse correre il rischio di venire “by-passati” in omaggio al principio della semplificazione amministrativa e non essere oggetto di ovvia e dovuta valutazione in sede decisionale.

Secondo il comma 8, articolo 208, Dlgs 152/2006 *“l'istruttoria si conclude entro centocinquanta giorni dalla presentazione della domanda di cui al comma 1 con il rilascio dell'autorizzazione unica o con il diniego motivato della stessa”*. La formulazione è piuttosto infelice, tuttavia, è ragionevole ritenere che i 150 giorni non siano previsti per la conclusione della fase istruttoria (sarebbe irragionevole e contrario ai principi di semplificazione espressi dalla legge delega: 308/2004), bensì per l'emanazione del provvedimento finale o del “preavviso di diniego”⁴. In difetto del rispetto del termine procedimentale, il comma 10, art. 208, Dlgs 152/2006 prevede il potere sostitutivo di cui all'art. 5, Dlgs 112/1998 (“Legge Bassanini”)⁵.

Il comma 16, dell'art. 208, Dlgs 152/2006 disciplina il regime transitorio per i procedimenti pendenti alla data del 29 aprile 2006 (data di entrata in vigore della parte IV, del medesimo Dlgs) nei seguenti termini: *“le disposizioni di cui al presente articolo si applicano anche ai procedimenti in corso alla data di entrata in vigore della parte quarta del presente decreto, eccetto quelli per i quali sia completata la procedura di valutazione di impatto ambientale”*.

Come è evidente, questo significa che solo se un progetto è sottoposto a VIA e la relativa procedura è terminata, il procedimento autorizzatorio continuerà ad essere regolato in base al Dlgs 22/1997.

Diversamente, l'autorizzazione dovrà essere concessa in base al nuovo sistema. Tuttavia, non può essere taciuto il principio “tempus regit actum”, in base al quale la nuova disciplina si applica solo alle fasi del procedimento che non si sono ancora concluse.

Nel silenzio dell'art. 210 (dedicato all'autorizzazione in ipotesi particolari) non è previsto alcun regime transitorio; pertanto, è ragionevole ritenere che la disci-

⁴ Di cui all'art. 10, legge 241/1990.

⁵ L'art. 27, comma 7 Dlgs 22/1997 demandava alle Regioni il potere di emanare le norme necessarie per l'intervento sostitutivo.

plina contenuta in tale art. 210 si applichi anche ai procedimenti in corso alla data del 29 aprile 2006 ex art. 28 Dlgs. n. 22/1997, limitatamente alle fasi non ancora definite⁶.

1.1.d) Contenuto dell'autorizzazione unica

L'art. 208, comma 11, Dlgs 152/2006 prescrive che l'autorizzazione unica deve contenere *“la localizzazione dell'impianto da autorizzare”* (per l'articolo 28, “Decreto Ronchi”, invece, era il *“luogo di smaltimento”*) e prevede una disciplina “ad hoc” per le garanzie finanziarie a carico del soggetto istante. Infatti, tali garanzie devono essere prestate solo al momento dell'avvio effettivo dell'esercizio dell'impianto. Inoltre, per la gestione successiva alla chiusura delle discariche, potranno essere prestate in modo conforme all' 14, Dlgs. n. 36/2003 (relativo alle discariche).

Le garanzie finanziarie si riducono del 50% per le imprese registrate EMAS e del 40% per le imprese certificate ISO 14001.

In ordine ai necessari contenuti dell'autorizzazione, a differenza dell'abrogato articolo 28, “Decreto Ronchi”, il Dlgs 152/2006, al suo articolo 208, comma 11, non contempla più *“l'idoneità del soggetto richiedente”*. Tuttavia, questo non preclude all'Autorità competente di procedere al relativo accertamento, poiché tale idoneità è un presupposto e non un contenuto dell'atto di assenso preventivo. Sul punto, si ritiene che possa ragionevolmente essere fatto ricorso ai parametri utilizzati dall'Albo gestori per accertare la *“probità”* del soggetto richiedente (sia nel caso in cui si tratti di una persona fisica o di una persona giuridica); essendo l'Albo il soggetto deputato alla concessione della iscrizione (*“ex plurimis”*) dei soggetti che effettuano recupero e smaltimento in impianti di titolarità di terzi.

1.1.e) Durata dell'autorizzazione e rinnovo

Il comma 12, art. 208, Dlgs 152/2006 prevede che la durata dell'autorizzazione sia di 10 anni (5 per il “Decreto Ronchi”).

Nulla cambia, invece, in ordine al rinnovo: almeno 180 giorni prima della scadenza dell'autorizzazione, va presentata apposita domanda alla Regione (Provincia delegata) che decide prima della scadenza. Comunque, l'attività può essere proseguita fino a quando non interviene la nuova decisione (previa estensione delle garanzie finanziarie). Ciò al fine di evitare che all'inadempimento della P.A. consegua un'interruzione dell'attività dell'impresa e, conseguentemente, si concreti una responsabilità (a fini risarcitori) della stessa.

⁶ Cfr. L. Filippucci, *ibidem*.

1.1.f) Durata dell'autorizzazione e rinnovo per le "imprese Emas" e per quelle "Iso"

Il Dlgs 152/2006, con il suo articolo 209, valorizza le imprese registrate Emas o certificate Iso 14001 e ripercorre sostanzialmente (se non quasi pedissequamente) l'art. 18, Legge 23 marzo 2001, n. 93.

Infatti, queste imprese -in sede di rinnovo dell'autorizzazione- possono sostituire a tutti gli effetti l'autorizzazione alla prosecuzione dell'attività con un'autocertificazione (resa alla Regione ai sensi del Dpr. 445/2000) accompagnata da una copia conforme del certificato di registrazione nonché da una denuncia di prosecuzione dell'attività attestante la conformità dell'impresa, dei mezzi e degli impianti alle prescrizioni legislative e regolamentari, con allegata una certificazione dell'esperimento di prove a ciò destinate, ove previste.

L'efficacia sostitutiva dell'autocertificazione ha una durata massima di 180 giorni successivi alla data di comunicazione all'interessato della decadenza, a qualsiasi titolo avvenuta, della registrazione. In tal modo, l'impresa ha il tempo necessario per ottenere un'autorizzazione alla prosecuzione nella gestione dell'impianto.

Fatta salva la configurabilità del reato di gestione abusiva di rifiuti e purché il fatto costituisca più grave reato, in caso di accertata falsità delle attestazioni contenute nell'autocertificazione e dei relativi documenti, si applica l'art. 483 c.p. (reclusione fino a due anni) nei confronti di chiunque abbia sottoscritto la documentazione.

In ordine alla procedura, poiché l'art. 209, comma 1, Dlgs 152/2006 stabilisce la presentazione dell'autocertificazione "*in sede di espletamento delle procedure previste per il rinnovo delle autorizzazioni all'esercizio di un impianto*" e poiché il successivo comma 3 fa salve (ove compatibili), le disposizioni di cui al Dpr 26 aprile 1992, n. 300 si ritiene che:

- a) l'autocertificazione va presentata almeno 180 giorni prima della scadenza dell'autorizzazione;
- b) all'atto della presentazione della denuncia di prosecuzione all'impresa occorre rilasciare un documento recante le indicazioni previste dall'art. 8, comma 2, Legge n. 241/1990 per la comunicazione di avvio del procedimento;
- c) se la denuncia di prosecuzione è inviata mediante raccomandata A/R, la ricevuta è costituita dall'avviso di ricevimento (firmato) ed entro 3 giorni dal ricevimento della denuncia, la P.A. comunica all'interessato le indicazioni di cui all'art. 8, comma 2 della Legge 241/1990;
- d) se l'autocertificazione e i relativi documenti non sono completi o regolari, la P.A. ne dà comunicazione al richiedente entro 10 giorni, indicando le cause di irregolarità o di incompletezza⁷.

⁷ Cfr. L. Filippucci, *ibidem*.

1.2. L'autorizzazione in ipotesi particolari (art. 210, Dlgs 152/2006)

L'art. 210, Dlgs 152/2006 individua le "ipotesi particolari" (così definite dalla rubrica del medesimo art. 210) nelle quali l'impianto esiste ma necessita della sua autorizzazione per la gestione. Tali ipotesi sono le seguenti:

- al 29 aprile 2006 l'impianto non ha ancora ottenuta l'autorizzazione alla gestione; tuttavia esso già stato realizzato ex art. 27 Dlgs 22/1997;
- il gestore di un impianto vuole richiedere una modifica dell'autorizzazione alla gestione;
- il gestore di un impianto vuole richiedere il rinnovo dell'autorizzazione alla gestione;
- un soggetto intenda avviare un'attività di recupero o di smaltimento di rifiuti in un impianto già esistente, ma precedentemente utilizzato o adibito ad altre attività (in questo caso è previsto che, se la nuova attività è soggetta a VIA, si applicano le disposizioni previste dalla seconda parte del Dlgs 152/2006. per le modifiche sostanziali (che entrerà in vigore il 1 agosto 2007, a seguito di una serie di proroghe recentemente disposte).

In tali "ipotesi particolari" occorre seguire la procedura di cui all'art. 210, Dlgs 152/2006 che appare identica a quella di cui all'ex art. 28, Dlgs 22/1997 (salve, ovviamente, le novità previste per la gestione di cui all'art. 208, Dlgs 152/2006 e già oggetto di disamina sub 1.1.).

1.3. Non osservanza dell'autorizzazione (artt. 208 e 210, Dlgs 152/2006)

Se, a seguito di controlli, l'impianto non è conforme all'autorizzazione ottenuta oppure non sono osservate le condizioni e le prescrizioni ivi presenti, gli artt. 208, comma 13 e 210, comma 4, Dlgs 152/2006 stabiliscono che l'autorizzazione *"è sospesa, previa diffida, per un periodo massimo di dodici mesi"* e che, *"decorso tale termine senza che il titolare abbia adempiuto a quanto disposto nell'atto di diffida, l'autorizzazione è revocata"*.

Quindi, se viene riscontrata una difformità rispetto al contenuto dell'autorizzazione, la P.A. deve:

- adottare quanto prima un provvedimento di diffida del titolare dell'autorizzazione per il ripristino delle condizioni di legalità entro un termine non superiore a 12 mesi e, in via cautelare, sospende l'attività autorizzata;
- decorso il termine indicato nell'atto di diffida (oppure, appena il titolare dell'autorizzazione comunica di aver ottemperato), verificare che l'impianto sia effettivamente conforme all'autorizzazione e che siano soddisfatte condizioni e prescrizioni contenute nella medesima autorizzazione;
- se la verifica è positiva, il provvedimento di sospensione deve essere ritirato;

diversamente, scaduto inutilmente il termine indicato nell'atto di diffida, occorre procedere per la revoca dell'autorizzazione.

Di tutto ciò, però, non c'è traccia nell'art. 209, Dlgs 152/2006 (imprese certificate Emas o registrate Iso, si veda sub 1.f). Quindi, il Testo non chiarisce se nei confronti delle imprese che operano in regime di rinnovo semplificato a seguito di certificazione ambientale sia possibile da parte della P.A. adottare provvedimenti di diffida, sospensione e revoca.

Si propende per la tesi negativa perché ai sensi dell'art. 209, Dlgs 152/2006 il titolo che abilita a proseguire nella gestione dei rifiuti non è l'autorizzazione concessa dall'Autorità competente, ma l'autocertificazione relativa a Emas o ad Iso 14001, che sostituisce ad ogni effetto l'autorizzazione a proseguire l'attività. Pertanto, se l'autocertificazione o i relativi documenti fossero falsi, non c'è nessun titolo abilitativo alla prosecuzione dell'attività e non si pone quindi nessun problema di sospensione o revoca dell'autorizzazione. Il tutto, ovviamente, facendo salvo il sequestro dell'impianto per il reato di gestione abusiva di rifiuti e di false attestazioni.

Se, invece, un controllo rileva l'esistenza di problematiche attinenti la gestione, l'organo accertatore può comunicare la situazione all'organismo certificatore che, è ragionevole ritenere, dispone la decadenza dalla medesima certificazione (si veda, in proposito, art. 6, comm4 4, regolamento (Ce) 761/2001 relativo all'Emas); in tale ipotesi, comunque, ex art. 209, comma 4, Dlgs 152/2006, l'autocertificazione mantiene l'efficacia sostitutiva che le è pertinente per non oltre i 180 giorni successivi alla data di comunicazione all'interessato della decadenza della registrazione da parte dell'organismo competente alla registrazione/certificazione.

2. Le procedure semplificate

2.2. L'Albo nazionale gestori ambientali (artt. 214 e 216, Dlgs 152/2006)

Sul punto, l'Albo assume nuove competenze e, oltre a mantenere quelle note, si sostituisce alle Province nel ricevimento ed istruttoria delle richieste di iscrizione al registro del recupero. Le competenze, sono assunte, nello specifico dalle Sezioni regionali dell'Albo.

Ora, infatti,

- la comunicazione di inizio attività deve essere fatta alla competente Sezione regionale dell'Albo, la quale – entro 10 giorni dal ricevimento – ne dà notizia alla Provincia territorialmente competente;
- la Sezione regionale iscrive – entro 90 giorni dalla comunicazione – in un apposito registro le imprese che effettuano la comunicazione di inizio di attività

e verifica d'ufficio la sussistenza dei presupposti e dei requisiti richiesti per l'iscrizione;

- gli interessati devono versare alla Sezione regionale dell'Albo un diritto annuale di iscrizione (per ogni tipologia di registro, pari a 50 euro, rideterminabile ai sensi dell'art. 21 del Dm 406/1998) per la tenuta dei registri relativi alle imprese che svolgono autosmaltimento o recupero in procedura semplificata e per l'effettuazione dei controlli periodici.

Le Province mantengono il ruolo per il controllo e per la inosservanza delle norme tecniche e delle condizioni previste per poter avere diritto alle procedure semplificate.

L'art. 216, comma 1, Dlgs 152/2006 prevede che nelle ipotesi di Raee, di veicoli fuori uso e di impianti di coincenerimento, l'avvio delle attività sia subordinato all'effettuazione di una visita preventiva, da parte della Provincia competente per territorio, da effettuarsi entro 60 giorni dalla presentazione della comunicazione.

Gli artt. 215, comma 4 e 216, comma 4, Dlgs 152/2006 stabiliscono che, se la Sezione regionale dell'Albo accerta il mancato rispetto delle norme tecniche e delle condizioni previste per l'accesso alle procedure semplificate, la medesima Sezione propone alla Provincia di disporre con provvedimento motivato il divieto di inizio o di prosecuzione dell'attività, salvo che l'interessato non provveda a conformare tale attività ed i suoi effetti alla normativa entro i termini e secondo le prescrizioni stabiliti dall'amministrazione. Quindi, le Province possono fissare un termine per il ripristino delle condizioni di legalità e dettare a tal fine le opportune prescrizioni.

2.3. L'iter delle procedure agevolate per il recupero dei rifiuti e le modifiche al Dlgs 152/2006

Lo schema di decreto legislativo approvato lo scorso 12 ottobre dal Consiglio dei Ministri finalizzato a modificare in modo sostanziale il cd. "Codice ambientale" (Dlgs 152/2006) introduce sostanziali modifiche alla disciplina ivi introdotta sulle acque e sui rifiuti (rispettivamente, parti III e IV del Codice). Le disposizioni relative ai rifiuti hanno integralmente abrogato il Dlgs 22/1997 (cd. "Decreto Ronchi"), ma hanno mantenuto la vigenza e l'efficacia dei decreti relativi al recupero agevolato di rifiuti non pericolosi (Dm 5 febbraio 1998) e dei rifiuti pericolosi (Dm 161/2002).

Tuttavia, il percorso che si profila per l'esito dello schema di provvedimento è ancora lungo; infatti, esso dovrà essere valutato dalle competenti Commissioni parlamentari e dalla Conferenza Stato/Regioni ed ottenere altri due consensi da parte del Consiglio dei Ministri.

Tra le modifiche proposte dal Governo al Dlgs 152/2006 in tema di rifiuti, spicca quella relativa all'iter amministrativo delle cd. "procedure semplificate", attualmente disciplinate dagli articoli 214 e 216, Dlgs 152/2006 che, pur riproponendo lo spirito di quanto in precedenza contenuto negli articoli 31 e 33, Dlgs 227/1997 e prendendo come riferimento tecnico e regolamentare gli standard di cui al Dm 5 febbraio 1998 e Dm 161/2002, hanno profondamente modificato l'organo pubblico di riferimento. Infatti, oggi, le competenze sono passate dalla Provincia alla Sezione regionale dell'Albo nazionale gestori ambientali. Il che non ha mancato di provocare una lunga serie di problemi e di interrogativi, non fosse altro perché, oltre a vanificare l'esperienza pluriennale delle Province in materia, si è affidato un compito di nodale importanza ad un organismo (l'Albo) che per quanto efficiente, rischia di soffocare sotto la mole di nuove competenze per le quali, soprattutto sotto il profilo funzionale ed organico, è totalmente impreparato. In questi primi mesi di rodaggio del nuovo Codice, dunque, non sono mancati momenti di vero e proprio disagio vissuto dalle imprese.

Le modifiche proposte dal Governo nella riscrittura della parte IV del Dlgs 152/2006 riportano alle Province le competenze sul recupero agevolato nella loro pienezza. Al riguardo, si registra una totale convergenza di vedute; pertanto, anche se lo schema di provvedimento subirà sicuramente numerose modifiche rispetto al testo approvato dal Consiglio dei Ministri dello scorso 12 ottobre, su questo specifico aspetto è ragionevole ritenere che il percorso riformatore sia definitivamente assestato.

È appena il caso di ricordare che il Dm 5 febbraio 1998 (come novellato dal Dm 186/2006) e il Dm 161/2002 rappresentano la regola tecnica per poter procedere al recupero agevolato di rifiuti non pericolosi e pericolosi.

Il rispetto di tali decreti consente all'impresa di recuperare rifiuti senza autorizzazione, bastando l'invio di una comunicazione di inizio di attività e la iscrizione in un apposito registro del recupero. Inoltre, non è richiesto il versamento di fidejussioni. Sono esclusi dall'accesso alle procedure semplificate le attività di recupero dei rifiuti urbani, ad eccezione di:

- a) riciclaggio/recupero di Mps e produzione di compost di qualità da raccolta differenziata;
- b) produzione di Cdr (combustibile da rifiuto) conforme al Dm 5 febbraio 1998, come modificato.

Cosa non cambia: la procedura semplificata, limitatamente alle variazioni quali-quantitative delle emissioni derivanti dai rifiuti elencati nel Dm 5 febbraio 1998 e nel Dm 12 giugno 2002, n. 161 (che già individuano i limiti di emissione in relazione all'attività di recupero di tali rifiuti ivi elencati), sostituisce l'autorizzazione per le emissioni in atmosfera di cui all'articolo 269, Dlgs 152/2006.

La comunicazione va rinnovata ogni 5 anni e comunque in caso di sostanziale modifica delle operazioni di recupero.

Le procedure agevolate per il recupero dei rifiuti.

Oggi (artt. 214 e 216, Dlgs 152/2006)

Invio comunicazione di inizio attività e relazione tecnica alla Sezione regionale dell'Albo.



Decorsi 90 giorni le operazioni di recupero possono cominciare.



La Sezione regionale dell'Albo dà notizia della comunicazione alla Provincia competente entro 10 giorni dal ricevimento della comunicazione



La Sezione Albo entro i citati 90 giorni:

- iscrive l'impresa in un (nuovo) apposito registro
- verifica d'ufficio la rispondenza dell'attività alle norme tecniche (Dm 5 febbraio 1998 e Dm 161/2002).

Se la Sezione Albo accerta il mancato rispetto delle citate norme tecniche essa propone alla Provincia di disporre (motivandolo) il divieto di inizio o prosecuzione dell'attività (salvo il conformarsi dell'impresa entro il termine fissato dalla Provincia). Dunque, non è più prevista l'ispezione preventiva provinciale, la quale sussiste solo ed esclusivamente per impianti relativi a:

- rifiuti elettrici ed elettronici;
- veicoli fuori uso di cui al Dlgs 209/2003
- coincenerimento.

Solo in questi casi, l'avvio delle attività di recupero è subordinato all'ispezione provinciale da effettuarsi entro 60 giorni dalla presentazione della comunicazione all'Albo. Questo significa che senza visita provinciale l'attività non può essere intrapresa.

L'Albo provvede ad iscrivere in un "*apposito registro*" tutti i soggetti che effettuano le comunicazioni, previo pagamento di un diritto di iscrizione annuale pari a 50 euro.

Le comunicazioni e le iscrizioni già effettuate, alla data del 29 aprile 2006, restano valide ed efficaci fino allo scadere del quinto anno di validità. Questo significa che il referente istituzionale per le comunicazioni pregresse resta la Provincia, fino allo scadere dei 5 anni di validità della iscrizione.

Domani (artt. 214 e 216, Dlgs 152/2006)

Invio comunicazione di inizio attività e relazione tecnica Provincia territorialmente competente.



Decorsi 90 giorni le operazioni di recupero possono cominciare.



La Provincia dà notizia della comunicazione alla Sezione regionale dell'Albo competente entro 10 giorni dal ricevimento della comunicazione



La Provincia entro i citati 90 giorni:

- iscrive l'impresa in un (nuovo) apposito registro
- verifica d'ufficio la rispondenza dell'attività alle norme tecniche (Dm 5 febbraio 1998 e Dm 161/2002).

Se la Provincia accerta il mancato rispetto delle citate norme tecniche, dispone (motivandolo) il divieto di inizio o prosecuzione dell'attività (salvo il conformarsi dell'impresa entro il termine fissato dalla Provincia). Dunque, ritorna l'ispezione provinciale, ma anche se essa non interviene nei termini, decorsi 90 giorni dalla presentazione della comunicazione l'attività può iniziare. Però, per impianti relativi a:

- rifiuti elettrici ed elettronici;
- veicoli fuori uso di cui al Dlgs 209/2003
- coincenerimento

l'avvio delle attività di recupero è subordinato all'ispezione preventiva provinciale da effettuarsi entro 60 giorni dalla presentazione della comunicazione alla Provincia. Questo significa che senza visita preventiva provinciale l'attività non può essere intrapresa.

La Provincia provvede ad iscrivere in un "*apposito registro*" tutti i soggetti che effettuano le comunicazioni, previo pagamento di un diritto di iscrizione annuale pari a 50 euro (nello schema di Dlgs è rimasta la competenza dell'Albo a ricevere il pagamento, si auspica che sia ripristinata quella della Provincia)

Le comunicazioni effettuate dalle imprese alla data di entrata in vigore del futuro Dlgs alle sezioni regionali dell'Albo saranno trasmesse, a cura delle sezioni medesime, alla Provincia territorialmente competente.

Le operazioni di messa in riserva dei rifiuti pericolosi individuati sono sottoposte alle procedure semplificate di comunicazione di inizio di attività solo se effettuate presso l'impianto dove avvengono le operazioni di riciclaggio e di recupero previste ai punti da R1 a R9 dell'Allegato C alla parte quarta del Dlgs 152/2006.

Anche le disposizioni sanzionatorie di cui all'articolo 256, comma 1, Dlgs 152/2006, non subiscono modifiche.

Incentivazioni al recupero di energia dalla frazione residuale dei rifiuti

Paola Ficco

In questa sede saranno esaminate le novità introdotte dalla Legge Finanziaria 2007 (296/2006) in ordine alla cessazione del regime di incentivazione alle Fonti energetiche rinnovabile (FER) “assimilate”, essendo ormai esso riservato solo alle FER “tradizionali”

1. Come cambia lo scenario della incentivazione delle energie rinnovabili dopo la Finanziaria 2007

I commi da 1117 a 1120 dell’articolo unico della Finanziaria 2007 (Legge 296/2006) ridisegnano lo scenario delle agevolazioni fruibili da parte dei soggetti che producono energia da fonti rinnovabili (Fer).

Infatti, tali commi introducono nuove disposizioni in materia e abrogano piccole – ma significative – parti della legislazione pregressa. Il tutto fa sì che – tra l’altro – la termovalorizzazione a fini energetici dei rifiuti non biodegradabili non goda più di alcuna agevolazione statale (Cip 6 e certificati verdi), mentre restano salve le incentivazioni concesse ad altre forme di Fer (vento, sole ecc.).

Tuttavia, anche sul fronte di quanto viene conservato si registrano novità importanti: alcune già in vigore dal 1 gennaio 2007 (data di entrata in vigore della Finanziaria), altre ancora in discussione presso il Parlamento grazie alle norme per l’attuazione del protocollo di Kyoto anche con lo sviluppo delle Fer “tradizionali” (cd. “Legge Ronchi salva clima”, si veda sub 3.).

Con riguardo alle modifiche apportate dalla Finanziaria 2007 si evidenzia quanto segue:

1.a) Fer incentivabili: il comma 1117 puntualizza che le Fer incentivabili sono quelle “tradizionali” di cui all’articolo 2, Direttiva 2001/77/Ce (si veda box n.

1), già recepita dall'articolo 2, Dlgs 387/2003. Tale Dlgs, però, con l'articolo 17, comma 1, assimilava alle Fer incentivabili anche i rifiuti non biodegradabili e i combustibili derivati dai rifiuti (Cdr), di cui al Dm 5 febbraio 1998 ed alle norme UNI 9903-1. Analoga assimilazione veniva effettuata dal successivo comma 3 per i rifiuti ed i Cdr, individuati poi dal Dm 5 maggio 2006. Ed è proprio qui che la Finanziaria 2007 è intervenuta, abrogando (tra gli altri) i commi 1 e 3, articolo 17, Dlgs 387/2003 (comma 1120).

Quindi, dal 1 gennaio 2007 finanziamenti ed incentivi statali sono concedibili solo ed esclusivamente per la produzione di energia elettrica prodotta dalle Fer "tradizionali", esclusi i rifiuti non biodegradabili ed altre fonti assimilate.

Mentre i rifiuti biodegradabili (urbani e industriali) restano incentivabili (intesi come biomasse dalla direttiva 2001/77 e dal Dlgs 387/2003, si veda box

Box 1. Fer incentivabili: quali sono dal 1 gennaio 2007 (commi 1117 e 1120 Finanziaria 2007).

Ieri	Oggi	Domani
Dlgs 387/2003 – art. 2 Fer non fossili (eolica, solare, geotermica, del moto ondoso, maremotrice, idraulica, biomasse, gas di discarica, gas residuati dai processi di depurazione e biogas)*	Direttiva 2001/77/Ce – art. 2 Fer non fossili (eolica, solare, geotermica, del moto ondoso, maremotrice, idraulica, biomassa, gas di discarica, gas residuati dai processi di depurazione e biogas)*	AS 786 (cd. "Legge Ronchi salva clima") – impianti idroelettrici – gas di discarica e residui dei processi di depurazione – biomasse – fonte geotermica – fonte eolica – fonte solare
Dlgs 79/1999 – art. 2, c. 15** Sole, vento, risorse idriche, risorse geotermiche, maree, moto ondoso e trasformazione in energia elettrica dei prodotti vegetali o dei rifiuti organici	Si aggiungono, con futuro Dm Sviluppo economico, le Fer "assimilate" per impianti autorizzati ma non in esercizio a 1 gennaio 2007 (comma 1118, Finanziaria 2007)	
Legge 10/1991 – art. 1, c. 3*** Sole, vento, energia idraulica, risorse geotermiche, maree, moto ondoso e trasformazione dei rifiuti organici o di prodotti vegetali***		

* "biomassa", la parte biodegradabile dei prodotti, rifiuti e residui provenienti dall'agricoltura (comprendente sostanze vegetali e animali) e dalla silvicoltura e dalle industrie connesse, nonché la parte biodegradabile dei rifiuti industriali e urbani.

** L'articolo 2, comma 15, tra le fonti energetiche rinnovabili contemplava anche i "rifiuti inorganici" (quindi quelli non a base di biomassa). Il comma 1120 della Finanziaria 2007 ha soppresso tali riferimenti.

*** L'articolo 1, comma 3, tra le fonti energetiche rinnovabili contemplava anche i "rifiuti inorganici" (quindi quelli non a base di biomassa) nonché la cogenerazione tra le fonti assimilate. Il comma 1120 della Finanziaria 2007 ha soppresso tali riferimenti. Vengono soppresse anche le fonti assimilate già presenti nella legge 9/1991.

1). A questo punto, qual è la sorte del Dm 5 maggio 2006? Si ritiene che, oggi, sia in parte efficace ed in parte (per la frazione non biodegradabile) affetto da una inefficacia sopravvenuta, poiché manca il requisito della legittimazione a pretendere quanto ivi previsto. Infatti, la sua base giuridica era l'abrogato articolo 17, comma 3, Dlgs 387/2003. L'efficacia del comma 1120 della Finanziaria è caducante (e non viziante) degli effetti del Dm 5 maggio 2006; quindi, tale Dm, per la parte relativa ai rifiuti non biodegradabili, non può più essere applicato, pur essendo vigente. L'atto presupposto (articolo 17, comma 3) è stato abrogato; quindi, l'atto consequenziale (Dm 5 maggio 2006 per la parte non biodegradabile) viene travolto senza necessità di impugnativa "ad hoc".

1.b) Dlgs 3 aprile 2006, n. 152 "Codice ambientale": il comma 1120 abroga il comma 6 dell'articolo 229 del Dlgs 152/2006; pertanto, anche la termovalorizzazione del Cdr e del Cdr di qualità elevata (Cdr-Q) non godono più di alcun incentivo. Coerentemente, non viene toccato il comma 5 di tale articolo 229; per cui il Cdr-Q resta fonte rinnovabile in misura proporzionale alla frazione biodegradabile in esso contenuta.

1.c) incentivi: in materia di energia ricavata da Fer gli incentivi principali sono rappresentati dal Cip6 e dai certificati verdi (si veda box 2). Ma questo è il presente. In futuro, secondo il comma 1118, il Ministro dello Sviluppo economico di-

Box 2. Fer incentivabili: benefici e beneficiari: quali sono e quali saranno.

CIP 6	Certificati verdi (Cv)	Tariffe minime ("Legge Ronchi salva clima" – AS 786)*
Cosa è Si fonda sulla delibera Cip 29 aprile 1992 n. 6. Il Cip 6 rientra tra i meccanismi "tradizionali" di incentivazione dell'energia, per promuovere la realizzazione di impianti alimentati a Fer "tradizionali" e "assimilate" attraverso la remunerazione dell'energia a un prezzo garantito.**	Cosa sono Introdotti dall'articolo 11, Dlgs 79/1999, sono titoli emessi dal GSE che attestano la produzione di energia da fonti rinnovabili. Ogni Cv attesta la produzione di 50 MWh di energia elettrica da fonte rinnovabile. Durano otto anni.**	Cosa saranno Previste dall'art. 2, AS 786 ("legge Ronchi" salva clima) sulla scorta del modello tedesco con durata ventennale, senza tetti né limitazioni. Sono escluse le fonti assimilate (es. frazione non biodegradabile dei rifiuti).

* Si aggiungono i "certificati bianchi" per la cogenerazione, previsti dal Dlgs 8 febbraio 2007, n. 20 di recepimento della direttiva 2004/8.

** Per le Fer "assimilate" e già incentivate il comma 1118, Finanziaria 2007, prevede la rimodulazione con decreti del Ministro Sviluppo economico.

sciplinerà, con appositi regolamenti, criteri e modalità di erogazione dei finanziamenti e degli incentivi statali per l'energia ricavata da Fer "tradizionali" ed assimilate. Ed è proprio con questo comma che il "sistema Fer" cerca di raccordarsi con la futura "Legge Ronchi salva clima" che ridisegnerà a sua volta il sistema, senza dimenticare i diritti pregressi ed acquisiti (si veda sub 3).

2. FER. chi perde e chi conserva i benefici dopo la finanziaria 2007

Gli incentivi sono esclusi per tutte le fonti "assimilate" a quelle "tradizionali". Il principio è affermato dal comma 1117, della Finanziaria 2007; il successivo comma 1120, abrogando una serie di disposizioni pregresse, individua con un maggior amore di dettaglio quali esse siano:

- rifiuti non biodegradabili (commi 1, 3 e 4 articolo 17, Dlg 387/2003; per il Dm 5 maggio 2006 si veda sub 1);
- rifiuti inorganici e tutte le altre fonti assimilate: cogenerazione, calore recuperabile nei fumi di scarico e da impianti termici, elettrici e da processi industriali; le altre forme di energia recuperabile in processi, in impianti e in prodotti ivi compresi i risparmi di energia conseguibili nella climatizzazione e nell'illuminazione degli edifici con interventi sull'involucro edilizio e sugli impianti (leggi 9/1991 e 10 /1991);
- idrogeno, celle a combustibile e impianti di cogenerazione abbinati al teleriscaldamento (legge 239/2004).

Il comma 1117, però, fa salvi benefici acquisiti in base al precedente sistema, nei seguenti termini:

- a) i "soli impianti già autorizzati e di cui sia stata avviata concretamente la realizzazione" prima del 1 gennaio 2007;
- b) "le convenzioni adottate" con Delibera Cip6 destinate al sostegno delle Fer assimilate (es. rifiuti non biodegradabili e cogenerazione), con i citati limiti impiantistici.

Tuttavia, il parametro della "concreta realizzazione" scomparirà a breve dovendosi ad esso sostituire quello relativo ai "soli impianti già realizzati ed operativi" prima del 1 gennaio 2007.

Il comma 1118 prevede una rimodulazione dei benefici con regolamenti "ad hoc", il che apre uno spiraglio alle Fer assimilate alle "tradizionali". Infatti, con decreti del Ministro dello Sviluppo economico, saranno rimodulati criteri, tempi e modalità di erogazione dei benefici statali per:

- impianti presenti e futuri che utilizzano Fer "tradizionali" (di concerto con il Ministro dell'Ambiente);

- impianti, già autorizzati al 1° gennaio 2007 ma non in esercizio, che utilizzano Fer diverse dalle “tradizionali” (il che, però, è indicato dalla Finanziaria come riconoscimento in deroga solo “eventuale”);
- impianti che, già autorizzati ed operativi al 1° gennaio 2007, utilizzano Fer assimilate alle “tradizionali”.

Questi ultimi due decreti (senza concerto dell’Ambiente) dovranno tenere conto dei diritti pregressi e (ovviamente) “rispettare i principi dell’ordinamento giuridico”.

In ogni caso, il sistema si avvia ad abbandonare la logica del Cip6 e del Certificato verde per sostituirla con un’altra.

Sulla cogenerazione, il decreto 8 febbraio 2007, n. 20 di recepimento della direttiva 2004/8 ridisegna gli incentivi futuri (i certificati verdi saranno sostituiti da quelli bianchi -titoli di efficienza energetica-). I certificati verdi restano agli impianti abbinati al teleriscaldamento purché (tra l’altro) entro due anni dall’entrata in esercizio, l’impianto sia certificato Emas. Mentre per le Fer “tradizionali” si affaccia la tariffa minima incentivante (si veda box 2).

3. Il futuro degli incentivi alle Fer, dopo la Finanziaria 2007

Sul punto, lo scenario nazionale presenta l’AS 786 (“Norme per l’attuazione del protocollo di Kyoto”, cd. “Legge Ronchi salva clima”) che propone un consistente pacchetto di misure per lo sviluppo delle Fer “tradizionali”, l’efficienza energetica e l’istituzione di un Consiglio Superiore dell’Energia per coordinare l’azione di regioni, Governo e vari ministeri nella Programmazione energetica oltre ad un’Agenzia nazionale per l’energia. Si aggiunge un Programma nazionale di riferimento per il settore, articolato per regioni e coordinato con gli obiettivi del Protocollo di Kyoto con riferimento alle direttive sulle energie rinnovabili e sull’efficienza.

3.a) Finalità: ridurre le emissioni di gas serra (nel 2005 sono aumentate del 13% rispetto al 1990, mentre entro il 2012 vanno abbattute del 6.5% sempre rispetto al 1990) anche incentivando crescita, distribuzione ed uso di energia da Fer “tradizionali”, oltre alla efficienza ed all’innovazione del sistema energetico ed alla mobilità sostenibile. Sono previsti incentivi per sostituire le apparecchiature elettriche domestiche a bassa efficienza, fissando un importo pari a 400 milioni di euro, articolati per tipologia di apparecchio.

3.b) Tariffe minime: L’articolo 2 introduce le “tariffe minime incentivanti”; si tratta del futuro sistema incentivante per la produzione di energia da Fer. Fermo restando che nella previsione entrano solo le Fer “tradizionali” (idroelettricità; gas di discarica e processi di depurazione; biomasse; geotermia; eolico; solare). In pratica, sarà introdotto il meccanismo di incentivazione previsto dal sistema tedesco

(quello che ha prodotto i migliori risultati in Europa per velocità di crescita di queste fonti con i costi più contenuti) con tariffe incentivanti certe e con durata ventennale che favoriscono gli investimenti, senza tetti né limitazioni per superare il regime dei Certificati verdi e del Cip6 (criteri e modalità sono in allegato al Ddl). Ne fruiranno gli impianti entrati in esercizio a partire dai sei mesi successivi alla data di entrata in vigore del futuro provvedimento.

Invece, i “vecchi” incentivi ora esistenti per le Fer “tradizionali” si continueranno ad applicare non oltre le durate previste dai singoli atti.

Per le Fer “assimilate” al sistema incentivante delle energie rinnovabili oggi in esercizio, l’Autorità per l’energia elettrica e il gas, “compatibilmente con i principi generali dell’ordinamento giuridico”, stabilirà modalità e termini di annullamento dell’incentivo anche anticipando le durate.

I titolari degli impianti, entrati in esercizio dopo il 1° aprile 1999, che beneficino dei certificati verdi, potranno optare per il sistema delle tariffe incentivanti, ma solo per le Fer “tradizionali”.

L’elettricità prodotta da fonti rinnovabili non potrà essere venduta o comunque trasferita più di una volta.

Come è evidente, lo scenario tracciato dalla Finanziaria, sembra destinato a mutare radicalmente in un breve arco di tempo. Tuttavia, il raccordo con quanto in vigore dal 1° gennaio 2007 sembra facilitato dal fatto che gran parte dell’attuazione della futura legge “salva clima” è rimessa, ovviamente, in capo al Ministro dello Sviluppo economico. Tuttavia, non si nasconde qualche perplessità in ordine alla creazione dei nuovi organismi in materia energetica, soprattutto per il coordinamento con l’attuale Authority.

Con riferimento alle biomasse si osserva che se ad esse viene concesso (in tutte le sedi) un incentivo energetico (a prescindere dal fatto che siano o meno rifiuti), è anche vero che in tal modo si sottrae al recupero di materia quanto potrebbe essere reimpiegato nell’industria manifatturiera (si pensi al legno certificato). Al riguardo, occorre ricordare che il 12 ottobre 2006 il Parlamento Ue ha approvato una relazione sulla strategia per le biomasse e per i biocombustibile (cd. “Langen report”) dove si legge che i benefici per le biomasse “non devono provocare distorsioni della concorrenza sui mercati delle materie prime” (punto 10) e che è necessario facilitare l’uso come combustibile dei rifiuti non ulteriormente riciclabili (punto 23).

Autorizzazione Integrata Ambientale e Best Available Technologies

Luciano Morelli

L'approccio integrato e la Direttiva 96/61/CE – IPPC

- **La Direttiva 96/61/CE – IPPC** (Integrated Pollution Prevention and Control), che disciplina “la prevenzione e la riduzione integrate dell’inquinamento” rappresenta la prima applicazione, rispetto al processo produttivo, di un nuovo approccio al controllo e alla prevenzione dell’inquinamento provocato dai grandi impianti industriali.
Infatti, la direttiva si pone come obiettivo “l’adozione di misure intese ad evitare oppure, qualora non sia possibile, ridurre le emissioni nell’aria, nell’acqua e nel suolo, comprese le misure relative ai rifiuti e conseguire un elevato livello di protezione nell’ambiente nel suo complesso”.
Per approccio integrato s’intende un metodo di prevenzione dell’inquinamento e degli impatti ambientali che consenta di evitare il trasferimento di questi da un elemento naturale all’altro; si abbandona così una visione più settoriale dei provvedimenti autorizzativi che operavano per singola matrice ambientale.
- **La normativa italiana previgente, il D.Lgs 4 agosto 1999, n. 372.** In Italia la Direttiva 96/61/CE è stata recepita con il D.Lgs 4 agosto 1999, n. 372 che prevede il rilascio dell’Autorizzazione Integrata Ambientale per l’esercizio delle tipologie di attività elencate nell’Allegato I del decreto.

Ai sensi dell’art. 10 del D.Lgs. 372/99, tutti i gestori dei complessi IPPC hanno l’obbligo di comunicare all’autorità competente per il rilascio dell’Autorizzazione Integrata Ambientale e all’Agenzia Nazionale per la Protezione dell’Ambiente, i dati caratteristici relativi alle emissioni in aria, acqua e suolo dell’anno precedente. Le informazioni raccolte verranno aggregate, su base nazionale, nell’Inventario Nazionale delle Emissioni e loro Sorgenti (INES) e costituiranno, insieme a quelli provenienti dagli altri Stati Membri, il Registro Europeo delle emissioni delle emis-

sioni inquinanti (European Pollutant Emission Register, EPER), disciplinato dalla Decisione della Commissione Europea 17 luglio 2000, n. 2000/497. Le modalità e il formato dei dati da comunicare entro il 30 aprile di ogni anno sono state disciplinate dal D.M 23 novembre 2001.

L'A.I.A. può valere per uno o più impianti o parti di essi, che siano localizzati sullo stesso sito e gestiti dal medesimo gestore e presuppone, per la prevenzione dell'inquinamento, l'adozione delle migliori tecniche disponibili (BAT, Best Available Technologies).

L'A.I.A. “sostituisce ad ogni effetto ogni altro visto, nulla osta, parere o autorizzazione in materia ambientale [...] fatta salva la normativa emanata in attuazione della Direttiva 96/82/CE (Direttiva del Consiglio sul controllo dei pericoli di incidenti rilevanti connessi con determinate sostanze pericolose)”, (art. 4, comma 10 Dlgs. 372/99).

– **Il Dlgs 59/05 sulla prevenzione e la riduzione integrate dell'inquinamento.**

Il Dlgs 59/05 recepisce integralmente la Direttiva 96/61/CE (GU n. 93 del 22 aprile 2005) ed abroga e sostituisce il precedente 372/99; si applica agli impianti esistenti, agli impianti nuovi ed alle modifiche sostanziali riferibili alle attività elencate nell'Allegato I al decreto e a determinate soglie dimensionali. Il decreto intende prevenire e ridurre, con un approccio integrato, l'inquinamento industriale; disciplina il rilascio, il rinnovo e il riesame dell'AIA nonché le modalità di esercizio degli impianti interessati ai fini del rispetto dell'AIA. Sono interessati 33 settori industriali per un totale di circa 8000 impianti, sostanzialmente riconducibili a 6 macrosettori (Allegato I):

1. Attività energetiche
2. Produzione e trasformazione dei metalli
3. Industria dei prodotti minerali
4. Industria chimica
5. **Gestione dei rifiuti**
6. Altre attività (ad esempio alcune attività dell'industria della carta e cartoni, del tessile, della concia, dell'alimentare, del trattamento di superfici, degli allevamenti)

Principali particolarità

- Introduzione dell'“approccio integrato”, che supera il tradizionale approccio settoriale (aria, acqua, suolo ecc.) per la valutazione degli effetti di una determinata attività sull'ambiente
- Previsione dell'autorizzazione integrata ambientale (AIA) rilasciata da un'unica Autorità Competente (in luogo delle numerose autorizzazioni settoriali rilasciate da diverse Autorità) che avrà una durata predeterminata (5 anni; 6 per le imprese eco-certificate) L'Autorizzazione Integrata Ambientale (AIA) è il provvedimento che autorizza l'esercizio di un impianto o di parte di esso a de-

terminate condizioni che devono garantire che l'impianto sia conforme ai requisiti del presente decreto. Un'Autorizzazione Integrata Ambientale può valere per uno o più impianti o parti di essi, che siano localizzati sullo stesso sito e gestiti dal medesimo gestore. Rilasciata sulla base dell'applicazione delle BAT.

- Data limite del 30 ottobre 2007 entro la quale devono essere soddisfatte le prescrizioni contenute nell'AIA rilasciata agli impianti esistenti
- Richiesta che l'attività produttiva venga svolta sulla base dell'adozione delle "migliori tecniche disponibili" (BAT)

Principi generali/obblighi gestori

- Applicare le BAT per prevenire l'inquinamento
- Evitare fenomeni di inquinamento significativi
- Ridurre produzione e impatto dei rifiuti, incoraggiare il recupero
- Utilizzare efficacemente l'energia
- Prevenire incidenti e limitarne le conseguenze
- Evitare rischi di inquinamento alla fine dell'attività e prevedere il ripristino

Autorità competente

- AC stabilisce il calendario delle scadenze per la presentazione delle domande AIA e la modulistica e svolge le procedure per il rilascio dell'AIA
- Competenza statale: impianti per la produzione di energia elettrica con potenza > 300 MW, raffinerie, acciaierie di prima fusione, grandi impianti chimici
 - Istituita commissione di 27 esperti per attività istruttoria
- Competenza Regionale per le altre attività: le Regioni possono delegare alle Province

La funzione di Autorità Competente per la Regione Campania è esercitata dai Settori Provinciali "Ecologia, Tutele dell'Ambiente, Disinquinamento, Protezione Civile" di Avellino, Benevento, Caserta, Napoli e Salerno.

Il Calendario di presentazione delle domande è scaduto il 30 03 2007. La modulistica specifica per consentire la presentazione delle istanze per l'Autorizzazione Integrata Ambientale è pubblicata nella pagina Ambiente del sito web della Regione Campania.

Principali novità rispetto al 372/99

- Allegato II: elenco delle autorizzazioni ambientali già in atto da considerare sostituite dall'AIA

- Adeguamento della definizione di “modifica sostanziale” alla normativa comunitaria (introdotta dalla direttiva che disciplina la partecipazione del pubblico ai procedimenti autorizzativi)
- Coordinamento con la disciplina delle “industrie insalubri”
- Previsione di una durata della validità dell’autorizzazione ambientale integrata più lunga per le imprese eco-certificate

Migliori tecniche disponibili (BAT)

Le tecniche (impiantistiche e gestionali) più efficaci per ottenere un elevato livello di protezione dell’ambiente nel suo complesso tra quelle economicamente e tecnicamente sostenibili per un determinato comparto industriale

Le BAT sono il riferimento in base al quale si deve giudicare la prestazione ambientale di un impianto esistente oppure valutare la proposta di un nuovo progetto. Per quanto riguarda le BAT, nell’ambito della Direttiva IPPC, l’Ufficio Europeo IPPC di Siviglia, in collaborazione con l’industria e le organizzazioni ambientali governative e non governative di tutti gli Stati Membri, sta elaborando dei documenti denominati BREF (Best available techniques REferences documents) che contengono informazioni su processi e tecniche di produzione, livelli di emissione, misure e tecniche per la riduzione delle emissioni. I Documenti Tecnici di riferimento sono costituiti dalle linee guida indicate dal D.M. 31 gennaio 2005, da quelle pubblicate nel sito <http://www.dsa.minambiente.itce>, dai BREF elaborati dall’Ufficio Europeo dell’IPPC di Siviglia disponibili sul sito <http://eippcb.jrc.es/pages/FActivities.htm>, dai criteri generali per individuare le BAT definite all’allegato IV, dalle Linee Guida Nazionali.

Il gestore NON ha l’obbligo di utilizzare una determinata tecnica o tecnologia, ma potrà raggiungere la performance ambientale imposta (livello di emissione) anche utilizzando tecniche diverse.

L’Osservatorio Confindustria

- Ha lo scopo di rafforzare il coordinamento e lo scambio di informazioni tra confindustrie regionali, associazioni di categoria e associazioni territoriali sull’attuazione della normativa IPPC in Italia
- Tale necessità deriva dalla modalità stessa di implementazione della normativa nel nostro Paese che vede il coinvolgimento sia dei Ministeri, sia delle Regioni e delle Province (impianti di competenza statale ed impianti di competenza regionale)
- L’Osservatorio confindustriale rappresenta il primo tentativo di fornire un quadro completo sull’attuazione della normativa IPPC nel nostro Paese

- Contribuisce a rafforzare la collaborazione all'interno del sistema e con le amministrazioni locali e a diffondere metodologie di lavoro e soluzioni già sperimentate, permettendo in questo modo anche un'applicazione più omogenea della normativa in Italia

Sintesi del quadro emerso

Adempimenti amministrativi

- In molti casi le Regioni hanno delegato alle Province i compiti per l'istruttoria e le altre procedure inerenti all'attuazione dell'IPPC (leggi regionali)
- In molte Regioni i calendari per la presentazione della domanda di AIA sono già chiusi per tutte le attività industriali interessate. Altre invece non hanno ancora adottato alcun provvedimento
- In molte Regioni sono già state rilasciate alcune Autorizzazioni con un numero particolarmente elevato nelle Marche e in Piemonte
- Acconti e tariffe molto variabili (da 0 fino a 8000 euro per i grandi impianti)

Adempimenti tecnici

- Alcune Regioni hanno fornito particolari interpretazioni del campo di applicazione ad esempio per talune attività specifiche
- Nella maggior parte delle Regioni in cui sono già state presentate le domande e rilasciate alcune AIA si registra una buona diffusione ed applicazione delle BAT tra le imprese

Principali criticità riscontrate

Dal punto di vista amministrativo sono state registrate criticità e difficoltà simili su tutto il territorio. In particolare:

- Raccordo con le altre amministrazioni locali
- Procedura complicata e documentazione eccessiva
- Tempi di rilascio troppo lunghi
- Costi elevati
- Difficoltà di adeguamento alle BAT da parte delle PMI in relazione ai processi produttivi consolidati
- Mancanza di riferimenti certi sulle BAT per molti settori, a causa dell'assenza di numerose Linee Guida nazionali

(ESTRATTI dagli Allegati al D.LGS 59/05)

**ALLEGATO I
(articolo 1, comma 1)**

CATEGORIE DI ATTIVITA' INDUSTRIALI DI CUI ALL'ART. 1

1. Gli impianti o le parti di impianti utilizzati per la ricerca, lo sviluppo e la sperimentazione di nuovi prodotti e processi non rientrano nel presente decreto.

2. I valori limite riportati di seguito si riferiscono in genere alle capacità di produzione o alla resa. Qualora uno stesso gestore ponga in essere varie attività elencate alla medesima voce in uno stesso impianto o in una stessa località, si sommano le capacità di tali attività.

1. Attività energetiche.

.....

2. Produzione e trasformazione dei metalli.

.....

3. Industria dei prodotti minerali.

.....

4. Industria chimica.

.....

5. Gestione dei rifiuti.

Salvi l'art. 11 della direttiva n. 75/442/CEE e l'art. 3 della direttiva n. 91/689/CEE del Consiglio, del 12 dicembre 1991, relativa ai rifiuti pericolosi.

5.1. Impianti per l'eliminazione o il recupero di rifiuti pericolosi, della lista di cui all'art. 1, paragrafo 4, della direttiva 91/689/CEE quali definiti negli allegati II A e II B (operazioni R 1, R 5, R 6, R 8 e R 9) della direttiva 75/442/CEE e nella direttiva 75/439/CEE del Consiglio, del 16 giugno 1975, concernente l'eliminazione degli oli usati, con capacità di oltre 10 tonnellate al giorno.

5.2. Impianti di incenerimento dei rifiuti urbani quali definiti nella direttiva 89/369/CEE del Consiglio, dell'8 giugno 1989, concernente la prevenzione dell'inquinamento atmosferico provocato dai nuovi impianti di incenerimento dei rifiuti urbani, e nella direttiva 89/429/CEE del Consiglio, del 21 giugno 1989, concernente la riduzione dell'inquinamento atmosferico provocato dagli impianti di incenerimento dei rifiuti urbani, con una capacità superiore a 3 tonnellate all'ora.

5.3. Impianti per l'eliminazione dei rifiuti non pericolosi quali definiti nell'allegato 11 A della direttiva 75/442/CEE ai punti D 8, D 9 con capacità superiore a 50 tonnellate al giorno.

5.4. 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.

6. Altre attività.

.....

ALLEGATO II
(articolo 5, comma 14)

**ELENCO DELLE AUTORIZZAZIONI AMBIENTALI GIA' IN ATTO, DA CONSIDERARE
SOSTITUITE DALLA AUTORIZZAZIONE INTEGRATA AMBIENTALE.**

1. Autorizzazione alle emissioni in atmosfera, fermi restando i profili concernenti aspetti sanitari (decreto del Presidente della Repubblica 24 maggio 1988, n. 203).
2. Autorizzazione allo scarico (decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152).
3. Autorizzazione alla realizzazione e modifica di impianti di smaltimento o recupero dei rifiuti (decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22, art. 27).
4. Autorizzazione all'esercizio delle operazioni di smaltimento o recupero dei rifiuti (decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22, art. 28).
5. Autorizzazione allo smaltimento degli apparecchi contenenti PCB-PCT (decreto legislativo 22 maggio 1999, n. 209, art. 7).
6. Autorizzazione alla raccolta ed eliminazione oli usati (decreto legislativo 27 gennaio 1992, n. 95, art 5).
7. Autorizzazione all'utilizzo dei fanghi derivanti dal processo di depurazione in agricoltura (decreto legislativo 27 gennaio 1992, n. 99, art. 9) (1).
8. Comunicazione ex art. 33 del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22 per gli impianti non ricadenti nella categoria 5 dell'Allegato I, ferma restando la possibilità di utilizzare successivamente le procedure previste dagli articoli 31 e 33 del decreto legislativo n. 22 del 1997 e dalle rispettive norme di attuazione.
Ai sensi dell'art. 5, comma 14, il presente allegato II è modificato con decreto del Ministro dell'ambiente e della tutela del territorio di concerto con i Ministri delle attività produttive e della salute, d'intesa con la Conferenza unificata istituita ai sensi del decreto legislativo 25 agosto 1997, n. 281.

(1) Si noti che l'attività non è di per sé soggetta al presente decreto, ma può essere oggetto di autorizzazione integrata ambientale nei casi sia tecnicamente connessa ad una attività di cui all'allegato I.

ALLEGATO III
(articolo 2, comma 1, lettera g)

ELENCO INDICATIVO DELLE PRINCIPALI SOSTANZE INQUINANTI DI CUI È
OBBLIGATORIO TENER CONTO SE PERTINENTI PER STABILIRE I VALORI
LIMITE DI EMISSIONE.

.....
.....
.....

ALLEGATO IV
(articolo 2, comma 1, lettera o)

Considerazioni da tenere presenti in generale o in un caso particolare nella determinazione delle migliori tecniche disponibili, secondo quanto definito all'art. 2, comma 1, lettera o), tenuto conto dei costi e dei benefici che possono risultare da un'azione e del principio di precauzione e prevenzione.

1. Impiego di tecniche a scarsa produzione di rifiuti.
2. Impiego di sostanze meno pericolose.
3. Sviluppo di tecniche per il ricupero e il riciclo delle sostanze emesse e usate nel processo, e, ove opportuno, dei rifiuti.
4. Processi, sistemi o metodi operativi comparabili, sperimentati con successo su scala industriale.
5. Progressi in campo tecnico e evoluzione, delle conoscenze in campo scientifico.
6. Natura, effetti e volume delle emissioni in questione.
7. Date di messa in funzione degli impianti nuovi o esistenti;
8. Tempo necessario per utilizzare una migliore tecnica disponibile.
9. Consumo e natura delle materie prime ivi compresa l'acqua usata nel processo e efficienza energetica.
10. Necessità di prevenire o di ridurre al minimo l'impatto globale sull'ambiente delle emissioni e dei rischi.
11. Necessità di prevenire gli incidenti e di ridurne le conseguenze per l'ambiente;
12. Informazioni pubblicate dalla Commissione europea ai sensi dell'art. 16, paragrafo 2, della direttiva 96/61/CE, o da organizzazioni internazionali.

ALLEGATO V
(articolo 2, comma 1, lettera i)

CATEGORIE DI IMPIANTI RELATIVI ALLE ATTIVITA' INDUSTRIALI DI CUI ALL'ALLEGATO I, SOGGETTI AD AUTORIZZAZIONE INTEGRATA AMBIENTALE STATALE.

1) Raffinerie di petrolio greggio (escluse le imprese che producono soltanto lubrificanti dal petrolio greggio), nonché impianti di gassificazione e di liquefazione di almeno 500 tonnellate (Mg) al giorno di carbone o di scisti bituminosi;

2) Centrali termiche ed altri impianti di combustione con potenza termica di almeno 300 MW;

3) Acciaierie integrate di prima fusione della ghisa e dell'acciaio;

4) Impianti chimici con capacità produttiva complessiva annua per classe di prodotto, espressa in milioni di chilogrammi, superiore alle soglie di seguito indicate:
.....(TABELLA).....

5) Impianti funzionalmente connessi a uno degli impianti di cui ai punti precedenti, localizzati nel medesimo sito e gestiti dal medesimo gestore, che non svolgono attività di cui all'allegato I;

6) Altri impianti rientranti nelle categorie di cui all'allegato I localizzati interamente in mare.

Ai sensi dell'art. 18, comma 3, possono essere introdotte modifiche al presente allegato V con decreto del Ministro dell'ambiente e della tutela del territorio di concerto con il Ministro delle attività produttive e con il Ministro della salute, d'intesa con la Conferenza permanente per i rapporti tra lo Stato, le regioni e le province autonome di Trento e Bolzano.

ALLEGATO VI
(articolo 13, comma 1)

FINALITA' DELL'OSSERVATORIO IPPC DI CUI ALL'ART. 13 DEL PRESENTE DECRETO

.....

(ESTRATTI dal Sito European IPPC Bureau)

IPPC BREF OUTLINE and GUIDE

December 2005

Purpose of guide and outline

The purpose of this paper is to provide an agreed basis for the work to be carried out in the European IPPC Bureau with the Technical Working Groups (TWGs) set up according to the workplan of the Information Exchange Forum (IEF).

Procedural expectations

A BREF is the product of an exchange of information carried out with a dedicated TWG constituted for the purpose.The TWG remains the primary means through which all information required for BREFs is gathered and assessed. Information not submitted to the TWG within the requisite time period cannot be expected to be included in the final BREF. The European IPPC Bureau acts as a neutral, technically competent secretariat to all TWGs.In the case of a totally new BREF, the expectation is to complete a final draft within about two to three years of starting the work..... In the case of a review of an existing BREF, the TWG will be reactivated by the European IPPC Bureau according to the work programme and will be asked to submit new or updated information to the European IPPC Bureau for consideration by the TWG in the review work. The expectation is to complete a final draft for a reviewed BREF within about one and an half year of the deadline set for receiving the new or updated information. ...The role of the IEF is to generally oversee the information exchange process.....

General boundaries of BREFs

A BREF should contain a number of elements leading up to the conclusions of what are considered to be "best available techniques" (BAT) in a general sense for the sector concerned. The definition of BAT requires that the technique is developed on a scale that allows implementation in the sector. The evidence to support a technique as BAT can come from one or more plants applying the technique somewhere in the world. In some rare cases, even pilot projects can provide a sufficient basis.

Above all the aim of a BREF should be to offer information to the competent authorities of Member States, industrial operators, the Commission and the public at large to guide the determination of BAT-based permit conditions or general binding rules by providing information relevant to the permitting of installations according to the IPPC Directive 96/61/EC. A BREF should serve as a driver towards improved environmental performance across the European Union. A BREF does not interpret the Directive itself, nor does it remove the obligations on operators and Member States under the Directive to make decisions at national, regional or local level including the necessary balanced decisions required by the Directive. BREFs do not prescribe techniques or emission limit values.....A BREF should remain a fundamentally technical document and where a TWG identifies issues outside the scope of the BREF and IPPC they should not be discussed in the BREF (but could be raised at IEF level). Similarly, political opinions and views should not be introduced into a BREF. If it serves a specific purpose of assisting the reader to seek further information on an issue, companies (i.e. installations or suppliers), trade names, contributors or TWG members should be named in a BREF.

.....

Current Emission and Consumption Levels

This chapter will report on the range of currently observed emission and consumption levels for the overall process and its sub-processes. Information will include currently observed usage of energy, water and raw materials as well as an indication of issues such as noise or odour. As far as available, data will include emissions to air, water and solid residues arising from the activities as well as inputs to and outputs from sub-processes, thus highlighting the more environmentally significant sub-processes and addressing options for recycling and re-use of output streams within the whole process.....

Techniques to Consider in the Determination of BAT

This chapter will provide a catalogue of emission reduction or other environmentally beneficial techniques that are considered to be most relevant in the determination of BAT (both generally and in specific cases). This pool of possible techniques will include both process integrated and "end-of-pipe" techniques, thus covering pollution prevention and pollution control measures. Good operating practices will be addressed and consideration given to inspection routines, maintenance systems, process control methods and contingency provisions. Techniques that are generally seen as obsolete will not be included. Techniques which are emerging in practice within the sector and are established techniques in other sectors will be included where relevant.

The technical description of each technique will include the environmental benefits to be gained by implementation. Any cross-media effects will be mentioned, together with the costs of implementation, practical applicability, technical problems and the overall economic impact. This chapter aims to include as much information as may be needed in order to assess the applicability of a certain technique in general or specific cases. Each technique will be discussed without pre-judging whether it meets all the BAT criteria of IPPC (cf. Article 2(11) and Annex IV of the IPPC Directive).

Techniques presented may apply to the improvement of existing installations, or to new installations or a combination of both. The range of techniques presented shall span various cost/benefit situations including both lower and higher cost techniques.

Information on each technique should preferably include the following elements:

- Description: Brief technical description using, as appropriate, pictures, diagrams and flow sheets;
- Achieved environmental benefits: the potential environmental advantages to be gained through implementing this technique including emission and consumption data where available, including any qualification of those data in terms of how they are measured and expressed;
- Operational data: Actual performance data (including reference conditions and monitoring periods) on emissions / wastes and consumption (raw materials, water and energy). Any other useful information on how to operate, maintain, control etc the technique;
- Cross-media effects: Potential effects due to implementing the technique (advantages and disadvantages supported by data if available) in various environmental compartments (whole environment) such as:
 - energy consumption and contributions to global warming
 - stratospheric ozone depletion and photochemical ozone creation potential
 - acidification resulting from emissions to air
 - particulate matter (including micro-particles and metals)
 - eutrophication of land and waters resulting from emissions to air or water
 - oxygen depletion potential in water
 - persistent / toxic / bioaccumulable components in water or to land (incl metals)
 - creation or reduction in (waste) residues

- ability to re-use or recycle (waste) residues
- noise and/or odour
- risk of accidents
- consumption of raw materials and water.
- Applicability: Consideration of plant age (new or existing) and factors involved in retrofitting (e.g. space availability). Consideration of plant size (large or small). Thereby highlighting where the technique can and cannot be implemented and noting constraints to implementation in certain cases;
- Economics: Information on costs (investment and operating) and any savings (e.g. reduced raw material consumption, waste charges) where appropriate. Economic information relevant to new build and retrofit to existing installations will be included;
- Driving force for implementation: Specific conditions or requirements which have driven implementation of the technique to date. For example, legislation or other reasons such as increased yield or improvement in product quality. By inference this information leads to the extent to which the technique might be appropriate to the sector as a whole within the framework of IPPC.
- Example plants: examples of plants where the technique has been implemented. The degree to which the technique is in use in Europe or world-wide may be useful information.
- References to literature: literature for more detailed information on the technique.

To be able to compare and assess the performance of the various techniques, data will be explained, as far as information is available, in terms of methods used for sampling, analysis and data processing (averaging etc.).

Data on emissions may be expressed as absolute or concentration values, and relative to actual production or production capacity. The most relevant economic aspects of each of the techniques will be described to identify, where possible, the overall economic impact of any given technique. Various expressions may be used for costs and consumption, referring to units of production or time.

Best Available Techniques (BAT)

This chapter, with standard explanatory introduction, will conclude on what is considered to be BAT in a general sense for the sector based upon the information in the previous chapter, but taking account of the Article 2(11) definition and the considerations listed in Annex IV to the Directive. Here the overarching criteria of costs of techniques and their environmental performance, including cross-media implications, are considered in relation to the industry sector. This chapter will not set emission limit values but will suggest emission and/or consumption levels that are associated with the use of BAT and it will explain the basis for the conclusions.

Emerging Techniques

This chapter will identify any novel pollution prevention and control techniques that are reported to be under development and may provide future cost or environmental benefits.....

Activities of the EIPPCB

.....

The work program consists of a number of work sectors each year as determined by the Information Exchange Forum (IEF). The IEF consists of representatives from Member States, industry and environmental non-governmental organisations. Each sector of work is addressed by a specific Technical Working Group (TWG) established for the duration of the work. The documents drafted by the EIPPCB will be circulated around the TWGs for comments before being submitted to the Environment Directorate-General of the Commission and being further considered by the IEF.

The reference documents are produced following a set **BREF outline and guide** as agreed with DG Environment and the IEF which gives important foundations for the understanding of best available techniques reference documents (BREFs).

.....

The first eight adopted BREFs in English language (i.e. Production of Iron and Steel, Ferrous Metals Processing Industry, Non Ferrous Metals Industries, Cement and Lime Manufacturing Industries, Glass Manufacturing Industry, Chlor-alkali Manufacturing Industry, Pulp and Paper Industry and Industrial Cooling Systems) together with translations of parts of them into all Member State languages have been published on a CD by the Office for Official Publications of the European Communities. The CD is titled "Reference Documents on Best Available Techniques (Council Directive 96/61/EC): First edition (multilingual)" ISBN 92-894-3678-6 (<http://ec.europa.eu/comm/environment/pubs/industry.htm>).

Key to "Documents available":

BREF (mm.yy)	indicates that a document has been formally adopted by the Commission and can be downloaded by following the link which leads to the list of mirrors available and selecting the site nearer to you.
BREF (mm.yy)	indicates that a document has been finalised after submission to DG Environment and the final version dated as shown can be downloaded by following the link which leads to the list of mirrors available and selecting the site nearer to you.
FD (mm.yy)	indicates that a Final Draft document dated as shown has been put up for discussion with DG Environment and the Information Exchange Forum and the draft can be downloaded by following the link.
D1/2/3 (mm.yy)	indicates that a 1st / 2nd / 3rd working Draft reference document dated as shown has been put to consultation in the TWG and the draft can be downloaded by following the link.
MR (mm.yy)	indicates work has started, the TWG has met for the first time on date shown and a Meeting Report of that first meeting can be downloaded by following the link where shown.
yyyy	indicates work is planned to commence in the year shown and has not yet started.

TWG & Members list (click on TWG name to see the list of members)	Documents available (see key below table)
Pulp and Paper manufacture	BREF (12.01)
Iron and Steel production	BREF (12.01)
Cement and Lime production	BREF (12.01)
Cooling Systems	BREF (12.01)
Chlor-Alkali manufacture	BREF (12.01)
Ferrous Metal processing	BREF (12.01)
Non-Ferrous Metal processes	BREF (12.01)
Glass manufacture	BREF (12.01)
Tanning of hides and skins	BREF (02.03)
Textile processing	BREF (07.03)
Monitoring systems	BREF (07.03)
Refineries	BREF (02.03)
Large Volume Organic Chemicals	BREF (02.03)
Smitheries and Foundries	BREF (05.05)
Intensive Livestock Farming	BREF (07.03)
Emissions from storage of bulk or dangerous materials	BREF (07.06)
Common waste water and waste gas treatment and management systems in the chemical sector	BREF (02.03)
Economic and cross media issues under IPPC	BREF (07.06)
Large Combustion Plant	BREF (07.06)
Large Volume Inorganic Chemicals - Ammonia, Acids & Fertilisers	MR BREF(12.06)
Large Volume Inorganic Chemicals - Solid & Others	MR BREF (10.06)
Slaughterhouses and Animal By-products	BREF (05.05)
Food, Drink and Milk processes	BREF (08.06)
Ceramics	MR BREF (12.06)
Management of Tailings and Waste-Rock in Mining Activities	MR BREF (07.04)
Surface treatment of metals	BREF (08.06)
Surface treatments using solvents	MR BREF (01.07)
Waste Incineration	BREF (08.06)
Waste Treatments [Previously Waste Recovery/Disposal activities]	BREF (08.06)
Speciality inorganic chemicals	MR BREF (04.06)
Organic fine chemicals	BREF (08.06)
Polymers	MR BREF (07.06)
Energy Efficiency	MR D1 (04.06)

Lo scenario dei finanziamenti al recupero energetico

Alessandro Cugini

Le linee di tendenza dello scenario europeo di promozione dello sviluppo degli investimenti in fonti energetiche rinnovabili

Il **piano di azione** steso dalla Commissione Europea nel marzo 2007 si articola in **dieci misure strategiche**:

1. Favorire l'istituzione di un vero mercato interno dell'energia, per raggiungere il quale tutti i paesi membri devono garantire l'implementazione un quadro minimo di regole, in termini di: unbundling, efficacia della regolamentazione, trasparenza, miglioramento delle infrastrutture, sicurezza delle reti, adeguamento della capacità di produzione e di approvvigionamento di gas, tutela dei consumatori e rispetto degli oneri di servizio pubblico.
2. Sviluppare la solidarietà fra stati membri al fine di migliorare la sicurezza dell'approvvigionamento di petrolio, gas, elettricità dell'Europa nel suo complesso.
3. Garantire un impegno a lungo termine sui temi di tutela ambientale per la riduzione delle emissioni di gas serra e la creazione di un sistema comunitario di scambio dei diritti di emissione.
4. Sul tema del risparmio energetico, implementare un programma di misure a favore dell'efficienza energetica a tutti i livelli: internazionale, comunitario, nazionale, e locale (Il piano d'azione sull'efficienza energetica, adottato dalla Commissione nell'ottobre del 2006, prevede l'obiettivo di una riduzione del consumo totale di energia primaria pari al 20 per cento entro il 2020).
5. **Sul tema delle fonti energetiche rinnovabili, definire un obiettivo a lungo termine di incremento del loro utilizzo (la roadmap sull'energia rinnovabile della Commissione propone un target pari al 20 per cento di rinnova-**

bile sul mix energetico totale europeo entro il 2020, mentre oggi tale valore non supera il 7 per cento)¹.

6. Predisporre, entro il 2007 un piano strategico europeo per lo sviluppo e la diffusione delle tecnologie energetiche al fine di ridurre il costo delle energie pulite e fare in modo che l'industria europea conquisti una posizione di punta nel settore delle tecnologie a basse emissioni di carbonio, tutelando nel contempo la competitività.
7. Impegnarsi congiuntamente per lo sviluppo di tecnologie di cattura e stoccaggio della CO₂, elaborando una visione chiara, istituendo un quadro regolamentare propizio alla loro diffusione ed investendo di più e meglio nella ricerca, perché l'Europa svolga un ruolo di leadership a livello mondiale.
8. Promuovere la diffusione di energia nucleare sicura nei paesi che consentono l'utilizzo della produzione di energia elettrica da questa fonte (la produzione da nucleare in Europa è oggi pari al 15%).
9. Sostenere e difendere gli interessi comunitari nell'ambito della politica energetica internazionale, affinché l'energia diventi un elemento centrale di tutte le relazioni esterne dell'Unione Europea.
10. Utilizzare gli strumenti di monitoraggio, trasparenza e notifica, con l'istituzione di un Osservatorio europeo dell'energia.

Per attuare questi principi ha costituito Gruppi di lavoro sulla competitività, energia e sviluppo².

Alla luce degli orientamenti europei e della vulnerabilità energetica del nostro Paese, è indispensabile che **l'Italia** si doti di una **politica energetica strategica**

¹ "Renewable energy is to play a key role in a sustainable energy future, not only for the EU, but worldwide. The costs are being reduced through technology development and economies of scale. The large scale deployment of renewable energies – taking into account carbon constraints and security of energy supply – will depend on them becoming competitive with conventional energy sources" in DRAFT SECOND REPORT OF THE HIGH LEVEL GROUP ON COMPETITIVENESS, ENERGY AND THE ENVIRONMENT CONTRIBUTING TO AN INTEGRATED APPROACH ON COMPETITIVENESS, ENERGY AND ENVIRONMENT POLICIES Long term energy futures and investment in power generation and energy efficiency, Bruxelles 23.10.2006

² The Commission has decided to set up a **High Level Group (HLG) on Competitiveness, Energy and the Environment** from high level persons with competence and responsibility in the areas of industry, energy, and the environment. The HLG will address issues where competitiveness, energy and environmental policies inter-relate. The High Level Group will seek input from experts and stakeholders through ad hoc arrangements, by setting up a limited number of ad hoc groups that will examine specific questions under the terms and conditions of the present mandate. The ad hoc group 8 shall concentrate on environmentally harmful subsidies whereby effects on the environment are primarily such affecting climate change but also including other aspects. It shall provide relevant information about the **financial importance**, the need and rationale for environmentally-harmful subsidies, about ways to reform, respectively eliminate them. It shall provide information on obstacles to this process and shall explore ways how to overcome the identified obstacles. It shall consider links with state aid control policy and take into account the provision of Article 6 of the Treaty. It will focus, in particular on removal of the barriers to innovation and technology uptake and deployment, capacity building and exchange of best practices to further the deployment of technologies and innovation with commercial potential e creation of a favourable environment for industry to exploit market opportunities and productivity growth potential from advanced technologies.

che, in coerenza con le linee indicate da Bruxelles, consideri in modo equilibrato le esigenze competitività del sistema industriale, la sicurezza degli approvvigionamenti e la tutela ambientale, ribilanciando il mix delle fonti di produzione utilizzato per la generazione elettrica, valutando e sostenendo l'introduzione di nuove tecnologie alternative e complementari al gas, quali ed esempio il carbone pulito e promuovendo lo sviluppo di un sistema elettrico sostenibile, basato anche sull'utilizzo di fonti rinnovabili, alternative e sulla cogenerazione.

In questo quadro il finanziamento al recupero energetico da rifiuti deve essere specificamente previsto.

I provvedimenti della recente legislazione italiana sul tema

La legislazione italiana, al momento della redazione della presente nota prevede una serie di finanziamenti all'efficientamento ed al recupero energetico (in edilizia, nell'industria, nell'auto, nell'agroenergetico, nei TEE, ecc.) ma non per il recupero energetico da rifiuti.

Proprio per dimostrare come la gamma della promozione sul tema sia ampia e curata anche nelle procedure, si fa seguire una elencazione delle detrazioni fiscali, dei finanziamenti agevolati ed a fondo perduto previsti dalla Legge finanziaria 2007 e dal Decreto del Ministro dell'Economia del 20 febbraio 2007 per chi richiede prodotti che riguardano riqualificazione degli edifici, efficienza nell'industria, mobilità sostenibile, incentivi al sistema agroenergetico, Fondo Kyoto, energia fotovoltaica, certificati bianchi, incentivi per le fonti rinnovabili, cogenerazione, bioedilizia, autovetture Euro 0 ed Euro 1.

Agevolazioni per riqualificazione degli edifici

La Legge Finanziaria punta sul risparmio energetico da riduzione di consumi termici abitativi come nel Nord Europa (e nell'Alto Adige per l'Italia), prevedendo l'innalzamento della detrazione fiscale per interventi che consentono di ridurre le dispersioni termiche; per l'installazione di pannelli solari e per la sostituzione di vecchie caldaie con nuove ad alta efficienza. I beneficiari sono tutti i contribuenti, siano essi persone fisiche, professionisti, società e imprese.

Oltre alla maggiore convenienza (da 36-41% a 55%), la procedura attuale è molto semplificata in quanto non serve alcuna comunicazione/autorizzazione preventiva e basta seguire l'iter procedurale riportato in Figura 1.

I beneficiari per ottenere l'agevolazione devono rivolgersi ad un tecnico abilitato alla progettazione di edifici ed impianti, il tecnico presenta una serie di proposte per ridurre le dispersioni termiche (finestre, caldaie a condensazione, isolamento delle murature e pannelli solari), deve fornire al soggetto beneficiario un

I bonus energia: ammontare delle spese e delle detrazioni d'imposta nei decreti attuativi ai commi 344 e 347 della Legge Finanziaria 2007	Spesa massima	Detrazione massima
Interventi di riqualificazione energetica N.B. Il beneficio è condizionato dalla riduzione del fabbisogno annuo di energia primaria per la climatizzazione invernale di almeno il 20% rispetto agli indici di prestazione energetica individuati dall'all.C del DM	181818,18	100.000
Interventi sugli involucri degli edifici N.B. Il beneficio è condizionato dalla raggiungimento della capacità di isolamento termico rispondente ai parametri di trasmittanza termica riportati nello specifico allegato D del DM	109.090,90	60.000
Installazione pannelli solari N.B. Il beneficio è condizionato dall'effettiva installazione, secondo manuali tecnici, di pannelli e bollitori garantiti per almeno 5 anni, accessori e componenti garantiti per almeno 2 anni, pannelli solari con la certificazione qualità UNI 12975.	109.090,90	60.000
Sostituzione impianti di climatizzazione invernale N.B. Il beneficio è condizionato dalla rispetto dei rendimenti termici dell'art.9 del DM	54.545,45	30.000

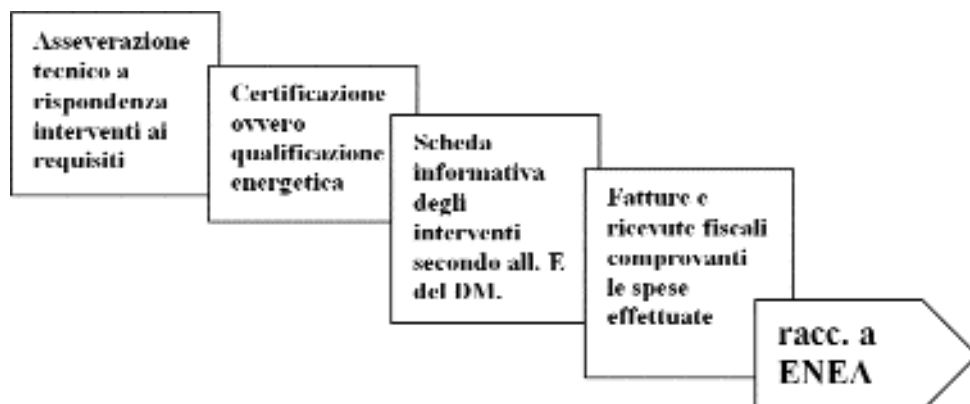


Fig. 1.

documentazione che attesti il rispetto dei requisiti e un attestato di certificazione energetica. La detrazione fiscale per gli interventi di riqualificazione è cumulabile con altri incentivi posti in essere da Regioni, Province e Comuni. Vale la pena di sottolineare che alcune Regioni stanno procedendo in tal senso (v. “tetti fotovoltaici” della Regione Campania).

Agevolazioni per efficienza nell'industria

L'adozione di nuovi motori elettrici comporta una detrazione fiscale del 20% per l'acquisto e l'installazione di motori elettrici trifasi in bassa tensione ad elevata efficienza con potenza compresa tra 5 e 90 kW sia per nuova installazione sia per la sostituzione di vecchi. La stessa detrazione è prevista per l'acquisto e l'installazione di variatori di velocità di motori elettrici con potenze da 7,5 a 90 kW. Questa misura è di particolare importanza perché riqualifica i processi produttivi delle imprese abbassandone i consumi energetici. Si consideri che attualmente i motori elettrici delle industrie, di efficienza molto bassa, assorbono una quantità di energia elettrica pari ad oltre i 2/3 dei consumi totali dell'industria.

Agevolazioni per mobilità sostenibile e autovetture Euro 0 ed Euro 1

Per auto e moto, molti e specifici sono gli incentivi per la riduzione del carico fiscale: per il Gpl (-20%) e per creare un parco auto ecologico e diminuire l'inquinamento. I beneficiari sono coloro che sostituiscono autovetture Euro 0 ed Euro 1 con altre di categoria Euro 4 ed Euro 5 (che emettano non oltre 140 grammi di CO₂ al chilometro), avendo diritto ad un bonus di 800 Euro e all'esenzione dalla tassa automobilistica per due anni (che diventano tre anni per autovetture di cilindrata inferiore a 1300 cm³ e per i nuclei familiari di almeno sei componenti), nonché sconto di 800 euro sul veicolo acquistato direttamente dal concessionario al momento dell'acquisto. Sarà poi lo Stato a rimborsare il concessionario. I beneficiari sono anche coloro che sostituiscono autocarri Euro 0 e Euro 1 con altri di categoria Euro 4 e Euro 5 (di peso complessivo non superiore a 3,5 tonnellate) ha diritto ad un bonus di 2000 euro, avendo lo sconto sull'autocarro acquistato, direttamente dal concessionario al momento dell'acquisto. I beneficiari sono, infine, coloro che acquistino autovetture o autocarri a gas, gpl, motore elettrico o a idrogeno, avendo diritto ad un bonus di 1500 euro che sale fino a 2000 euro, se l'emissione di CO₂ è inferiore a 120 grammi al chilometro. Nel caso in cui, invece, si converta l'autoveicolo a gas, gpl o metano si ottiene uno sconto di 650 euro direttamente dall'installatore entro i 3 anni successivi alla data di immatricolazione del veicolo. Nel caso di conversione di una macchina 'euro 0-1' lo sconto è pari a 350 euro. Ma anche chi sostituisce motocicli (cilindrata superiore a 50 centimetri cubici) Euro 0 con altri di categoria Euro 3 ha diritto all'esenzione dalla tassa automobilistica per cinque anni, oltre ad uno sconto di 80 euro sulle spese di rottamazione nel caso in cui si disfi del vecchio. E chi rottama autovetture Euro 0 ed Euro 1 ha diritto ad uno sconto sul costo della rottamazione fino a 80 euro. Se, poi, il proprietario che ha 'rottamato' la propria autovettura non ne possiede un'altra e non ne acquista un'altra, allora può richiedere il totale rimborso dell'abbonamento annuale al trasporto pubblico

Fondo Kyoto

In certa misura connesse, la Legge prevede 600 milioni di euro per il triennio 2007-2009 (a valere sul Fondo rotativo, istituito presso la Cassa depositi e Prestiti) come misure di riduzione delle emissioni di gas ad effetto serra, previa individuazione delle modalità di erogazione dei finanziamenti a tasso agevolato per soggetti pubblici e privati da destinare prioritariamente a queste misure.

Agevolazioni per il fotovoltaico

A partire da maggio 2007, per 14 mesi, il rimborso spese sarà garantito a tutti gli impianti e per chi riesce a diventare autoproduttore di energia e a cedere alla rete l'energia prodotta in più è previsto un premio del 5% della tariffa. Nel pacchetto di agevolazioni per chi sceglie il risparmio energetico con le fonti rinnovabili, il governo ha inserito nuovi incentivi per chi preferisce il fotovoltaico, ossia l'impianto in grado di produrre anche energia elettrica. Il beneficio è senza graduatorie e numero chiuso. Il rimborso per le spese di produzione va da un minimo di 40 centesimi per kW prodotto dagli impianti con i pannelli a terra, fino ai 49 centesimi per quelli integrati negli edifici. Gli incentivi sono erogati per 20 anni, sono indicizzati all'inflazione, ma questa agevolazione non è cumulabile con altre detrazioni. In compenso è previsto un premio con un aumento dell'incentivo fino al 30% per chi diventa totalmente autosufficiente o risparmia di più. Il rimborso spese per la produzione di energia riguarda sia i singoli impianti realizzati a livello personale, che quelli condominiali. Non si fa distinzione sul tipo di fabbricato, ma i moduli fotovoltaici installati su tetti piani e terrazze di edifici e fabbricati non devono superare l'altezza della balaustra. Un valore indicativo di occupazione di superficie è di circa 8 -10 mq per kW di potenza nominale installata. La potenza nominale degli impianti non deve essere inferiore a 1 kW e gli impianti devono essere realizzati con componenti di nuova costruzione o comunque non già impiegati in altre strutture. Per realizzare gli impianti è sufficiente una DIA, ossia la Dichiarazione di inizio attività da presentare in Comune. La tariffa viene incrementata del 5% per scuole, ospedali, comuni fino a 5mila abitanti ed edifici che rimuovono coperture in amianto. Il decreto elimina, inoltre, il tetto annuale finora previsto e fissa un obiettivo di 3000 MW al 2016.

Agevolazioni per i certificati bianchi

La Legge promuove l'innalzamento degli obblighi di risparmio. Com'è noto un certificato bianco (o Titolo di Efficienza Energetica-TEE) è un'attestazione di risparmio energetico. In sostanza ai distributori di energia elettrica e gas lo Stato ri-

conosce un titolo (certificato bianco) per un valore equivalente ad una tonnellata di petrolio. Per ottenere i certificati, i distributori di energia elettrica e gas sono obbligati a realizzare risparmi sia attraverso interventi diretti (esempio: cogenerazione), sia attraverso misure di promozione (esempio: lampadine scontate o gratuite a basso consumo) rivolte agli utenti finali. Per ogni certificato bianco i distributori ricevono 100 euro all'anno per 5 anni e, grazie alle misure promozionali, i consumatori arrivano a risparmiare in bolletta fino a 800 euro. Gli interventi di risparmio possono essere effettuati anche da società specializzate nell'individuare gli sprechi energetici e nell'intervenire per ridurli, le cosiddette *Esco (Energy Service Companies)*. Considerato che ad oggi l'Autorità per l'energia elettrica e il gas ha già certificato risparmi superiori alle previsioni e considerate le azioni del governo sul fronte dell'offerta (avvio del Primo Progetto Industriale sull'efficienza energetica che verrà illustrato in seguito), è possibile innalzare l'obbligo di risparmio energetico nei prossimi anni definendo obiettivi al 2012 di circa 5 milioni di tonnellate equivalenti di petrolio o anche superiori, il che equivale ad una significativa riduzione dei consumi energetici ed anche ad una riduzione delle emissioni di anidride carbonica di 13 Mton, pari alle emissioni di 6 milioni di auto. In questo modo si è predisposto un potente strumento per avvicinarci all'obiettivo di Kyoto.

Agevolazioni per la cogenerazione e la bioedilizia

La norma infine incentiva la cogenerazione ad alto rendimento per promuovere il risparmio energetico e rivedere i criteri per l'assegnazione dei certificati bianchi alla cogenerazione rendendola più appetibile e da impulso alla bioedilizia per riqualificare il parco edilizio esistente e crearne uno 'ecologico' attraverso misure volte alla riduzione delle dispersioni termiche degli involucri degli edifici e ad un maggiore utilizzo delle fonti rinnovabili.

Ciò detto, le uniche due forme di **finanziamento italiano al recupero energetico da rifiuti** che potrebbero essere utilizzate, ma per la frazione umida del rifiuto e per quelle parti della frazione secca che possono essere compatibili con il concetto di fonte rinnovabile, sono le seguenti:

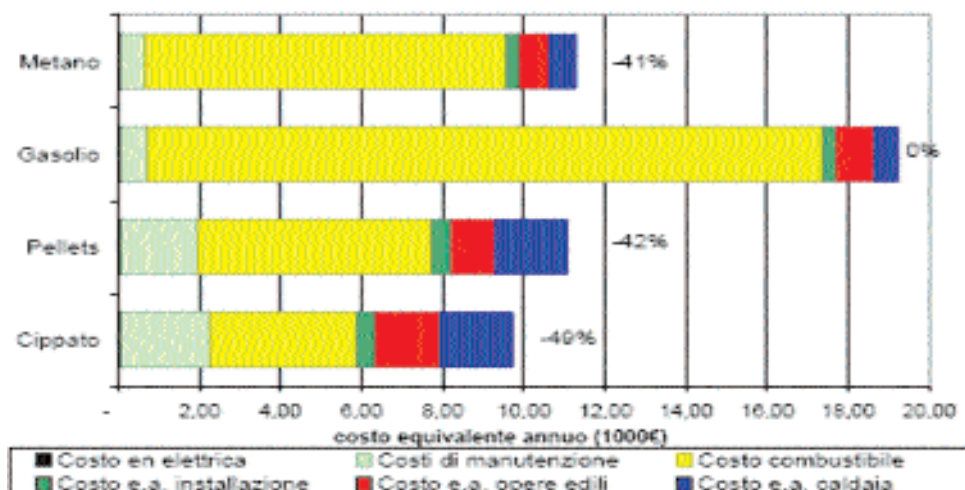
- Agevolazioni per fonti rinnovabili: La Legge potenzia e si rivede il meccanismo di incentivazione delle fonti rinnovabili, oggi basato sui "certificati verdi", innalzando gli obiettivi di crescita nel medio-lungo periodo delle fonti rinnovabili e differenziando gli strumenti di sostegno ed il valore dell'incentivo in base al tipo di fonte e alla tecnologia utilizzata. Le misure per il decollo di un'industria nazionale dedicata consentono di prevedere lo sviluppo degli obiettivi crescita del settore in modo efficiente, grazie alla riduzione dei costi di produzione. Le nuove misure verranno predisposte attraverso la delega chiesta al Parlamento con il disegno di legge che completa la liberalizzazione del mercato energetico;

- Agevolazioni e incentivi al sistema agroenergetico: La Legge adotta obiettivi di miscelazione obbligatoria di biocarburanti in crescita fino al 2010; la riduzione della tassazione sul biodiesel (accisa -80% rispetto al gasolio) per 250 mila tonnellate l'anno e sul bioetanolo (accisa -50% rispetto alla benzina) per 100 mila tonnellate l'anno ed intende assumere strumenti di sviluppo di filiere produttive dedicate, dall'agricoltura all'industria di trasformazione, e individuazione di criteri di priorità per l'utilizzo dei biocarburanti che ne derivano.

Ma è arcinoto come l'utilizzo delle biomasse, come elemento emblematico di recupero energetico, alternativo al fossile, non è conveniente se non è sorretto da finanziamento esterno a chi lo effettua.

Lo dimostra il confronto del costo equivalente annuo per gli impianti con diversi combustibili (migliaia di Euro)³.

Lo scenario dei finanziamenti per il recupero energetico era ed è, quindi, deludente.



Conferma o abolizione del CIP6: conseguenze

E non basta.

Il D.M. 387/2003 che disciplina i certificati verdi ha ammesso a beneficiare del regime riservato alle fonti energetiche rinnovabili anche i rifiuti, ivi compresa la frazione non biodegradabile.

³ M.Lazzarino, F.Minchio, M.Noro, "Utilizzo delle biomasse nel riscaldamento civile ed industriale" Dip. Tecnica e gestione dei sistemi industriali, Università di Padova, sede di Vicenza.

Nell'ambito della procedura di consultazione nell'ambito dell'iter di aggiornamento del suo prezzo di assegnazione⁴ da parte dell'AEEG, Confindustria ha avuto modo di affermare con forza che sulla base delle recenti indagini dell'Autorità per l'energia elettrica e il gas e dell'Autorità garante per la concorrenza e il mercato, il prezzo del mercato elettrico all'ingrosso ed il suo funzionamento non sono ancora in grado di garantire le caratteristiche di efficienza auspiccate e, quindi, di fronte ad un contesto di mercato ancora poco competitivo Confindustria ritiene che l'energia CIP6 non possa sottrarsi alla sua funzione originaria di supporto al mercato libero visto e considerato che per l'anno in corso:

- a. non si ravvisano interventi delle Autorità di vigilanza efficaci sotto il profilo della tutela della concorrenza in grado di restituire maggiore efficienza al mercato sotto il profilo del prezzo;
- b. insistono sul mercato molte iniziative di politica economica per la tutela di interessi generali quali Fonti rinnovabili, Risparmio energetico etc. sicuramente rilevanti e apprezzabili ma anche di forte impatto sul costo dell'energia per gli utenti industriali.

Confindustria considera il prezzo di cessione dell'energia CIP6 una misura di politica industriale e, visto che gli indicatori dell'AEEG non soddisfano le aspettative del sistema industriale e comportano costi inaccettabili di transazione, richiede per il 2007 un prezzo medio secco a 60Euro/MWh senza entrare nel merito dei meccanismi da adottare ma fornendo la sua piena disponibilità ad una collaborazione attiva per l'individuazione delle migliori soluzioni possibili.

La decisione dell'AEEG, di conferma, di riadeguamento ovvero di abolizione del CIP6 – ignota al momento della chiusura di questa nota – avrà comunque delle forti conseguenze sui settori che dai certificati verdi traggono gran parte della loro convenienza.

Come muoversi, dunque, se ci fosse l'abolizione del CIP6 o, anche, in regime di proroga?

Le biomasse: dai finanziamenti nazionali alla cooperazione locale finanziata

Una premessa: la Campagna della Commissione europea per il decollo delle fonti energetiche rinnovabili (Take off Campaign) individua l'energia da biomasse come uno dei settori-chiave per il raggiungimento degli obiettivi previsti dal Libro Bianco europeo. Nell'ottica della diversificazione delle fonti rinnovabili,

⁴ Articolo 3, comma 4, del decreto del ministro dello sviluppo economico 14 dicembre 2006 e all'articolo 5, comma 2, del decreto del ministro dello sviluppo economico 15 dicembre 2006.

inoltre, lo sfruttamento a fini energetici delle biomasse rappresenta, in particolare per l'Italia, un importante giacimento energetico potenziale, che potrebbe permettere di ridurre la vulnerabilità nell'approvvigionamento delle risorse energetiche e limitare l'importazione di energia elettrica. Si valuta, infatti, che la disponibilità di biomasse residuali (legno, residui agricoli e dell'industria agroalimentare, rifiuti urbani e dell'industria zootecnica), in Italia, corrisponde ad un ammontare di circa 66 milioni di t di sostanza secca l'anno equivalente a 27 Mtep. Nonostante l'Italia sia un Paese abbastanza ricco di foreste, le loro caratteristiche energetiche sono scarse ed inoltre solo 1/3 della naturale produttività di queste è attualmente sfruttato. Con un adeguato programma di rimboschimento e mantenimento delle foreste, potrebbero rendersi disponibili nuove biomasse per circa 2 Mtep/anno.

Ma la difficoltà di sviluppo del settore dello sfruttamento energetico delle biomasse è legata principalmente al superamento delle barriere non-tecniche come il finanziamenti dei costi di investimento alquanto elevati, la diffusione delle informazioni e, soprattutto, la farraginosità dei regimi autorizzativi a livello locale che hanno finora reso risibili i risultati dei finanziamenti nazionale ed europei ad esse dedicati. Il problema del finanziamento del recupero di energia dalle fonti rinnovabili, insomma, non dovrebbe comprendere che biomasse degradabili.

Nel nostro Paese, in assenza di finanziamenti specifici – **che non siano quelli della L.488/92 per produzione energetica dalla fonte rinnovabile “residuo agricolo” e del Bando per la promozione delle fonti rinnovabili per la produzione di energia elettrica e/o termica tramite agevolazioni alle piccole e medie imprese del D.M. n. 337/2000, art. 5 in GU n. 12 del 16 gennaio 2007 che eroga contributi in conto capitale fino al 30%⁵** – si registra una difficoltà di realizzazione di processi di recupero energetico da rifiuto da biomassa “che siano solo frutto di finanziamenti calati dall'alto”.

Si ritiene che il finanziamento, pur necessario, sia forse meno importante della capacità di concertazione locale tra stakeholders (anche bancari) e Istituzioni locali.

⁵ ALLEGATO D PRESCRIZIONI MINIME DA RISPETTARE PER LA REALIZZAZIONE E L'ESERCIZIO DI IMPIANTI TERMICI ALIMENTATI A BIOMASSE 1. EFFICIENZA MINIMA CONSENTITA “I generatori di calore alimentati da biomasse di origine vegetale di potenza nominale inferiore ai 300 kW devono presentare un'efficienza compatibile con la classe 3 della norma EN 303-5; i generatori di calore alimentati da biomasse di origine vegetale di potenza nominale superiore ai 300 kW devono presentare un'efficienza maggiore del 82%.” 2. TIPOLOGIE DI BIOMASSE AMMESSE “Le biomasse utilizzabili devono ricadere fra quelle ammissibili ai sensi dell'allegato X al D.Lgs. 3 aprile 2006, n. 152 recante “norme in materia ambientale” e successivi aggiornamenti. Ai fini dell'ottimizzazione delle esternalità ambientali, il beneficiario del contributo dovrà impegnarsi ad ottenere dichiarazione da parte del soggetto che fornisce la biomassa che alimenta l'impianto, in cui tale soggetto dia garanzia che venga utilizzata esclusivamente biomassa di provenienza nazionale.” 3. VALORI LIMITE DI EMISSIONE “I generatori di calore devono inoltre presentare emissioni compatibili con i limiti fissati dall'allegato IX al del D.Lgs. 3 aprile 2006, n. 152 recante ‘norme in materia ambientale’ e successivi aggiornamenti.”

- A febbraio del 2007, come esempio di stakeholders nazionali, in occasione della Fiera Vegetalia di Cremona, Confagricoltura⁶ ha presentato un progetto che racchiude un pacchetto di interventi integrati sull'energia da biomasse. Il progetto, che movimenta investimenti per 180 milioni di euro, porterà alla realizzazione di 30 impianti, alimentati con fonti rinnovabili di origine agricola, biogas, olio vegetale e biomasse agroforestali, con una produzione complessiva di 53 MW elettrici e 20 MW termici. Il progetto di Confagricoltura si completa e si chiude con la costituzione e l'avvio operativo di un'apposita società di trading per la commercializzazione dell'energia elettrica e/o del calore cogenerato. Tale società permette di rafforzare la capacità di gestione dell'energia e/o calore prodotta dai soci e la relativa cessione alla rete, attraverso l'ampliamento dei volumi offerti sul mercato e la loro concentrazione.
- Come esempio di concertazioni locali, si segnalano esperienze positive di accordi settoriali per la realizzazione di interventi di finanziamento per l'utilizzo delle biomasse legnose di origine agricola e/o forestale a fini energetici.

L'“*accordo volontario settoriale*⁷ per l'utilizzo delle biomasse legnose di origine agricola o forestale a fini energetici” della Toscana del maggio 2006 ha, come obiettivi quantificati:

- Budget finanziamento 150.000 Euro;
- Percentuale finanziata 35%;
- Potenzialità termica prodotta Circa 1 MW;
- Quantità di CO₂ evitata in atmosfera 580 Kg/anno/KW;
- Tep risparmiati 0,175/anno/KW;

in quanto la Regione Toscana si è impegnata a finanziare, con un contributo in conto capitale del 35%, interventi per l'utilizzo di biomasse legnose a fini energetici, per una spesa massima di Euro 50.000, calcolata sugli extra costi rispetto ad impianti che utilizzano combustibili tradizionali, fino alla concorrenza di euro 150.000.

⁶ “In questo momento”, ha detto il presidente della Confagricoltura, Federico Vecchioni, “la microgenerazione di energia elettrica è una carta vincente, perché si presta bene alla realizzazione di filiere corte, valorizzando il ruolo di autotrasformatori degli agricoltori; diversifica le fonti, adattandosi con più duttilità ai vari ambienti produttivi; è più coerente con i principi della generazione diffusa e dell'efficienza energetica; sviluppa attività integrate nei territori rurali, come l'impiantistica”.

⁷ Regione Toscana, URPT Toscana, ANCI Toscana, UNCEM Delegazione Regionale Toscana, Agenzia Regionale per lo Sviluppo e l'Innovazione nel settore Agricolo-forestale ARSIA, Agenzia Energetica di Firenze, Agenzia Energetica di Lucca, Agenzia Energetica di Livorno, Agenzia Energetica di Pisa, Associazione Italiana Energia Legno AIEL, Confederazione Italiana Agricoltori, Confagricoltura Toscana, Coldiretti Toscana, Confartigianato Toscana, CNA Toscana, Associazione Industriali Regionale, Confindustria Toscana, Associazione Boscaioli Pistoiese, API Toscana, Lega Regionale Toscana Cooperative, Unione Regionale Toscana Cooperative, M.P.S. – Banca Verde Cassa Risparmio di San Miniato.

Un paradosso finale: il miglior finanziamento al recupero energetico è determinato da una nuova politica di fiscalità energetica

Le energie alternative e rinnovabili sono molto apprezzate dai cittadini italiani: lo dimostra una recente rilevazione che si riporta di seguito nei suoi evidenti risultati.



Fonte: Observa, in Nova, 15 marzo 2007 p. 5.

Ma l'elevata disponibilità all'utilizzo delle energie rinnovabili ed alternative si scontra con la complessa normativa in atto:

- molte norme di promozione, anche a livello locale;
- siversità di iter di finanziamento, ognuno differente, tutti condizionati da autorizzazioni;
- incertezza della remunerazione a causa (come nel caso del “Conto energia” dell'aprile scorso, della intrinseca valenza pluriennale dei finanziamenti stessi, ecc.).

Come è stato rilevato⁸ da molti, **il peso della fiscalità sui consumi industriali è maggiore che negli altri Paesi UE.**

Confindustria ha già proposto di **uniformare le aliquote ed eliminare i fenomeni tipo pagamento di tasse su tasse** e la possibilità di far agire la fiscalità come fattore di attenuazione della dinamica dei prezzi dell'energia nelle fasi eccezionali come quella attuale, utilizzando meccanismi che tengano costante il gettito fiscale, riducendo quindi quello delle accise nei momenti in cui la crescita dei prezzi determina un aumento del gettito IVA. A livello più generale, sarebbe inoltre opportuno utilizzare la **leva fiscale per ridurre il gap** competitivo fra l'Italia e gli altri partner europei.

⁸ Dr.ssa Emma Marcegaglia – VP Confindustria – Autorità per l'energia elettrica e il gas – Audizione di Confindustria – Roma, 12 luglio 2006.

Esempi di misure fiscali in campo energetico già proposte ma ancora attuali riguardano l'uniformare le aliquote sulla fatturazione attiva e passiva per i grossisti in quanto attualmente, il grossista si trova nella obbligatorietà di acquisire dai diversi soggetti generanti sia l'energia che i servizi, la prima con aliquota del 10%, i secondi, pur se accessori obbligatori alla fruizione della prima, con aliquota del 20%. La possibilità di acquistare i servizi accessori alla fornitura energetica da chiunque fatturati al 10%, qualora la fornitura fosse destinata a imprese estrattive o manifatturiere, porterebbe ad una perequazione tra la percentuale dell'Iva a monte e a valle relativa al trasporto dell'energia elettrica ed ai servizi accessori.

Importante sarebbe rendere strutturale la riduzione del 40% dell'accisa sul consumo di gas per usi industriali. Sarebbe auspicabile prevedere un'ulteriore misura transitoria a favore del consumo industriale portando tale aliquota di riduzione al 60/70% fino a che permangono i differenziali di prezzo a carico dell'industria nazionale.

In questo contesto, l'attuazione del punto n.5 della Dichiarazione Europea citata in premessa ed il tema del finanziamento del recupero energetico da rifiuti, appaiono lontani per l'esigenza di poter contare su sgravi fiscali sulle accise del fossile (che è poi il vero concorrente del recupero energetico da rifiuto).

La politica delle intese territoriali o settoriali può essere la via da battere perché si basa sulla forza delle comunità e l'appoggio del finanziamento privato che giudica, con severità ma senza procedure castranti, sia la validità intrinseca dell'investimento, sia il grado di volontà dei cittadini di un determinato territorio.

La valutazione economica del rischio d'investimento per gli impianti di recupero di energia da rifiuti

Vincenzo Irolli

Evoluzione del rischio economico di un investimento

Il rischio di un investimento può essere inquadrato sotto diversi aspetti, ma certamente quelli più rilevanti sono relativi all'alea connessa al capitale investito ed a quella connessa alla redditività di quel capitale. In generale, gli investimenti che presentano rischi di capitale sono caratterizzanti delle attività finanziarie, mentre i secondi riguardano prevalentemente le attività di gestione di un'impresa.

Prima di affrontare in maniera specifica la caratterizzazione di un investimento nel settore ambientale, appare opportuno soffermarsi sulla genesi del *“rischio degli investimenti”*, in generale, e sulla sua evoluzione nel tempo. Causata da una serie di fattori concomitanti, tra i quali, quelli prevalenti, sono costituiti dalle evoluzioni socio-economiche e tecnologiche.

Per effetto delle prime, infatti, si è resa accessibile la soglia dell'*“imprenditorialità”* anche a quei soggetti economici che, pur dotati culturalmente e tecnicamente, erano sforniti di un patrimonio adeguato all'iniziativa che andavano ad intraprendere. Il sostegno finanziario dell'investitore, però, comportava anche un sostanziale trasferimento del rischio di capitale dal promotore dell'iniziativa al suo partner finanziario.

Parallelamente all'evoluzione socioeconomica, il progresso tecnologico ha consentito – e promosso – la realizzazione di opere che interessavano ambiti sempre maggiori e, quindi, di rilevanza economica sempre crescente, tanto che risultava difficile trovare una rispondenza tra il patrimonio (o le disponibilità finanziarie, in generale) del promotore dell'iniziativa ed il livello degli investimenti intrapresi. Di conseguenza, le *“garanzie reali”* divenivano inadeguate rispetto all'eventuale recupero del credito attraverso la loro escussione, soprattutto quando l'investimento riguardava opere di rilevante contenuto tecnologico.

Infatti, la specificità ed il costo di macchinari ed impianti di elevata tecnologia, dedicati esclusivamente ad una specifica produzione, rende difficile la loro commerciabilità. In tali circostanze, anche i capannoni industriali finiscono col diventare dei veri e propri “*contenitori*” del ciclo produttivo, su di esso modellati, sicché, non risulta possibile una loro riconversione per altri usi se non dopo cospicui, ulteriori, investimenti.

Il sistema creditizio tenta di fronteggiare tali rischi acquisendo delle garanzie extra-aziendali o – al limite – personali del promotore dell’iniziativa. Ma nemmeno queste precauzioni risultano, sempre, adeguate al livello degli investimenti per cui la garanzia reale finisce con l’assumere una valenza prevalentemente psicologica, di responsabilizzazione del promotore dell’iniziativa perché, in caso di insuccesso, finirebbe col perdere tutto ciò che possiede.

Per tali motivi, sempre più frequentemente la valutazione del rischio viene affidata ad un’analisi dell’investimento; o, meglio, del progetto di investimento.

Nelle forme creditizie più avanzate, sono state attuate formule partecipative fra il finanziatore e l’imprenditore, che contemplano la presenza, nel Consiglio di Amministrazione, di uno o più rappresentanti del primo per il periodo di ammortamento del credito, al fine di consentire il continuo monitoraggio dei risultati dell’iniziativa e la possibilità d’intervenire sulle scelte gestionali che possono influenzare il rischio di capitali o il rischio della redditività di essi.

In definitiva, la valutazione del rischio di un investimento, originariamente connessa e limitata esclusivamente alla valutazione delle garanzie, attualmente tende sempre di più a fondarsi sulla valutazione del progetto d’investimento.

Project Financing relativo ad investimenti privati

Nella sua genesi, il Project Financing riguarda gli investimenti privati che hanno il loro rientro attraverso la redditività ottenibile dalla gestione dell’iniziativa.

In tale ipotesi, gli elementi che caratterizzano il rischio sono essenzialmente connessi alla previsione di successo dell’investimento ed alla sua gestione nel tempo. In ogni caso, il finanziatore cerca di garantirsi attraverso l’ipoteca sugli immobili e il privilegio sugli impianti e macchinari che concorrono alla realizzazione dell’investimento. Per rendere quanto più immanente possibile la garanzia, l’erogazione del credito segue lo sviluppo dell’opera con una serie di acconti proporzionati allo stato d’avanzamento dell’investimento

Analisi del progetto d’investimento

Per quanto concerne l’esame del progetto, gli elementi che maggiormente devono essere approfonditi sono:

- ricettività del mercato per lo specifico bene o servizio prodotto;
- qualità del prodotto e del servizio;
- efficienza ed efficacia del progetto sia in rapporto ai costi di costruzione, sia a quelli di esercizio;
- inquadramento del progetto in rapporto alle normative, da quella territoriale-urbanistica ed ambientale a quella sanitaria, di sicurezza sul lavoro, etc.
- flessibilità di riconversione dell'investimento;
- qualità del management e dell'organizzazione aziendale;
- criteri di selezione, formazione e addestramento del personale.
- congruità del dimensionamento del progetto;
- congruità dei costi;
- tempi di realizzazione del progetto ed entrata a regime della produzione;

Valutazione delle garanzie

Normalmente, la garanzia principale che viene presa in esame nel Project Financing è costituita dagli immobili (suoli e fabbricati) ed in misura gradata e quasi marginale da macchinari, impianti, attrezzature ed altri beni, anche immateriali come brevetti, etc.

Riferendosi alla stima dei beni immobili, va rilevato che essi devono venire riguardati nella loro suscettività di riutilizzazione ovvero di riconversione per usi diversi.

In effetti, in caso di insuccesso dell'iniziativa bisognerà ricercare il valore di smobilizzo, e cioè il più probabile prezzo che potrà realizzarsi in una vendita forzata.

In tale circostanza, ci si dovrà riferire, dunque, all'ipotesi che gli immobili continuino ad essere utilizzati per il fine al quale furono originariamente destinati; ovvero, se ciò non risultasse possibile, bisognerà ricercare il più probabile prezzo ricavabile per una vendita che ne preveda la riconversione per altri usi.

È evidente che le due stime non coincidono, per cui bisognerà assumere come *“valore della garanzia”* la minore delle due.

Aspetti pratici della valutazione economica del rischio

Tali considerazioni, che possono apparire anche semplici nella loro formulazione, trovano un elevato grado di complessità nella pratica applicazione.

In primo luogo, la fattibilità del progetto deve essere valutata in rapporto al quadro normativo vigente.

Tale esame risulta quanto mai articolato perché la legislazione italiana è frammentaria, spesso s coordinata e sovente necessita di approfondite interpretazioni. Basti pensare alla non sempre facile sovrapponibilità degli strumenti urbanistici locali (qualora esistenti) con le normative di settore, procedure espropriative, Piani

Paesistici regionali, “condoni edilizi”, normative sugli scarichi e rifiuti solidi, normative di risparmio energetico, prevenzione incendi e sicurezza.

A titolo puramente esemplificativo è possibile ricordare il caso di un edificio finanziato da una società di leasing per uso strumentale per il quale i Vigili del Fuoco, a seguito della nuova normativa entrata in vigore, imposero la realizzazione di una scala esterna. La Sovrintendenza negò il parere favorevole; il Comune non rilasciò la “variante”; l’edificio non poté essere reso agibile e l’utilizzatore si rifiutò di ricevere l’immobile.

Il Project Financing privato comporta, poi, la necessità del controllo dei costi sia perché la spesa consuntiva deve quadrare con quella preventiva sia perché risulta necessario che la progressione delle opere segua un preordinato piano finanziario di erogazione del credito.

Dunque, è necessario che il progetto esecutivo sia tanto dettagliato da non dar luogo ad alcuna integrazione né tanto meno, a varianti; che il programma dei lavori venga concordato con l’impresa esecutrice e con i fornitori in modo che non si creino i presupposti per alcuna modifica dei prezzi contrattuali né alcuno slittamento nell’entrata a regime della produzione o di parziali smobilizzi finanziari da realizzare in corso d’opera, quali prevendite, attivazione parziale limitata ad alcuni settori produttivi, etc.

Tutto ciò comporta la necessità di una professionalità specializzata nell’analisi tecnico-economica del progetto e dotata delle indispensabili cognizioni sulle normative ambientali, urbanistiche e tecnico-amministrative in generale atta ad inquadrare le problematiche, formulare degli indirizzi, seguire la loro attuazione, con poteri decisionali nell’ambito dello stanziamento previsto.

Tale professionalità è assimilabile a quella che la legislazione per i Lavori Pubblici attribuisce, per quel tipo di opere, al “*Responsabile del procedimento*”. Tale ufficio deve comprendere, però, anche la valutazione del rischio dell’investimento e le competenze tecnico-economiche della produzione aziendale.

In sostanza, detta funzione assume un ruolo di “*cerniera*” tra il finanziatore ed il promotore dell’iniziativa.

Il Project Financing relativo ad investimenti pubblici

Un investimento di interesse pubblico eseguito da privati può essere attuato o con strumenti finanziari agevolativi (contributo in conto capitale, finanziamenti a tasso agevolato, agevolazioni contributive e fiscali, etc.) o mediante concessione.

Il Project Financing pubblico che utilizza strumenti finanziari

Nel primo caso, la valutazione del rischio dell’investimento non dovrebbe discostarsi, da un punto di vista metodologico, da quella relativa al Project Financing

privato, solo che in tali circostanze l'analisi del progetto dovrà contemplare la rispondenza di esso all'interesse pubblico per il soddisfacimento del quale è previsto il finanziamento.

Il Project Financing pubblico che utilizza la “concessione”

Per quanto concerne, invece, il regime di concessione, il Project Financing impone una valutazione del rischio che si fonda su criteri necessariamente diversi.

Sostanzialmente, infatti, in tale circostanza è previsto che il promotore dell'iniziativa realizzi con mezzi, in tutto o in parte propri, l'opera e con il ricavato della gestione ammortizzi il costo per l'aliquota da lui sopportata. Allo scadere della concessione, l'opera diviene di proprietà pubblica.

Il finanziamento non trova alcun riscontro in una garanzia reale interna al progetto sia perché le opere sono, nella maggior parte dei casi, al di fuori di ogni mercato, sia perché esse sono di proprietà pubblica.

In tale circostanza per la valutazione del rischio non si può far altro che una attenta analisi del progetto di investimento ed eventualmente assumere delle garanzie estranee al progetto.

Nello specifico caso l'analisi deve tener conto della redditività dell'opera in rapporto ad una serie di caratteristiche ubicazionali, gravitazionali (abitanti serviti, livello socio-economico di essi; tipologia dei consumi, etc.) ed infrastrutturali (parcheggi o linee di trasporto pubblico, larghezza delle strade, etc.) sulle quali né il promotore, né tantomeno il finanziatore possono intervenire in alcun modo. Spesso (ad esempio, per gli impianti sportivi) è fissata dal concedente anche la dimensione dell'opera. In ogni caso le tariffe sono preventivamente concordate insieme ai meccanismi del loro adeguamento.

Dunque, le opere date in concessione sono caratterizzate da una sostanziale rigidità progettuale riferita alla ubicazione, dimensionamento e prezzi d'uso, sui quali fattori il concessionario non può in alcun modo incidere. A tali vincoli, poi, possono aggiungersene altri di tipo contrattuale che investono i settori dell'occupazione, della tipologia dei servizi etc.

L'analisi del progetto di investimento deve mirare, in tali circostanze, ad una puntuale verifica del conto economico di previsione al fine di accertare che i ricavi ottenibili nelle specifiche circostanze previste dalla convenzione, coprano i costi di gestione, gli oneri finanziari, e che diano ampio margine per l'ammortamento dei costi di costruzione e di attuazione in generale del progetto e per gli utili di gestione.

Per quanto concerne quest'ultimo, l'analisi dovrà mirare alla verifica della congruità dei costi, dell'adeguatezza dell'opera all'uso e, infine (ma non per importanza), alla verifica dei costi di manutenzione e di gestione. In altri termini si dovrà verificare che il progetto non comporti oneri di manutenzione incongrui con i ricavi previsti nel conto economico.

Inoltre, nell'analizzare il progetto bisognerà verificare che esso si caratterizzi autonomamente e si identifichi esclusivamente attraverso le opere in esso previste. Infatti, risulterebbe oltremodo rischioso se il progetto dovesse essere integrato e condizionato dalla realizzazione di altre opere connesse o complementari, sulle quali il promotore non abbia alcuna possibilità di influire.

L'esempio più banale potrebbe essere un edificio sportivo che non comprenda le aree di parcheggio (perché da realizzarsi da parte di altro concessionario) e per tal motivo veda compromessa la sua utilizzazione da parte del pubblico.

Al fine di contenere il rischio, il finanziatore dovrà attuare un continuo e costante monitoraggio e, eventualmente, associarsi con altri operatori finanziari in un pull che abbia la possibilità di riferirsi a una struttura tecnico-economica che sia in grado di effettuare le analisi del progetto, sue revisioni, nonché di seguire costantemente la realizzazione dell'opera. La ripartizione del rischio in un pull di operatori finanziari oltre a ridurre l'esposizione di ciascuno consente di ampliare l'interesse per il successo dell'opera e di effettuare con continuità il necessario monitoraggio.

Considerazioni conclusive

La rapida evoluzione tecnologica e lo sviluppo economico dell'era post-industriale fanno prevedere una sempre minore rilevanza degli aspetti patrimoniali su quelli produttivi e reddituali di un'iniziativa.

È da prevedersi, inoltre, che nel futuro le attività di prestazione di servizi si svilupperanno sempre di più e per tali investimenti sarà necessario reperire i capitali iniziali, che risulteranno sempre di maggiore entità.

Parallelamente a tale esigenza, si va sviluppando tutto un sistema di analisi e controllo della produzione atto a garantire la qualità del prodotto e la efficacia del servizio.

Si vanno costituendo, a tal fine, società per la certificazione della qualità, che garantiscono l'utilizzatore del bene o del servizio.

Il certificato di qualità, dunque, potrà surrogare una serie di accertamenti che il finanziatore attualmente deve svolgere nel corso della produzione per monitorare la rischiosità dell'investimento in rapporto alla qualità del prodotto o del servizio oggetto del Project Financing.

In attesa che si giunga ad una organizzazione che abbia competenze tanto ampie, gli enti finanziatori (ed in particolare il sistema creditizio) dovranno, per l'evoluzione della domanda, organizzarsi opportunamente con strutture in grado di valutare il rischio dell'investimento nell'ambito dei criteri di cui si è detto.

I PROCESSI E LE TECNOLOGIE DISPONIBILI

Aspetti fondamentali dei processi di termovalorizzazione dei rifiuti urbani

Tiziano Faravelli, Eliseo Ranzi

I rifiuti

Composizione e potere calorifico

I processi di termovalorizzazione dei rifiuti possono prevedere la gassificazione con produzione di gas combustibile o la completa e diretta combustione del rifiuto. Prima di analizzare alcuni aspetti caratteristici del loro degrado termico, è importante segnalare e definire, seppur in modo sommario, le principali caratteristiche e la qualità dei rifiuti.

I rifiuti solidi urbani (RSU) presentano logicamente una forte variabilità di composizione. Si differenziano per il tenore di umidità, la presenza di sostanze organiche putrescibili, la contaminazione di microrganismi patogeni, la presenza di materiali con alto contenuto energetico ed infine, per la quantità di inerti. Un problema riscontrato nei rifiuti residenziali è che spesso contengono anche significative quantità di sostanze inquinanti per l'ambiente quali: batterie, medicinali, solventi, pesticidi, etc. La frazione combustibile dei RSU è costituita principalmente da carta, plastica, rifiuti organici umidi (legno, erba e scarti alimentari). Ovviamente ogni paese ha una diversa composizione dei rifiuti ed ha una differente politica di smaltimento. Vietando il conferimento in discarica di rifiuti umidi organici si modifica fortemente la composizione dei RSU poiché l'organico umido è talora anche più del 20% del totale. Prima dei processi di termovalorizzazione è anche utile separare la porzione non combustibile, quali materiali metallici e cementizi, ottenendo in tal modo un combustibile con migliori caratteristiche e più omogeneo. Il materiale, triturato meccanicamente e vagliato viene spesso separato fra secco, umido e materiali riciclabili. Si ottiene così il combustibile derivato da rifiuti (CDR) che potrà essere efficacemente utilizzato in pro-

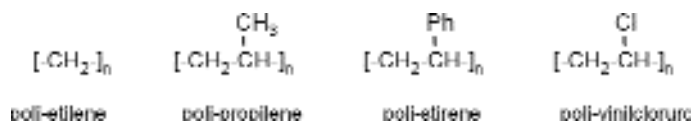
cessi di termovalorizzazione. Il CDR essiccato contiene componenti ad alto potere calorifero come legno, carta e plastica. Una tipica composizione di RSU viene riportata nella Tabella 1.1.

Tab. 1.1. Tipica Composizione di RSU (wt%) e potere calorifico (Sørum, 2001).

	RSU	Carta Cartone	Plastica	Rifiuti organici	Tessili Legno	Metallo	Vetro	Frazione rimanente
Composizione Relativa (wt%)	100	33.1	6.5	24.4	12.6	3.7	6.4	13.3
C	37.53	43.11	72.89	49	52.14	-	-	-
O	26.85	40.26	10.63	36.41	31.34	-	-	-
H	4.98	5.89	10.11	6.33	6.57	-	-	-
N	0.96	0.2	1.1	2.4	2	-	-	-
S	0.24	0.24	0.39	0.23	0.66	-	-	-
Cl	0.79	0.3	3.88	0.63	2.29	-	-	-
Ceneri	28.6	10	10	0	25	100	100	80
HHV [MJ/kg]	15.6	17.6	36.3	20.7	22.6	0	0	0

Nei RSU la carta è prevalentemente costituita da giornali, carta patinata, carta riciclata e cartone. Accanto ai componenti legnosi, la carta contiene additivi chimici che provengono dai trattamenti industriali (pigmenti, binder o leganti e altro).

Il polietilene (PE), polipropilene (PP), polistirene (PS) e polivinilcloruro (PVC) rappresentano circa il 98% della produzione globale di polimeri sintetici:



e come tali sono con il polietilen-tereftalato (PET) le materie plastiche maggiormente presenti nel CDR.

La Figura 1.1 mostra in modo sinottico il potere calorifico di diversi combustibili. Le materie plastiche, con l'eccezione del PVC a causa dell'alto tenore di cloro, hanno potere calorifico paragonabile a quello delle miscele idrocarburiche e contribuiscono ad innalzare il potere calorifico complessivo del CDR.

Trattamenti termici, tempi caratteristici e dimensioni

Quando i RSU (materie plastiche, biomasse o comunque combustibili solidi) vengono riscaldati e portati ad alta temperatura, dopo una prima fase di essiccaimento, rilasciano una serie di composti volatili che si formano a causa di trasformazioni chimiche e rottura di legami chimici presenti all'interno delle strutture po-

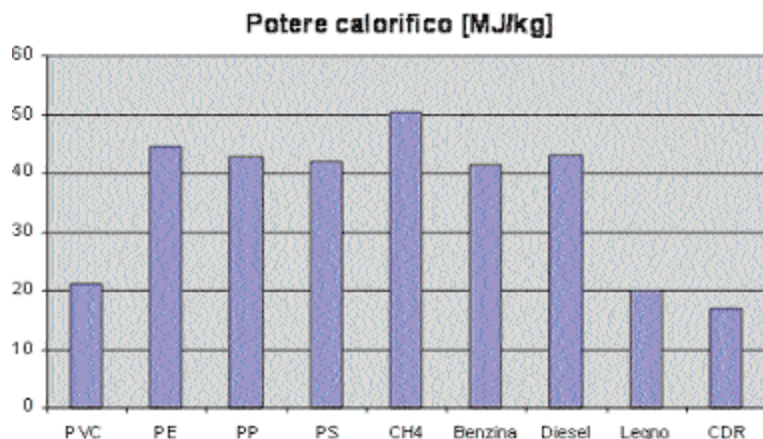


Fig. 1.1. Potere calorifico di diversi combustibili.

limeriche di plastiche e biomasse. Questa fase di devolatilizzazione o pirolisi comporta una elevata riduzione della massa iniziale del rifiuto. I gas rilasciati incontrano poi l'ossigeno presente nell'ambiente circostante e, ove praticabile, promuovono una combustione in fase gassosa. Contestualmente alla devolatilizzazione, si ha la progressiva formazione di un residuo carbonioso molto deidrogenato, detto 'char'. Il char non è più in grado di rilasciare composti volatili, e viene consumato per ossidazione diretta con l'ossigeno che riesce finalmente a diffondere all'interno della matrice carboniosa residua. Questa combustione eterogenea risulta favorita dalla prima fase di volatilizzazione, in quanto il rilascio delle specie volatili aumenta la porosità e la superficie specifica del sistema. Nel processo di gassificazione la matrice carboniosa residua viene progressivamente convertita ad opera del vapore presente nel fluido di processo.

La termovalorizzazione di materie plastiche, biomasse o comunque combustibili solidi è un complesso processo che prevede diverse reazioni chimiche, in fase omogenea ed eterogenea, il cui risultato finale dipende dalle condizioni operative utilizzate. In presenza di sufficienti quantità di ossigeno ed adeguate condizioni, la combustione sarà completa ed i prodotti finali saranno CO₂ ed H₂O, accanto alla cenere residua. In parziale carenza di ossigeno, la combustione risulterà necessariamente incompleta, si avrà un rilascio di composti organici volatili (COV), la formazione di idrocarburi incombusti, CO, idrocarburi policiclici aromatici (IPA), particolato carbonioso (nerofumo, fuliggine o soot).

In sintesi, il degrado termico dei combustibili solidi prevede i seguenti stadi:

1. riscaldamento ed essiccamento;
2. pirolisi con rilascio di composti volatili (gas e tar);
3. combustione e/o ossidazione parziale in fase gas;
4. combustione e/o gassificazione della matrice carboniosa (char).

La descrizione delle reazioni all'interno del solido risulta ancora più complessa se si considera la presenza di composti metallici che promuovono fenomeni catalitici che interagiscono in modo significativo nel processo di degrado.

Prima di descrivere le caratteristiche biochimiche e chimiche delle biomasse e delle materie plastiche, è importante sottolineare l'influenza delle dimensioni caratteristiche dei rifiuti nei confronti dei successivi trattamenti termici. Il tempo necessario al riscaldamento del solido è influenzato, non solo dalla capacità di fornire il calore necessario, ma anche dalla capacità del sistema di ridistribuire questo calore e quindi dalle dimensioni del combustibile solido utilizzato. Una informazione preliminare ed utile su questo tempo si ottiene utilizzando la teoria della penetrazione termica ed il numero adimensionale di Biot (Bi):

$$Bi = \frac{h \cdot L}{k}$$

h è il coefficiente di scambio termico con l'esterno, L il raggio equivalente o la dimensione caratteristica della particella e finalmente k è la conducibilità termica del solido. Il numero di Biot rappresenta il rapporto tra il calore ricevuto dalla particella e la sua capacità di ridistribuirlo al suo interno. Numeri di Biot maggiori dell'unità indicano situazioni per le quali la particella ha difficoltà a smaltire e ridistribuire il calore ricevuto. In queste condizioni si ha un surriscaldamento superficiale ed il processo di riscaldamento è condizionato dalla effettiva possibilità del calore di penetrare all'interno del solido. Il tempo occorrente alla penetrazione termica, necessaria per realizzare il degrado termico del solido, è semplicemente ottenibile facendo riferimento alla diffusività termica:

$$\alpha = \frac{k}{\rho \cdot c} \left[\frac{\text{lunghezza}^2}{\text{tempo}} \right]$$

ρ e c sono rispettivamente la densità ed il calore specifico. Le dimensioni della diffusività termica sono quelle di una velocità areolare e permettono di ottenere il tempo τ caratteristico per il riscaldamento del centro della particella come:

$$\tau = \frac{L^2}{\alpha}$$

A titolo esemplificativo, facendo riferimento ad un pellet di legno con diametro equivalente pari a 1 cm, densità di 800 [kg/m³] e c pari a 0.25 [kcal/kg/K], si ricava una diffusività termica:

$$\alpha = \frac{k}{\rho \cdot c} \simeq \frac{1}{800 \cdot .25} \simeq 5 \cdot 10^{-3} \quad [\text{m}^2/\text{h}]$$

e si ottiene un tempo minimo di riscaldamento dell'ordine del minuto:

$$\tau \approx \frac{(.01)^2}{5 \cdot 10^{-3}} = 0.02 \text{ h} = 72 \text{ s}$$

Il tempo di trattamento varia col quadrato della dimensione caratteristica. Per questo motivo nei termovalorizzatori a letto fluido vengono utilizzati CDR triturati, solitamente con diametro equivalente di 1-2 cm, per ottenere quindi una efficace conversione con bassi tempi di permanenza. Al contrario, in apparecchiature a letto fisso, quali tipicamente i gassificatori, è preferibile compattare il CDR con operazioni di bricchettatura, arrivare a dimensioni di diversi cm, accettando quindi più elevati tempi di trattamento ma riducendo il rischio di una eccessiva aggregazione del materiale nelle diverse fasi di degrado termico. Analogamente nei bruciatori a polverino di carbone le dimensioni caratteristiche del combustibile sono dell'ordine di qualche decina di μm e garantiscono tempi di combustione ben inferiori al secondo.

Struttura e caratteristiche delle biomasse

Per la caratterizzazione delle specie volatili rilasciate così come per la descrizione delle successive reazioni di combustione in fase gas e nella matrice solida residua è necessario descrivere con un certo dettaglio sia le biomasse che le materie plastiche che, insieme, costituiscono larga parte del CDR oggetto della trasformazione. Essendo già ben nota la natura e struttura delle materie plastiche ci limitiamo a richiamare alcuni aspetti delle biomasse

La composizione biochimica media di una biomassa ad alto fusto consiste di circa un 60-70% di carboidrati (lunghe catene polimeriche di zuccheri), 20-30% di lignina e circa un 10% di estratti. I carboidrati sono poi distinti in cellulosa ed emicellulosa. I lunghi polimeri di cellulosa costituiscono le fibre che danno alle piante la loro resistenza, mentre la lignina ha funzione di riempitivo e collante per mantenere unite queste fibre. L'emicellulosa ha il ruolo fondamentale di tenere associate cellulosa e lignina.

Gli estratti sono composti a basso peso molecolare separabili con toluene e etanolo (terpeni, grassi, cere, fenoli) ovvero con acqua calda (tannini, acidi e sali inorganici). I sali inorganici (Si, K, Na, S, Cl, P, V, Ca, Mg e Fe) sono responsabili della formazione di ceneri. La Tabella 2.1 mostra la notevole variabilità di alcune biomasse

Cellulosa

La cellulosa è un polisaccaride naturale con formula generale $(\text{C}_6\text{H}_{10}\text{O}_5)_n$. Le molecole di cellulosa hanno come unità base un anello di β -D-glucopiranosio.

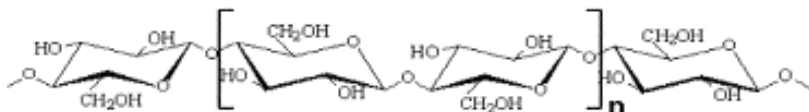


Fig. 2.1. Struttura tipica della cellulosa.

Ogni anello è ruotato di 180° rispetto al successivo pertanto l'unità ripetitiva è formata da due anelli contigui uniti a mezzo di legami 1,4-β-glicosidici.

Il peso molecolare medio del dimero è così di 324 u.m.a ed il grado di polimerizzazione varia tra 3000 e 10000 a seconda del vegetale considerato. La cellulosa è insolubile in acqua, forma la struttura di sostegno di tutte le biomasse e costituisce circa il 50% del materiale della parete cellulare.

La struttura è molto stabile a causa degli anelli a sei atomi, dell'assenza di doppi legami e della presenza di un sistema di ponti ad idrogeno interpolimerici. Questi ponti ad idrogeno sono formati da un atomo di H di un gruppo alcolico parzialmente legato ad un secondo atomo di ossigeno appartenente ad un polimero di una fibra parallela. In questo modo il polimero di cellulosa è più resistente agli attacchi chimici e termici e favorisce uno sviluppo lineare, rendendolo così oltre che resistente, anche filabile. Per questo motivo la cellulosa è la materia prima fondamentale per le fibre naturali.

Emicellulosa

L'emicellulosa è formata da polisaccaridi complessi che si collocano in associazione con la cellulosa nella parete cellulare. A differenza della cellulosa, l'emi-

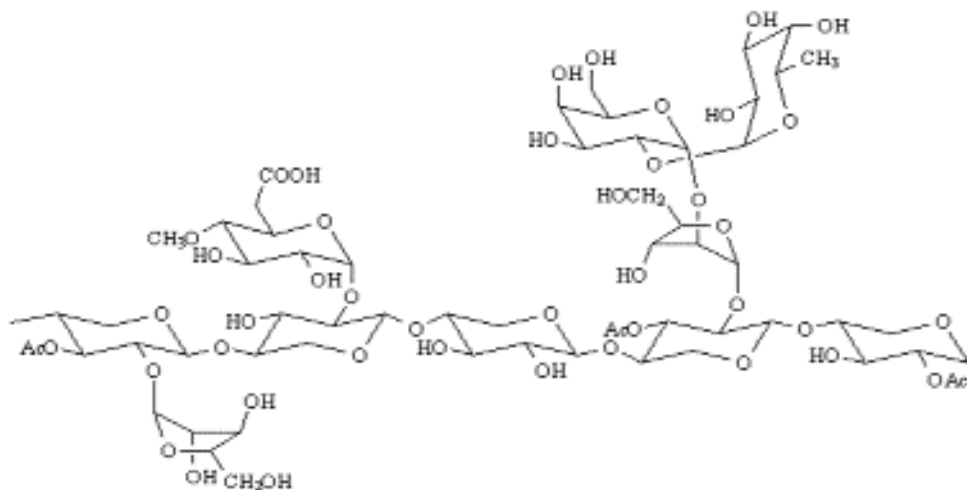


Fig. 2.2. Struttura tipica della emicellulosa.

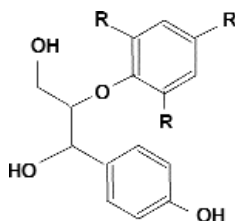
cellulosa è solubile in soluzioni alcaline diluite. È formata da strutture ramificate, che variano notevolmente a seconda che la biomassa sia di tipo legnoso o erbaceo. L'emicellulosa non è formata da un'identica unità monometrica ripetuta, bensì da diversi zuccheri tra i quali alcuni a cinque (xilani) ed altri a sei atomi di carbonio (glucani, mannani, arabinani). Sono spesso presenti anche gruppi acidi (acidi glucuronici e galatturonici). Il grado di polimerizzazione è relativamente basso (50-200 unità monometriche) ed il monomero più abbondante è solitamente lo xilano.

Lignina

La lignina è una molecola complessa costituita da unità fenil-propaniche. Dopo i polisaccaridi è la struttura organica presente in maggior quantità nelle biomasse. La sua presenza relativa, circa costante all'interno di una stessa specie, ha una notevole variabilità tra le diverse specie. Il legno delle gimnosperme (conifere) ha un contenuto di lignina del 27-37%, mentre il legno delle angiosperme presenta un contenuto inferiore, variabile dal 16% al 29%. La lignina svolge diverse funzioni fondamentali per la vita del vegetale. Il suo principale compito è quello di ridurre la permeabilità all'acqua intervenendo in tutti i processi di scambio di minerali, nutrienti e metabolici.

La cellulosa, come detto, conferisce la resistenza meccanica caratteristica del legno, la lignina viceversa, opera da riempitivo e da collante tra le cellule vegetali e fornisce resistenza alla compressione e agli urti.

La struttura delle lignine mostra la predominanza del legame β -O-4 (arilglicerolo- β -aril-etere).



Le unità fenil-propaniche della lignina presentano una struttura comune di nove atomi di carbonio, sei nell'anello aromatico e tre nella parte alifatica: spesso i dati analitici riguardanti le diverse lignine sono espressi rispetto alla formula C₉. La distinzione tra le diverse lignine si riferisce quindi alla diversa presenza di gruppi sostituenti metossilici (OCH₃); nel caso della *Picea abies* si ha C₉H_{8.3}O_{2.7}(OCH₃)_{0.97} mentre per l'*Eucalyptus regnans* si ha C₉H_{8.7}O_{2.9}(OCH₃)_{1.58}.

Si possono individuare due grandi gruppi di piante: le softwood (gimnosperme) e le hardwood (angiosperme). Le lignine softwood sono caratterizzate da una maggior abbondanza di alcol coniferilico, mentre le lignine hardwood presentano una

maggior abbondanza di gruppi metossile ($-\text{OCH}_3$) sull'anello aromatico dovuta e derivata dal siringolo. In una lignina hardwood si hanno 1.2-1.5 gruppi metossile per unità di C_9 . Correlata alla maggiore abbondanza di gruppi metossili, si ha una maggior quantità di ossigeno nelle piante hardwood. Ciò si traduce in una minore compattezza della struttura polimerica della lignina hardwood rispetto alla softwood la quale è in grado di formare un maggior numero di legami intramolecolari.

Analisi approssimata ed analisi elementare delle biomasse

L'analisi biochimica delle biomasse in termini di costituenti principali (cellulosa, emicellulosa e lignina) è difficilmente ottenibile, data l'elevata complessità dell'analisi. È più frequente la conoscenza della composizione elementare, come riportato in Tabella 2.1. La composizione elementare fornisce quindi informazioni su diversi elementi quali azoto, zolfo e cloro utili per caratterizzare le possibili emissioni di inquinanti.

Il contenuto di carbonio varia tra il 40 e il 55% e l'ossigeno, spesso valutato per differenza, varia tra il 35 e il 45%. La quantità di azoto varia tra 0.1-2%, con un notevole impatto sulla formazione di ossidi azoto. Il contenuto di zolfo è minore. La presenza di cloro indica il rischio della formazione di diossine in processi di combustione non ben controllati.

Tab. 2.1. Composizione elementare di biomassa secca con ceneri (% peso) (Demirbas, 2004; 2005)

	C	H	N	S	Cl	O (diff.)
Guscio di noce	53.5	6.6	1.5	0.1	0.1	45.4
Segatura	46.9	5.2	0.1	0.04	nd	37.8
Grano	49.4	5.6	0.6	0.1	0.3	42.5
Pioppo	48.4	5.9	0.4	0.01	nd	39.6
Pula di riso	47.8	5.1	0.1	-	nd	38.9
Sgranatura cotone	42.8	5.4	1.4	0.5	nd	35.0
Bagassa di zucchero da canna	44.8	5.4	0.4	0.01	nd	39.6
Nocciolo di pesca	53.0	5.9	0.3	0.05	nd	39.1
Erba medica	45.4	5.8	2.1	0.09	nd	36.5
Legno di quercia	50.0	6.0	0.3	-	-	42.4
Paglia di frumento	42.8	5.5	0.7	-	1.5	35.5
Residui di oliva	49.9	6.2	1.6	0.05	0.2	42.0
Legno di Faggio	49.5	6.2	0.4	-	-	41.2
Legno di abete	51.9	6.1	0.3	-	-	40.9
Tutulo	49.0	5.4	0.4	0.2	0.2	44.2
Scarti del Tè	48.0	5.5	0.5	0.06	0.1	44.0
Guscio di nocciola	50.8	5.6	1.0	0.1	0.2	41.1
Guscio di mandorla	47.9	6.6	1.1	0.06	0.1	41.7
Girasole	47.4	5.8	1.4	0.05	0.1	41.3

La presenza di sostanze inorganiche, generalmente definite come ceneri, ovvero ciò che rimane dopo la combustione, gioca un ruolo importante nel processo ossidativo. La cenere varia a secondo della biomassa e, unitamente all'umidità ed al tenore di ossigeno, condiziona il potere calorifico delle biomasse. Su base umida o secca vengono quindi fornite le indicazioni sul materiale volatile, sul residuo carbonioso fisso e sul tenore di ceneri. L'analisi immediata o approssimata delle biomasse fornisce utili informazioni sul contenuto di volatili (tipicamente superiori al 70%), sul carbonio fisso (fino al 30% nella corteccia nei gusci di mandorle) e sulle ceneri (fino al 20% nella pula di riso), oltre che sull'umidità e sul potere calorifico.

Il tipo, oltre alla quantità, di sostanze minerali presenti nel combustibile solido influenza l'andamento delle reazioni in gioco. Durante la combustione, i minerali presenti come sali o come metalli, sono convertiti in cenere. Ad alta temperatura ed in funzione della temperatura di fusione delle ceneri, si possono formare strutture vetrose, a temperatura inferiore la cenere tenderà a rimanere separata ed influenzerà la capacità di trasferimento di calore.

Degrado termico delle biomasse e delle materie plastiche

Analisi Termogravimetrica (TGA) e rilascio di volatili

Superata la prima fase di essiccamento, una particella di rifiuto, riscaldata ad elevata temperatura, attiva un insieme di reazioni, sia di tipo radicalico che molecolare, che comporta la rottura dei legami più deboli, tipicamente legami carbonio-carbonio o carbonio-ossigeno. Da queste reazioni pirolitiche si formano molecole di minor peso molecolare rispetto alla molecola o macromolecola originaria. Si producono in questo modo specie gassose ed altre specie volatili che costituiscono il 'tar'. Nel tar sono quindi comprese tutte quelle specie idrocarburiche che, volatili alla temperatura di processo, tendono a condensare e passare in fase liquida alla temperatura dell'ambiente circostante. I prodotti gassosi rilasciati, in presenza di sufficienti quantitativi di ossigeno nella fase gas, possono dar luogo ad una fiamma diffusiva. Contemporaneamente al rilascio di volatili, nella fase solida (o meglio in quella fase solida/liquida detta 'metaplasto') avvengono reazioni di condensazione e reticolazione con la progressiva formazione di composti aromatici policondensati e deidrogenati fino all'organizzazione di una matrice carboniosa porosa che costituisce il char.

Questo processo di degrado termico delle diverse sostanze viene ben descritto e quantificato tramite l'analisi termogravimetrica (TGA) condotta in una termobilancia con temperatura opportunamente programmata. Un quantitativo limitato della sostanza analizzata viene riscaldato, con prefissata velocità di riscaldamento, e viene monitorata in continuo la progressiva perdita di peso. L'analisi può es-

sere condotta sia utilizzando come flussante N_2 o in alternativa aria. Nel primo caso il residuo del processo di volatilizzazione è costituito da cenere e residuo carbonioso, nel secondo caso l'ossigeno completa la reazione di combustione del char ed il residuo è costituito dalla sola cenere.

Un esempio qualitativo di questa devolatilizzazione e degrado termico è riportato nella Figura 3.1. Ovviamente l'andamento della curva, la quantità del char residuo e della cenere dipende strettamente dal materiale analizzato.

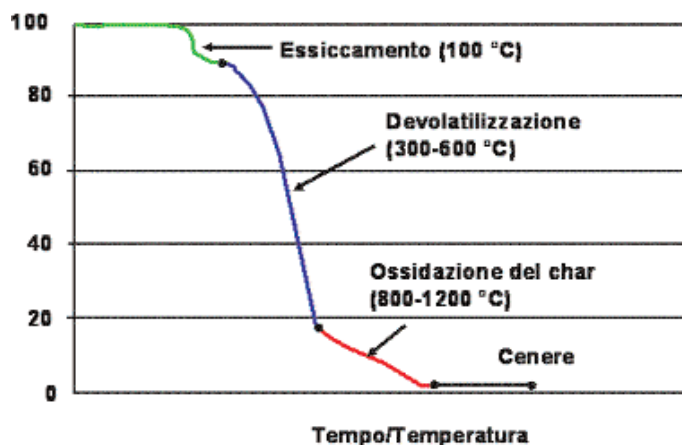


Fig. 3.1. Perdita in peso di un campione in una TGA (analisi termogravimetrica) in ambiente ossidante.

Per meglio descrivere il processo di devolatilizzazione e pirolisi dei rifiuti è opportuno riferirsi al degrado dei singoli costituenti, biomassa e materie plastiche.

Degrado termico delle biomasse

Pirolisi della cellulosa

La pirolisi della cellulosa è un processo in fase liquida che progressivamente degrada la catena polimerica tramite reazioni di tipo sia molecolare che radicalico.

In termini schematici, è possibile individuare tre principali meccanismi di reazione:

- a bassa temperatura: la progressiva disidratazione con formazione di legami C-O-C intermolecolari comporta ramificazioni e reticolazioni che favoriscono la formazione del residuo carbonioso;

- la depolimerizzazione molecolare (*unzipping*) comporta la formazione di levoglucosano, importante prodotto primario;
- a temperatura elevata, reazioni di decomposizione della catena polimerica e dei prodotti intermedi favoriscono il rilascio di specie gassose leggere.

La Figura 3.2 propone una sintesi di questi diversi processi.

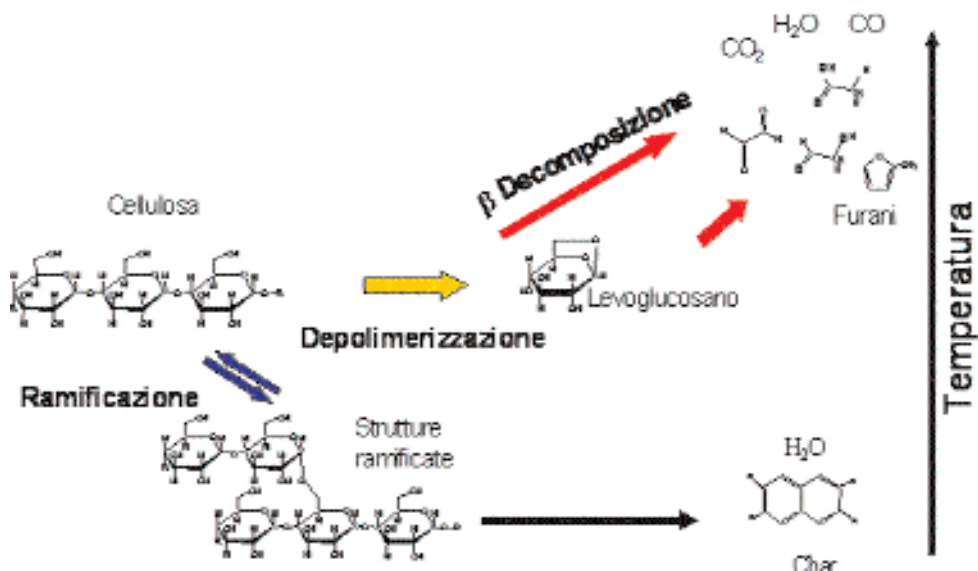


Fig. 3.2. Meccanismo di degrado della cellulosa.

Pirolisi della emicellulosa

Il processo di pirolisi dell'emicellulosa è meno studiato e chiarito rispetto a quello della cellulosa. Talora si parla in modo più globale di "olocellulosa". In ogni caso, il comportamento dell'emicellulosa sottoposta a pirolisi è differente da quello della cellulosa: il suo degrado termico inizia a temperature inferiori e mostra una maggior propensione a formare un residuo carbonioso (char), frutto di una maggior importanza dei processi di reticolazione e disidratazione. La emicellulosa è un copolimero con zuccheri pentosi, come lo xilosio, ed esosi come il mannosio (Ullmann, 2001). I prodotti primari rilasciati sono differenti da quelli della cellulosa e comprendono quindi i corrispondenti monomeri del materiale iniziale.

Le Figure 3.3 e 3.4 mostrano delle curve di degrado a fronte di TGA condotte rispettivamente con cellulosa ed emicellulosa.

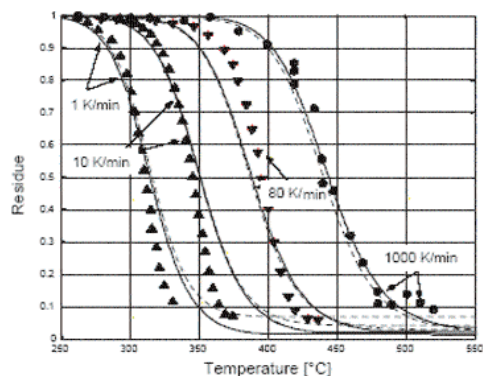


Fig. 3.3. Pirolisi di cellulosa a differenti velocità di riscaldamento. Confronto tra dati sperimentali e predizioni di un modello di degrado (Cuoci et al., 2007).

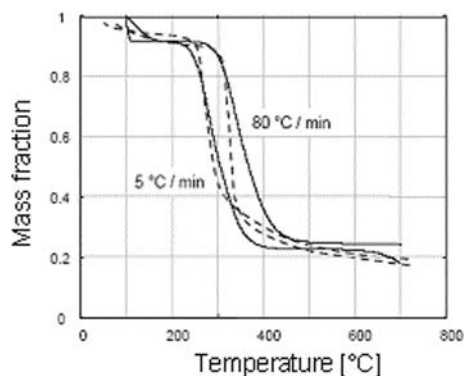
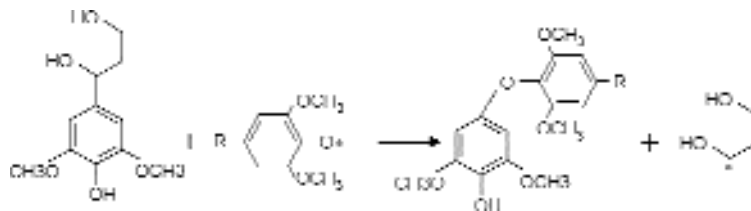


Fig. 3.4. Pirolisi di emicellulosa a diverse velocità di riscaldamento. Confronto tra dati sperimentali e predizioni di un modello di degrado (Cuoci et al., 2007).

Pirolisi della lignina

La struttura della lignina è di notevole complessità e questo rende più difficile la descrizione del processo di pirolisi. La presenza del legame β -O-4 e la energia dei diversi legami presenti condiziona il processo di degrado. È inoltre necessario descrivere la lignina di riferimento mantenendo una certa flessibilità sul contenuto di gruppi metossilici per permettere di distinguere tra lignina di tipo 'hardwood' o di tipo 'softwood'. Le lignine 'softwood', meno ossigenate, sono più compatte, e presentano un maggior residuo carbonioso.

La decomposizione della lignina è influenzata dalla presenza di intermedi di reazione di tipo fenolico. La presenza di radicali fenossilici, fortemente stabilizzati per risonanza, condiziona poi in modo significativo la formazione del residuo carbonioso. Reazioni assai tipiche diventano le reazioni di addizione sostitutive dei radicali fenossilici sulla struttura fenilpropanica di partenza:



L'attacco dei radicali fenossilici riduce la quantità delle specie rilasciabili come biooli o tar ed incrementa conseguentemente il residuo carbonioso. Sempre attorno ai 400°C si completa il rilascio delle specie volatili. A temperatura superio-

re si ha un finale rilascio di CO ed H₂, con il conseguente arricchimento in carbonio del 'char'.

Degrado termico dei materiali polimerici

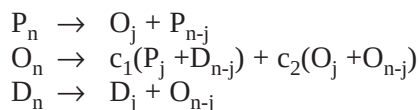
Pirolisi di PE, PP, PS

La pirolisi delle materie plastiche avviene generalmente in fase liquida e comporta la frammentazione delle strutture polimeriche con formazione di gas leggeri, oligomeri condensabili ed un residuo solido carbonioso. I prodotti rilasciati dalla fase liquida interagiscono nella fase gassosa circostante e generano una fiamma in presenza di ossigeno. Parte del calore prodotto sostiene il processo endotermico di pirolisi ed evaporazione. La velocità di degrado dei polimeri e la caratterizzazione dei prodotti rilasciati risultano importanti per la corretta scelta delle condizioni operative del processo termico, intesa a minimizzare la formazione di inquinanti, nel rispetto dei rendimenti energetici.

PE, PP e PS si decompongono tutti con un simile meccanismo radicalico a catena in fase liquida. Il meccanismo prevede la progressiva e prevalente rottura della catena polimerica mentre i sostituenti non sono significativamente rimossi. Reazioni di inizio, propagazione e terminazione per ricombinazione dei radicali permettono di descrivere in maniera pressoché completa il meccanismo di pirolisi. Una schematizzazione di queste classi di reazione viene proposta nella Figura 3.5.

Una trattazione unificata di questi meccanismi di degrado dei polimeri può essere trovata in Marongiu et al. (2007).

La pirolisi di PE, PP e PS procede con la progressiva formazione di insaturazioni nella parte terminale delle catene polimeriche. Le reazioni di β -decomposizione delle specie radicaliche, ottenute dalle reazioni di metatesi, riducono progressivamente la catena polimerica. Si formano 1-alcheni e successivamente, col medesimo meccanismo α,ω -dialcheni. Indicando con P, O e D rispettivamente la quantità totale di alcani (paraffine), alcheni (olefine) e dialcheni, il processo globale può essere così schematizzato:



dove j varia lungo la catena costituita da n unità ripetute. Le due costanti c_1 e c_2 dipendono dalla presenza di posizioni risonanti e dalla importanza delle reazioni di isomerizzazione. Unità monomeriche possono essere rilasciate dalla fase condensata attraverso un processo di depolimerizzazione riconducibile a reazioni di decomposizione della parte terminale del polimero. Il peso molecolare medio del-

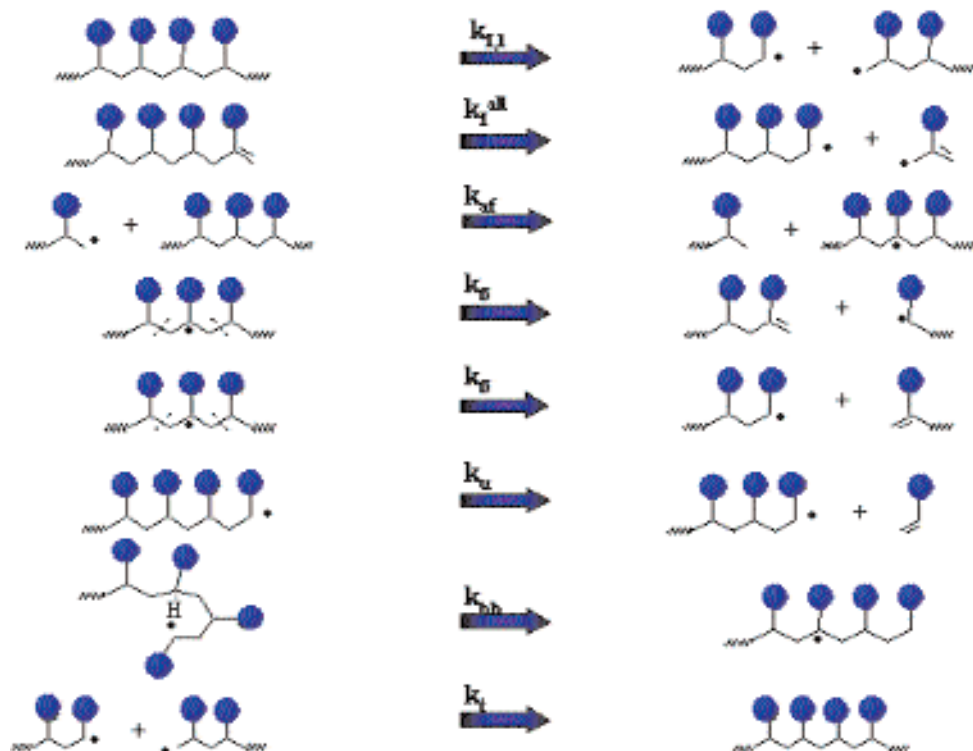


Fig. 3.5. Reazioni di degrado termico di PE, PP e PS (il sostituito nella catena polimerica è rispettivamente H, CH₃ e C₆H₅).

la fase liquida si riduce progressivamente e i prodotti di decomposizione più leggeri evaporano ed abbandonano la fase condensata senza subire ulteriori reazioni chimiche. I composti con temperatura di ebollizione inferiore alla temperatura del sistema sono considerati istantaneamente volatili. La Figura 3.6 mostra che il degrado dei tre polimeri avviene in un singolo stadio e con un ordine di reattività PS > PP > PE facilmente spiegabile sulla base della diversa energia di legami coinvolti nel processo pirolitico.

Pirolisi di PVC

La decomposizione termica del PVC è sempre riconducibile ad un meccanismo radicalico in fase liquida. La rottura dei legami C-Cl è fortemente favorita e il processo è caratterizzato dalla formazione di doppi legami sulla catena polimerica. La successiva formazione di strutture policicliche aromatiche è dovuta a reazioni di condensazione e reticolazione. Le classi di reazioni radicaliche da considerare sono sempre quelle già precedentemente analizzate, ferma restando la maggior faci-

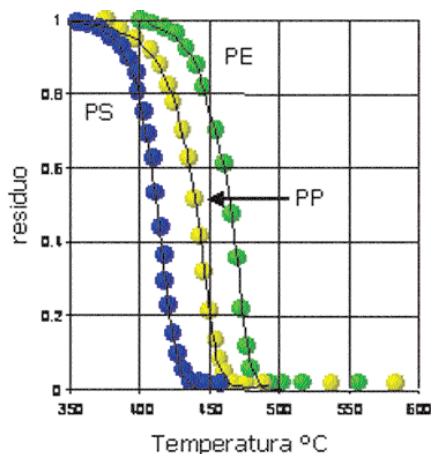


Fig. 3.6. Pirolisi di PE, PP e PS.

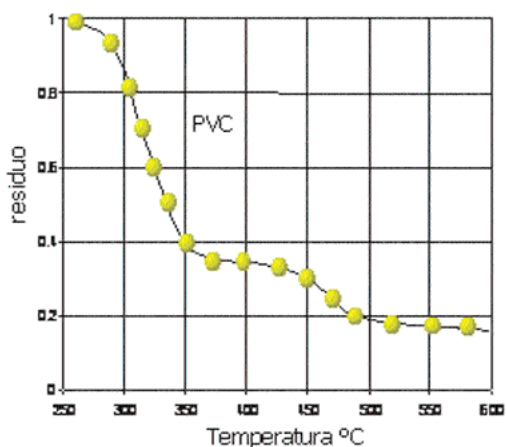
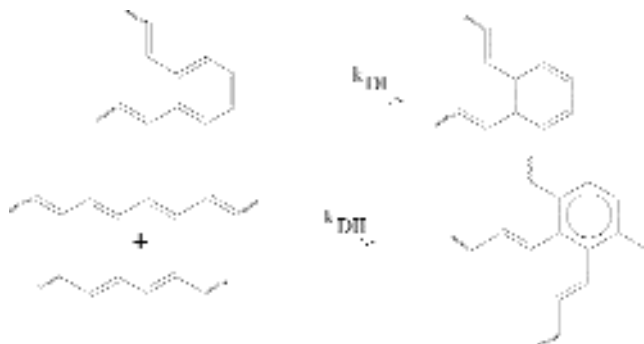


Fig. 3.7. Pirolisi di PVC.

lità delle rotture C-Cl e delle deidroclorurazione. Inoltre assumono una certa rilevanza le reazioni tipo Diels-Alder intra-molecolari ed intermolecolari:

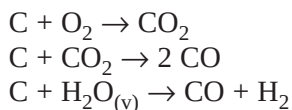


Reazioni di condensazione e ramificazione dei polieni portano alla formazione di strutture intermedie alchil-aromatiche progressivamente trasformabili in un residuo carbonioso finale (Marongiu et al., 2003). L'andamento della TGA riportata in Figura 3.7 mostra che la devolatilizzazione prevede un primo stadio, con rilascio di HCl ed una certa quantità di benzene, a temperatura relativamente modesta. Il secondo step, di entità più modesta è caratterizzato dal rilascio di specie idrocarburiche alchil-aromatiche.

Combustione e gassificazione del char

Alla fine della fase di volatilizzazione, il solido residuo è costituito da cenere più o meno dispersa in una matrice carboniosa (char). Il char é molto poroso con

un grado di vuoto che nel carbone da legno raggiunge anche il 90%. La superficie specifica interna supera facilmente valori di 100 m²/g. Terminata la fase di rilascio di composti volatili, l'ossigeno o il vapore diffondono quindi facilmente all'interno della struttura porosa. Le caratteristiche del processo dipendono ovviamente dalla presenza di ossigeno o di vapore, dalla temperatura del gas e delle particelle solide oltre che dalle dimensioni della particella e dalla sua porosità. Le principali reazioni che avvengono nella matrice solida sono:



La reazione di combustione è molto più rapida della reazione di gassificazione con vapore. La produzione di CO, oltre che con la reazione eterogenea gas-solido, può facilmente avvenire in fase gassosa promossa dalla presenza del vapore, o meglio del radicale ossidrilico.

Con riferimento alla temperatura della corrente gassosa, le reazioni di combustione possono innalzare di qualche centinaio di grado la temperatura della particella. La reazione di gassificazione, endotermica, promuove viceversa un raffreddamento del solido.

Per descrivere il consumo della matrice carboniosa si possono utilizzare due diversi modelli asintotici. La competizione tra la reazione chimica ed il trasporto diffusivo è ben caratterizzata da un gruppo dimensionale, il modulo di Thiele (Φ). Questo viene definito come:

$$\Phi^2 = \frac{\text{velocità di reazione}}{\text{velocità di diffusione}} = r_p^2 \cdot \frac{R_{ref}}{C_{ref} \cdot D_{eff}}$$

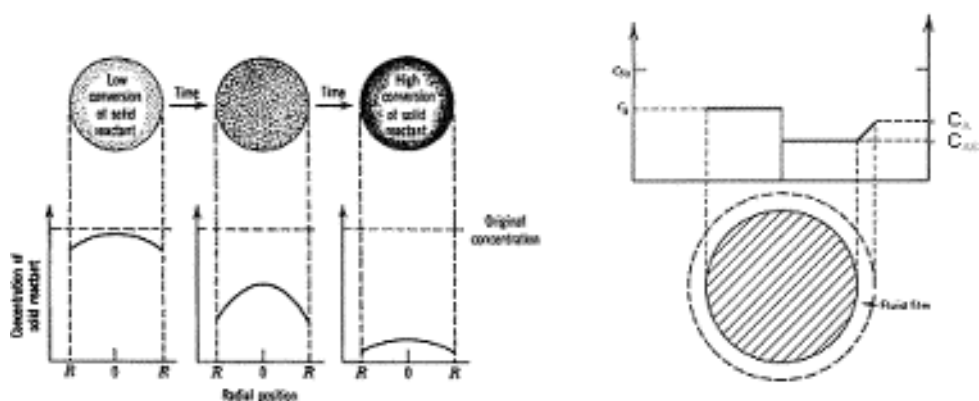
dove r_p è il raggio della particella, R_{ref} , C_{ref} e D_{eff} sono rispettivamente, la velocità di reazione e la concentrazione di riferimento (tipicamente del reagente controllante) e la diffusività efficace, che tiene conto della porosità e tortuosità della particella.

Un valore elevato del modulo di Thiele (es.: 5-10) indica che la velocità di reazione è molto più importante della velocità di reazione. Come conseguenza il reagente non riesce a penetrare nella matrice porosa della particella solida, viene consumato prima e non raggiunge la parte interna. Il consumo della particella è limitato e localizzato attorno alla superficie esterna della particella (modello *shrinking core*). Bassi valori del modulo di Thiele indicano che i reagenti diffondono facilmente all'interno della particella ed il consumo del solido avviene in modo uniforme. Nella realtà della combustione dei solidi le due situazioni asintotiche concorrono e avvengono contestualmente con prevalenza dell'una o dell'altra a seconda delle condizioni operative (Kunii e Levenspiel, 1991). In particolare la combustione ad elevata temperatura porterà più facilmente a condizioni di consumo

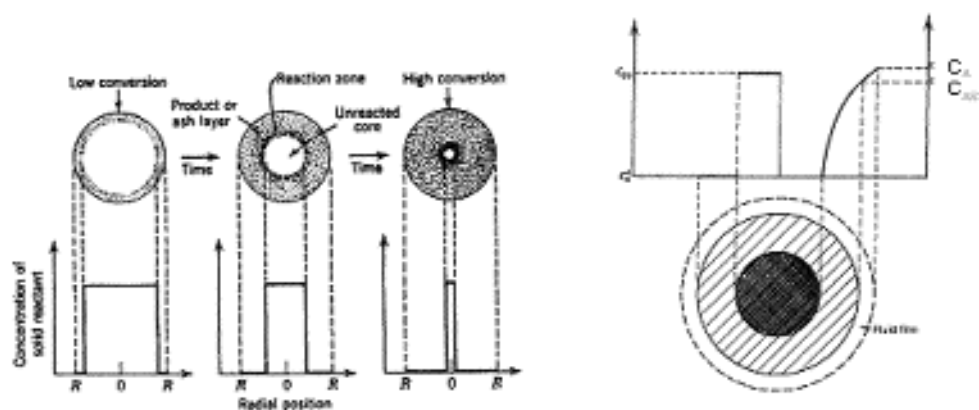
prevalentemente superficiale, mentre una più graduale e lenta reazione di gassificazione interesserà in modo più uniforme tutto il volume della particella. I due modelli asintotici sono rappresentati in modo chiaro ed efficace nella Figura 4.1.

Il modello uniforme è adatto a descrivere l'evoluzione di particelle porose e a bassa temperatura (bassi valori del modulo di Thiele). La concentrazione del gas reagente all'interno della particella è praticamente uniforme, quindi le reazioni avvengono in tutto il volume della particella e la densità diminuisce in modo uniforme con il procedere della reazione.

Il modello a nucleo restringente (*shrinking core*) è adatto a descrivere la combustione di particelle con bassa porosità, ad alta temperatura, quindi con elevato modulo di Thiele. La zona di reazione è è prossima alla superficie esterna a pro-



Modello uniforme



Modello 'shrinking core'

Fig. 4.1. Reazione gas-solido: Modello uniforme e modello 'shrinking core'. Profili di concentrazione del solido e del reagente gassoso all'interno della particella (Wen, 1968).

gressivamente si sposta verso l'interno della particella, lasciando uno strato di cenere (con elevata porosità). I reagenti gassosi vengono consumati non appena raggiungono la superficie, vi sono elevati gradienti di concentrazione e l'interno della particella non è significativamente interessato alla reazione. Ne consegue che durante il processo la particella è caratterizzata da un nucleo centrale a densità invariata e da uno strato di cenere esterno che progressivamente si sposta verso il centro.

Combustione del CDR ed emissioni di inquinanti

Proprio a causa dei diversi aspetti menzionati, la combustione delle biomasse e delle materie plastiche può comportare diversi problemi ambientali, soprattutto ove manchi un corretto controllo delle apparecchiature e del processo. Per ovvio motivo di limitazioni di spazio, vengono qui segnalati solo i seguenti aspetti:

- 5.1 Incombusti
- 5.2 Particolato
- 5.3 Ossidi di azoto
- 5.4 Diossine

Incombusti

Le condizioni ottimali per una completa combustione risiedono nelle cosiddette tre T (TTT): Temperatura (elevata), Tempo (lungo) e Turbolenza (efficace mescolamento). I tempi caratteristici (dell'ordine del secondo) e le temperature possono essere abbastanza semplicemente raggiunti. La temperatura di circa 1200 K, non elevata rispetto alla combustione di idrocarburi (a causa del minore potere calorifico condizionato dall'umidità e dalla presenza di ceneri) è comunque sufficiente per completare la combustione. Il problema maggiore è legato all'efficace mescolamento tra l'aria e le particelle solide. I reattori a letto fluido, in questo contesto, sono ovviamente preferibili ai letti fissi. Un'ulteriore attenzione va posta alla presenza di ceneri volanti inorganiche, le quali possono adsorbire composti idrocarburi formati nella fase di pirolisi e trasportarli nei fumi inibendo in tal modo la loro ossidazione.

Particolato

La combustione di rifiuti produce elevate emissioni di particolato, anche al di sopra di 50 mg/m³. Le particelle emesse sono di tipo primario ultrafine e iperfine, quindi ben al di sotto dei classici 10 µm (PM10).

Due le sorgenti alla base di questa formazione. Da un lato la fuliggine, che si origina soprattutto in fiamme diffusive. Attorno alla particella solida, nel periodo di volatilizzazione si ha una zona ricca in idrocarburi in prossimità della fiamma. Questi idrocarburi, costituenti del tar, possono essere composti aromatici precursori della fuliggine. L'elevata temperatura favorisce reazioni di pirolisi secondaria in fase gas con reazioni di deidrogenazione e policondensazione, crescita degli IPA e prima nucleazione di particelle solide. Una volta formati questi nuclei non sono facilmente oggetto di ossidazione, possono attraversare il fronte di fiamma e possono coalescere tra loro o con altre particelle inorganiche.

In realtà il contributo più elevato alla formazione di particelle è quello legato alle ceneri, composti inorganici che sono contenuti in quantità significative nei RSU.

Il particolato composto dalle ceneri volanti può essere suddiviso in due parti:

- grossolano ($d > 1 \mu\text{m}$), contenente soprattutto Ca, Mg, Si, K e Al
- fine ($d < 1 \mu\text{m}$), con composizione variabile a seconda del rifiuto di partenza.

Il processo di rilascio parte da elementi quali K, S, e Cl. Questi nucleano in fase gas e sulle particelle originarie si hanno reazioni di condensazione superficiale. Altri metalli sono direttamente rilasciati in forma di particelle solide. Il Ca, abbondante nelle ceneri, in condizioni usuali di combustione non passa allo stato gassoso e risulta quindi un nucleo originario oggetto di ulteriori accrescimenti. Un altro elemento in grado di originare particelle è lo zinco. Zn evapora durante il processo e si ossida a formare ZnO solido. Insieme con gli ossidi, le ceneri contengono altri metalli tossici, quali As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, presenti per esempio nel legno o nella paglia a livelli talora significativi e che pertanto possono richiedere particolari controlli sulle emissioni.

Ossidi di azoto

Nel caso della combustione di RSU, la formazione di ossidi di azoto (NO_x) avviene prevalentemente attraverso l'ossidazione dell'azoto direttamente legato al combustibile, plastiche o biomasse, dato l'elevato contenuto di azoto, che molte di queste possono presentare (oltre il 10% in peso nel caso dei poliuretani). Di minore importanza sono i meccanismi classici quali quello termico (dovuto all'interazione tra azoto atmosferico e ossigeno) o quello cosiddetto 'prompt' (dovuto alla interazione tra radicali idrocarburi e azoto atmosferico), in quanto entrambi richiedono temperature relativamente elevate (1200-1300 °C), non sempre raggiungibili nel caso dei RSU a causa del loro ridotto potere calorifico.

L'azoto contenuto nelle biomasse è chimicamente legato alla porzione organica. Talora si osservano tracce di azoto inorganico in forma di ioni ammonio.

Generalmente, al fine di predire la formazione di NO_x, l'azoto legato al combustibile viene ricondotto ad acido cianidrico o cianuro di metile ed ammoniaca.

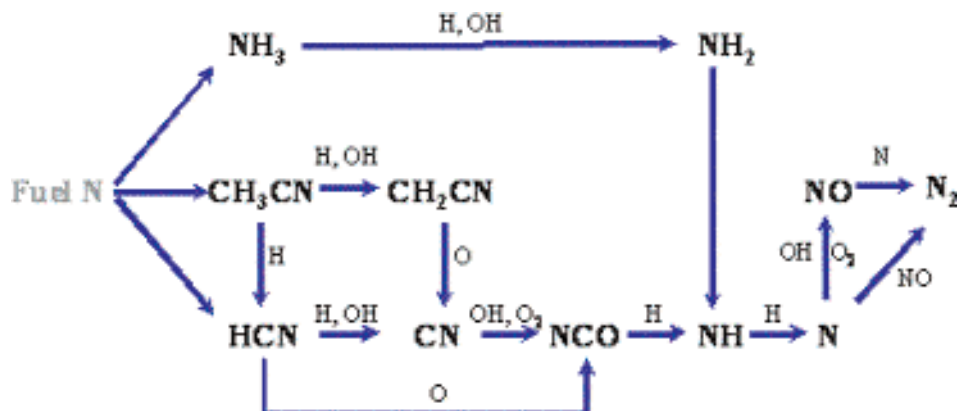


Fig. 5.1. Principali cammini di reazione nella trasformazione di azoto legato al combustibile (Fuel N) a NO.

Il tipo di funzionalità dell'azoto è comunque meno importante della quantità di azoto e del rapporto N/O nel caratterizzare le emissioni di NOx.

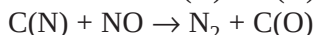
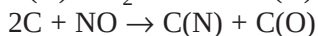
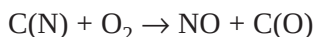
L'azoto legato viene rilasciato con le sostanze volatili, siano esse gas o 'tar', e solo parzialmente viene trattenuto nel 'char'. La frazione di azoto che volatilizza dipende dal tipo di rifiuto e quindi di legami, ma anche dalle condizioni operative. A bassa temperatura o bassi tempi di residenza l'azoto rimane preferenzialmente legato al residuo carbonioso, mentre alle alte temperature viene rapidamente rilasciato. È possibile assumere che circa l'80% dell'azoto passi allo stato gassoso durante il processo pirolitico a temperature superiori a 850-900 K.

Il meccanismo di reazione che porta a NO a partire dall'azoto volatile, come abbiamo accennato, può essere ricondotto a quello dell'ossidazione di composti quali CH_3CN , HCN e NH_3 . La Figura 5.1 mostra in modo semplificato i cammini principali di reazione che portano alla formazione e alla riduzione di ossidi di azoto.

Indipendentemente dal tipo di legame di partenza, se la temperatura è sufficientemente elevata, l'azoto viene attaccato da diversi radicali e portato a formare specie tipo NH ed N . La presenza o meno di un eccesso di aria è poi responsabile della trasformazione di questi radicali a NO o N_2 . In caso di difetto di aria, infatti, parte di NO formatosi può reagire attraverso un meccanismo di ossi-riduzione con N dando origine a una molecola di N_2 .

Anche l'azoto legato al char può subire reazioni di ossidazione che portano a una formazione secondaria di NO. Questo meccanismo, data la complessità dei fenomeni in gioco è molto meno definito di quello che riguarda la fase gas. Ciononostante, evidenze sperimentali mostrano un significativo contributo alle emissioni complessive. Alcune misure su residui di carbone mostrano che l'azoto trasformato in ossidi di azoto corrisponde a circa il 75-100% di quello legato al

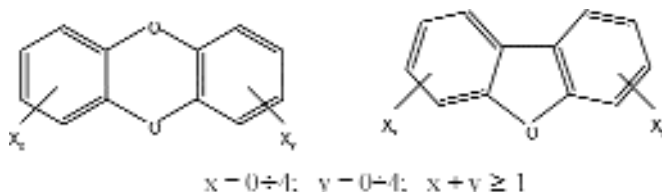
char (Ninomiya et al., 1989). Tale trasformazione diventa meno efficiente e decresce rapidamente all'aumentare della quantità di char. Le reazioni responsabili della trasformazione di N a NO (o a N₂) possono essere così schematizzate:



Dove C(N) e C(O) indicano un carbonio del residuo legato rispettivamente a un atomo di azoto o a uno di ossigeno. La prima reazione è quella che primariamente origina NO, mentre la seconda spiega un accumulo di azoto nel char a partire da NO formatosi e la terza è una reazione di riduzione di NO a azoto atmosferico.

Diossine

Il termine diossina descrive una classe di composti clorurati (bromurati), che dovrebbero correttamente essere indicati come policlorurati dibenzo-p-diossine (PCDD) e policlorurati dibenzo furani (PCDF). Le diverse diossine e furani possono essere schematicamente rappresentate dalle seguenti strutture:



dove X indica generalmente un atomo di cloro o di bromo. Il cloro è presente principalmente nel PVC, ma parzialmente anche nelle biomasse (in particolare nelle cortecce e nella paglia ove può raggiungere contenuti dell'ordine dello 0.05-0.25% peso sul secco). Avendo proprietà sbiancanti, si trovano contenuti significativi di cloro anche nella carta (0.1% peso sul secco). Il bromo è invece presente in virtù delle sue proprietà di ritardante di fiamma e quindi in particolare come additivo in plastiche, ma soprattutto nei rifiuti di apparecchiature elettriche/elettroniche, il cui contenuto nei RSU è però fortunatamente modesto.

La formazione delle diossine è un fenomeno complesso e non completamente definito. Due i principali meccanismi invocati: a) formazione omogenea in fase gas a temperatura di circa 500-800 °C; b) reazioni eterogenee (gas-solido) a temperature relativamente modeste (200-400 °C)

La formazione omogenea richiede la presenza di precursori quali clorofenili, benzofurani, che in assenza di ossigeno possono evolvere verso la formazione di

strutture di tipo diossinico o furanico. A temperature superiori a 800 °C le diossine non sono più stabili e decompongono; la presenza di ossigeno inibisce queste reazioni ossidando i precursori evitando le successive trasformazioni.

La via eterogenea è sicuramente quella più significativa e con maggior contributo alle emissioni. Due i meccanismi principali generalmente invocati. Da un lato precursori quali clorofenoli e clorobenzeni possono adsorbirsi su superfici solide e reagire a causa della presenza di catalizzatori metallici. Un secondo meccanismo, detto “*de novo*” invoca l’effetto di strutture carboniose presenti nelle ceneri e loro interazioni con cloro/bromo organico e/o inorganico anch’esso adsorbito sulle ceneri. I metalli più efficaci a catalizzare queste reazioni sono ferro e soprattutto rame (ma si suppone che anche altri metalli di transizione possano essere attivi). Questi meccanismi eterogenei possono avere tempi caratteristici lunghi, anche della decina di minuti alle temperatura più basse. Per questo motivo risultano particolarmente significativi in apparecchiature a valle del processo di combustione (ad esempio nei filtri) dove le molecole organiche adsorbite sulle ceneri e quindi non ossidate in fiamma sono disponibili a questo successivo degrado. Le concentrazioni di diossine osservate a valle di inceneritori variano in modo considerevole e possono andare da circa 100 a 1200 (µg/kg), ovviamente a secondo del tipo di alimentazione e delle condizioni operative (Stanmore, 2004).

Conclusioni

La rapida rassegna di risultati riportati in questo lavoro mostra come molto si stia facendo per comprendere i fenomeni elementari alla base della combustione dei RSU. Sia gli aspetti fisici che quelli chimici sono molto complessi e anche le misure sono spesso rese di difficile interpretazione, proprio da tale complessità. Ciononostante si stanno via via sviluppando modelli interpretativi in grado di caratterizzare i vari aspetti (pirolisi, combustione del char, formazione di inquinanti), i quali pur non completi sono in grado non tanto di riprodurre quantitativamente le evidenze sperimentali, quanto di caratterizzare i risultati in funzione di condizioni operative o composizione delle biomasse e delle materie plastiche. Tali strumenti possono quindi essere di ausilio nell’interpretazione delle misure, ma anche divenire utile strumento per la progettazione di impianti e per il controllo ambientale.

Bibliografia

Cuoci A., Faravelli T., Frassoldati A., Granata S., Migliavacca G., Ranzi E., Sommariva S., A General Mathematical Model of Biomass Devolatilization, *Italian Combustion Institute* (in press June 2007)

- Demirbas A., *Progr. Energy Comb. Sci.*, 30:219 (2004)
- Demirbas A., *Progr. Energy Comb. Sci.*, 31:171 (2005)
- Kunii D., Levenspiel O., The design of noncatalytic gas solid reactions, *Fluidization Engineering*, Butterworth-Heinemann, 1991
- Glarborg P., Jensen A.D., Johnsson J.E., *Prog. Energy Comb. Sci.*, 29:89 (2003)
- Nussbaumer T., *Energy & Fuels*, 17:1510 (2003)
- Ninomiya Y., Yokoi K., Arai N., Hasatani M., *Int. Chem. Engng.*, 105:227 (1989)
- Obenberg I., Thek G., *Biomass and Bioenergy*, 27:653 (2004)
- Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, John Wiley & Sons, 2001
- Marongiu A., Faravelli T., Bozzano G., Dente M., Ranzi E., *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, 70:519 (2003)
- Marongiu A., Faravelli T., Ranzi E., *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, 78:343 (2007)
- Sørum L., Characterisation of MSW for combustion system, SINTEF Energy Research, 2001
- Stanmore B.R., *Comb. Flame*, 136:398 (2004)
- Wen C.Y., *Ind. Eng. Chem*, 60:34 (1968)

Tecnologie di combustione per la termovalorizzazione di rifiuti urbani e di frazioni ricavate da rifiuti urbani

Leonardo Tognotti

Da un punto di vista energetico i rifiuti urbani e speciali sono equiparabili ai combustibili fossili, ovvero a materiale organico contenente elementi ossidabili (essenzialmente carbonio e idrogeno) in grado di liberare l'energia quantificata come potere calorifico (1). Tale energia può essere utilizzata per:

- produzione di solo calore;
- produzione di sola elettricità;
- produzione combinata di elettricità e calore (cogenerazione)

Indipendentemente dall'utenza finale, le caratteristiche fisico-chimiche dei RSU rendono impossibile un utilizzo nei dispositivi normalmente impiegati per produrre elettricità e/o calore da combustibili fossili, sia per problemi tecnologici (elevato tenore di umidità e inerti, corrosione, disomogeneità, ecc.) sia per problemi ambientali (la combustione tal quale in sistemi convenzionali per combustibili fossili può generare emissioni inquinanti). Sono quindi necessari dispositivi e/o processi di conversione dell'energia sviluppati *ad hoc* per i RSU o le frazioni da loro ricavate, che da un punto di vista concettuale possono seguire le seguenti filosofie:

1. Combustione diretta, con trasferimento di energia termica ad un ciclo termodinamico (o ad un fluido vettore termico) attraverso uno scambiatore di calore. Il fluido universalmente impiegato per il ciclo e come vettore termico è il vapore d'acqua. Il materiale combustibile può essere RSU tal quale (inteso anche come proveniente da una raccolta differenziata che ne innalzi il potere calorifico) oppure CDR.
2. Conversione in un combustibile intermedio liquido o gassoso, anch'esso denominato CDR, mediante pirolisi o gassificazione in reattore atmosferico o pressurizzato. Dopo opportuna depurazione, tale combustibile intermedio può es-

sere utilizzato direttamente in una normale caldaia o in un motore a combustione interna (motore alternativo o turbina a gas). Concettualmente rientra in questa classe anche la produzione di biogas da discarica.

In questo lavoro si trattano le tecnologie di combustione diretta, con particolare riferimento alla sezione di combustione, rimandando ad altri contributi del Corso di Aggiornamento gli aspetti legati al controllo delle emissioni ed ai processi alternativi alla combustione.

Le filiere della termovalorizzazione

Prima di descrivere le tecnologie di combustione, è opportuno citare le conclusioni di uno studio del Politecnico di Milano (2) relativo alla opportunità o meno di passare attraverso la produzione di CDR in un sistema integrato di gestione dei rifiuti. Le attuali tendenze riguardo alle scelte adottate nel trattamento dei rifiuti sono generalmente condizionate da fattori economici: la minimizzazione dei costi è l'obiettivo finale ed è il punto intorno al quale viene ricercato un giusto compromesso tra i costi di trattamento, quelli di smaltimento ed i ricavi derivanti dal recupero energetico. Possiamo riassumere le attuali tendenze in 4 casi che partono a valle della raccolta differenziata e trattano il residuo di questa nei modi seguenti:

- incenerimento immediato dei rifiuti indifferenziati;
- pretrattamento alla bocca dell'impianto di termoutilizzazione;
- produzione di CDR con biostabilizzazione a monte della selezione meccanica;
- produzione del CDR con biostabilizzazione a valle della selezione meccanica.

Dalla studio del Politecnico, si evince che la tecnica dell'analisi del ciclo di vita appare particolarmente idonea a valutare sistemi alternativi di gestione integrata dei rifiuti ed a proporsi come utile strumento di supporto alle decisioni dei pianificatori e delle aziende di gestione, nella prospettiva di ridurre al minimo gli impatti ambientali delle attività. L'applicazione della metodologia a quattro filiere di recupero energetico da rifiuti con impianti dedicati ha portato alla conclusione che la filiera più efficiente è quella che pratica il termoutilizzo diretto, senza alcun pretrattamento del residuo della raccolta differenziata: ogni manipolazione si traduce in consumi energetici aggiuntivi che non risultano bilanciati da benefici ambientali. Il bilancio ambientale, risultante dal confronto tra la produzione di energia da centrali convenzionali e la produzione da combustione di rifiuti, risulta favorevole alla pratica di produzione di energia da rifiuti. Nel confronto tra le filiere, la situazione più favorevole è ancora riferibile a quella che non prevede pretrattamenti del rifiuto. Non sembra quindi che i costi energetici ed ambientali del pretrattamento dei rifiuti possano essere giustificati da benefici di ritorno in sede di combustione dedicata e smaltimento dei residui.

La manipolazione raffinata di frazioni di rifiuti, anche in miscela con componenti combustibili provenienti dalla raccolta differenziata, potrebbe invece risultare interessante nella preparazione di CDR idonei ad essere impiegati in cicli produttivi o comunque in impianti non dedicati in regime di co-combustione.

Le tecnologie di combustione dei rifiuti

La combustione del rifiuto viene effettuata all'interno di appositi forni costituiti da un supporto di base (per esempio, il piano della griglia) e da una camera di combustione soprastante, e si sviluppa secondo le fasi di: riscaldamento ed essiccamento, pirolisi con rilascio di composti volatili (gas e *tar*), combustione e/o ossidazione parziale in fase gas, combustione e/o gassificazione della matrice carboniosa (*char*).

In base alla configurazione del forno ed alle tecnologie adottate per la sua realizzazione, il sistema ha un determinato campo di funzionamento rappresentabile attraverso un opportuno diagramma, come quello rappresentato in Figura (portata di rifiuto, espressa in t/h, vs potenzialità termica, o carico termico, in Gcal/h): noto quindi il PCI del rifiuto, se ne può desumere il quantitativo da trattare nelle normali condizioni operative, evitando così di ricorrere all'impiego di combustibili ausiliari o di sovraccaricare.

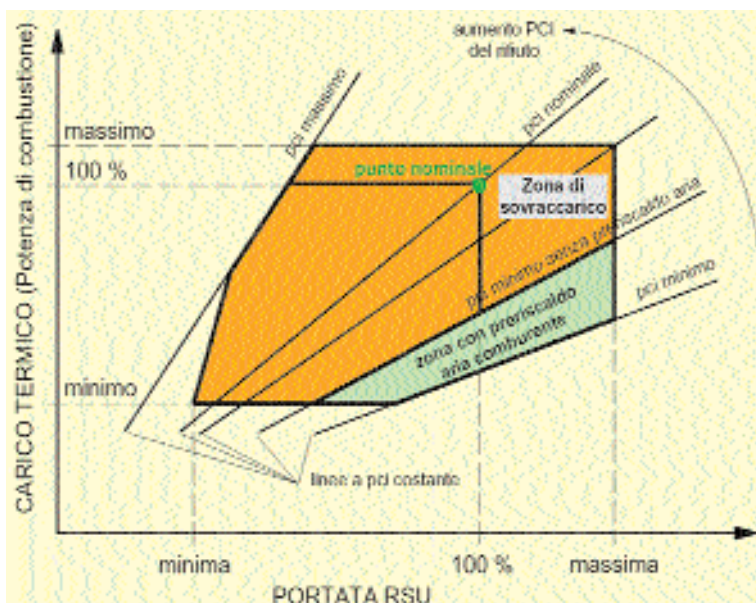
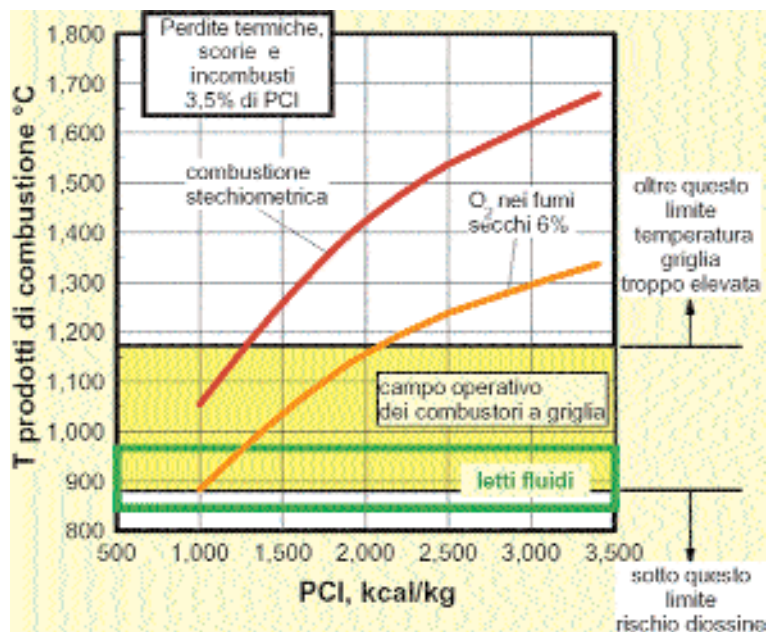


Diagramma di griglia del combustore. Tratta da (3).



Tratta da (3).

La delimitazione del campo di funzionamento tiene conto delle portate di aria comburente e delle più idonee temperature di esercizio, per quanto concerne il carico termico, e di un'adeguata portata di rifiuto che assicuri, relativamente al caso di un forno a griglia a cui si rivolge il diagramma riportato, la copertura della griglia stessa, ma che al contempo non superi valori per i quali non viene assicurata una completa combustione.

Il focolare costituisce il cuore della piattaforma di termodistruzione e oltretutto dal suo comportamento dipendono in parte le prestazioni complessive del sistema, anche dal punto di vista ambientale. Infatti, sebbene la linea di trattamento degli effluenti possa provvedere in genere in modo idoneo al controllo delle emissioni, un buon processo di combustione è il primo requisito che deve essere soddisfatto al fine di un'elevata efficienza globale dell'impianto.

Una buona combustione è infatti il primo fattore di controllo delle emissioni; con i forni di combustione (ed in generale di pirolisi e gassificazione seguita dalla combustione dei prodotti) attualmente disponibili e con le forme di controllo e gestione messi in atto, questo risultato è senz'altro ottenibile e si può dire che i forni di incenerimento siano tra i sistemi di combustione che offrono le più elevate prestazioni, anche tenendo conto delle caratteristiche dei materiali che debbono essere termodistrutti, cioè che questi siano solidi, liquidi, gassosi, allo stato di fango, ecc...

Al fine di soddisfare le diverse esigenze sono stati sviluppati differenti tipi di forni. Alcuni hanno caratteristiche molto elastiche e possono essere alimentati con

materiali di forma anche molto differente tra loro, altri invece vengono progettati per trattare materiali aventi ben specifiche caratteristiche, e non sono in grado di tollerare (o tollerano molto male) alimentazioni di tipo diverso.

I sistemi di termovalorizzazione attualmente impiegati per i rifiuti solidi (RU o derivati) ricadono in una delle seguenti categorie (4-6): a. forno a griglia; b. tamburo rotante; c. letto fluido.

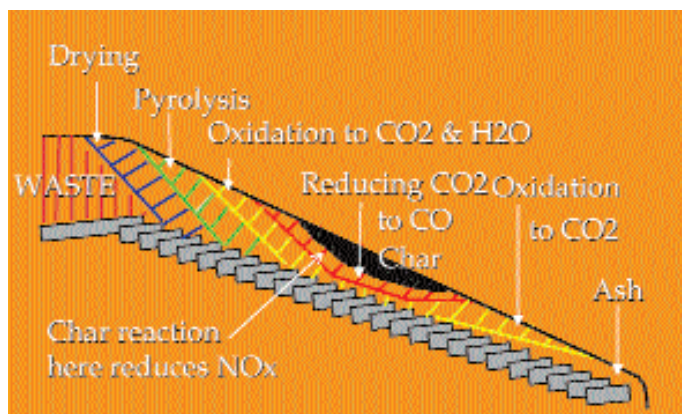
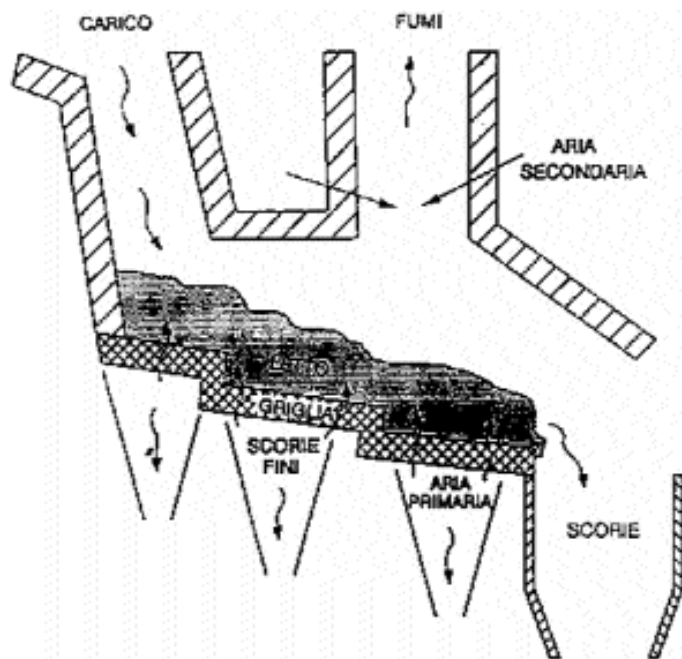
Forni a griglia

I forni a griglia trovano ampio impiego nel campo della combustione dei rifiuti ed in particolare degli RU. Ad oggi, infatti, sia in Italia che nel resto del mondo sono operanti un elevato numero di questi forni e la loro tecnologia si può considerare matura anche se sono di continuo apportati miglioramenti a tali sistemi, attraverso l'impiego di nuovi materiali, un migliore studio fluidodinamico, una diversa ottimizzazione della griglia. La potenzialità di queste unità risulta estremamente elevata e può variare, per ogni singolo forno, da qualche decina di tonnellate al giorno ($40 \div 50 \text{ t/g}$) fino a $800 \div 1000 \text{ t/g}$ nel caso degli impianti di maggiore potenzialità.

L'elemento determinante di un forno di questo tipo è la griglia, alla quale è affidato il compito di fare avanzare, mescolandolo, il rifiuto in modo da favorirne l'essiccamento e la completa combustione.

La griglia è costituita da un insieme di elementi, detti "barrotti", disposti in modo da consentire il passaggio dell'aria comburente e la sua ripartizione su tutto il letto di rifiuto. I barrotti esposti al fuoco sono realizzati in una speciale lega di acciaio al nichel-cromo e possono in genere sopportare temperature di esercizio di 1100°C . La forma dei barrotti della griglia, i meccanismi adottati per il loro movimento ed i sistemi di avanzamento del rifiuto caratterizzano i diversi tipi di griglie comunemente impiegati; si citano pertanto i sistemi a griglia fissa od a griglia mobile, tra cui si distinguono le griglie mobili a movimento alternato, a tamburi, a catene oppure a barrotti oscillanti.

Il sistema a griglia fissa risulta il primo ad essere stato adottato presso gli impianti di incenerimento. Si presenta con un unico piano grigliato fortemente inclinato dove i rifiuti, mano a mano che perdono consistenza per effetto della combustione avanzano fino a cadere in un apposito bacino di raccolta delle scorie. Oggigiorno una tale soluzione trova un ridottissimo impiego legato alla combustione di materiali diversi dai rifiuti urbani e con una capacità giornaliera di smaltimento dell'ordine di qualche t/g. Tutt'altro aspetto riguarda invece le griglie mobili che risultano essere oggi quelle di impiego più generale nel trattamento degli RSU. Come detto esistono diverse tipologie di sistemi a griglie mobili, ma in termini del tutto generali, può essere indicato nella figura seguente uno schema valido per la presente tipologia di forno.



Sistema a griglia e schematizzazione dei processi all'interno del letto di rifiuti su una griglia.

Il rifiuto viene avviato al forno tramite una tramoggia di carico e quindi, per mezzo di specifici sistemi di alimentazione, viene spinto sul piano a griglia, in modo da formare un letto uniforme. In genere il letto di combustione è abbastanza spesso, dell'ordine di qualche decina di centimetri od anche di più, in modo da mantenere caratteristiche di combustione entro valori medi abbastanza costanti anche in presenza di variabilità delle caratteristiche dei rifiuti e di irregolarità di alimentazione.

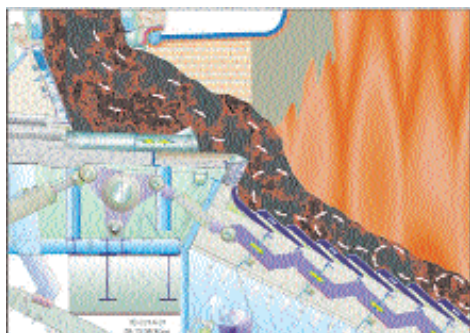
La griglia si presenta con inclinazione variabile tra $10 \div 20^\circ$ e può dirsi distinta generalmente fino a 5÷6 zone, secondo le fasi che interessano il processo di com-



Immagine di letto di rifiuti durante la combustione (Waste Incineration Centre, University of Sheffield).

bustione del rifiuto. In corrispondenza della prima parte della griglia (nella zona più vicina al canale di alimentazione) si ha di solito l'essiccamento dei rifiuti con diminuzione dell'umidità presente. Durante questa fase viene liberata gran parte dell'umidità contenuta nel combustibile, assieme a modeste quantità di altre sostanze volatili; il tutto con un sensibile rilascio di calore. Il rifiuto essiccato passa quindi nella parte successiva della griglia (zona di combustione) dove subisce i processi di trasformazione tipici della chimica della combustione e di cui si è parlato in precedenza. Seguono a questa la zona di post-combustione e la zona di spegnimento del materiale combustibile ancora acceso dove viene permessa l'ultima fase di ossidazione fino ad esaurimento della stessa. La parte che giunge alla fine della griglia senza essere bruciata (o poiché incombustibile o per altre ragioni) viene scaricata tramite un apposito sistema ed avviata così agli opportuni trattamenti conseguenti. Parte delle scorie più fini prodotte possono anche passare attraverso il piano della griglia e quindi vengono raccolte da appositi dispositivi a tramoggia ed, infine, rimescolate alle scorie "pesanti" accumulatisi all'interno del bacino posto al termine della griglia. Nel passaggio dalla sezione iniziale a quella finale, per questa tipologia di griglia, si prevede in genere un tempo di attraversamento complessivo compreso tra 30 e 60 minuti, in maniera da consentire il completamento di ogni trasformazione a carico del materiale combustibile.

Entrando maggiormente nel dettaglio delle diverse tipologie di griglie ad elementi mobili, si prende ora in esame il caso delle griglie a movimento alternato. Queste griglie sono costituite da file di barrotti mobili alternate con file di barrotti fissi; i primi si sovrappongono ai secondi con un movimento avanti-indietro la cui corsa ha frequenza e lunghezza regolabili. Lo spostamento in avanti porta il rifiuto sui barrotti fissi antistanti, cosicché nel movimento di ritorno il rifiuto cade dai barrotti mobili a quelli fissi, con conseguente agitazione del letto di rifiuto che espone sempre nuove superfici agli effetti della combustione. Le griglie a movimento alternato sono suddivise in tre o quattro sezioni: tra due sezioni contigue è

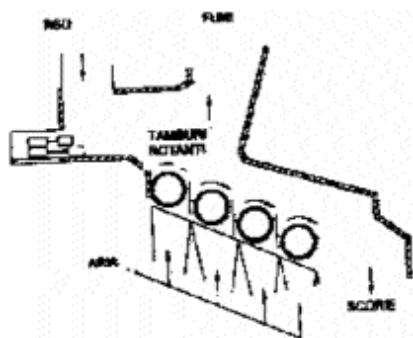


previsto in genere un salto per incrementare il mescolamento del rifiuto; ogni sezione viene interessata dalla insufflazione dell'aria comburente ed ha una propria tramoggia per la raccolta delle ceneri.

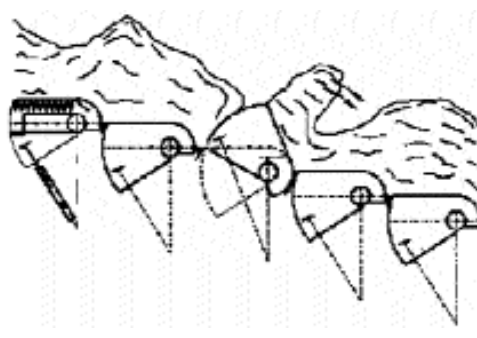
Una variante a quelle descritte sono le griglie a movimento alternato con spinta inversa, così definite in quanto presentano un movimento dal basso verso l'alto, con verso opposto a quello del rifiuto che si sposta verso il basso per effetto della gravità. Sempre a questa categoria appartengono le griglie a gradini in cui i gradini fissi si alternano in eguale numero ai gradini mobili ed ogni gradino mobile scorre tra due fissi.

Anche se più complesse, tali tecnologie presentano l'indubbio vantaggio di consentire un più efficace e continuo rivoltamento e mescolamento del rifiuto durante il processo di combustione e ciò risulta verificato visto il più ampio consenso che caratterizza la tecnologia a barrotti mobili rispetto a quelle già citate.

Le griglie a tamburi rotanti, a differenza delle precedenti, sono costituite da più tamburi affiancati, in genere in numero compreso tra 4 e 7, disposti su un piano inclinato di circa 30°. Ciascun tamburo ha un diametro di 1,5m, lunghezza variabile in funzione della potenzialità del forno, velocità di rotazione nel senso di avanzamento del rifiuto variabile tra 0,5÷12giri/h ed è servito da una tramoggia di rac-



Schema di forno con griglia a tamburi rotanti.



Schema di forno con griglia a barrotti basculanti.

colta delle ceneri. Ogni tamburo è altresì dotato di una regolazione autonoma dell'aria comburente.

Il sistema presenta il vantaggio che in ogni istante metà griglia può essere raffreddata dall'aria di alimentazione mentre l'altra metà è esposta agli effetti della combustione.

Le griglie oscillanti (o a barrotti basculanti) sono formate da una serie di elementi a forma di settori circolari disposti in file e montati su assi trasversali con rotazione periodica ed a funzionamento alternato. Questi elementi possono sollevarsi per poi ritornare nella posizione a raso rispetto al piano a griglia, provocando così un'agitazione della massa di rifiuto.

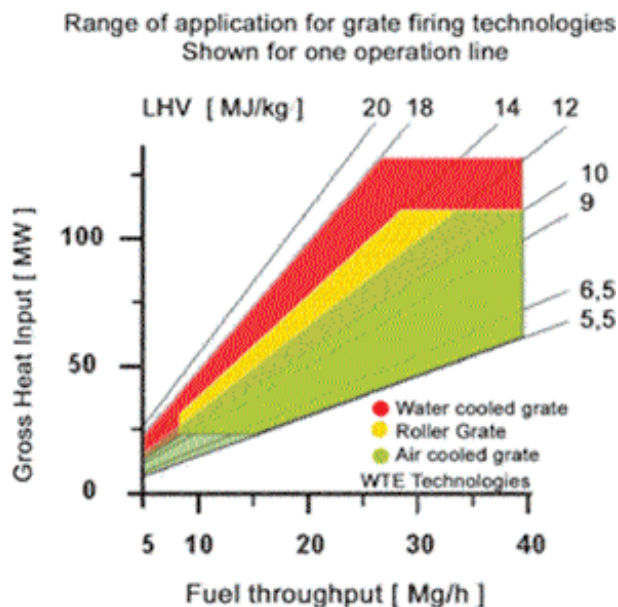
Il dimensionamento di una griglia si basa sul carico specifico, un parametro definito come la quantità di rifiuto che ogni ora può essere incenerito su ogni metro quadrato di superficie della griglia.

$500.000 \div 750.000 \text{ kcal/m}^2\text{h}$. Il carico può essere espresso in $\text{kg/m}^2\text{h}$, oppure in $\text{kcal/m}^2\text{h}$ (tra loro ovviamente correlati dal PCI del rifiuto). Valori di norma impiegati sono compresi tra $200 \div 300 \text{ kg/m}^2\text{h}$, a cui corrispondono $300.000 \div 450.000 \text{ kcal/m}^2\text{h}$, nel caso di PCI rispettivamente di 1500 e 2500 kcal/kg. Nota la portata di rifiuto ed assegnato il carico superficiale, è immediato il calcolo della superficie della griglia il cui rapporto lunghezza/larghezza è in genere compreso tra 1 e 4. Impianti dimensionati con valori dei carichi specifici pari agli estremi superiori degli intervalli proposti, pur se compatibili con il regolare funzionamento della griglia, presentano una scarsa elasticità a fronteggiare incrementi di portata e/o di PCI del rifiuto.

L'aspetto del raffreddamento degli elementi della griglia, risulta estremamente importante in quanto, se non considerato opportunamente, le conseguenze possono risultare disastrose sia per la griglia in sé che, ovviamente, per il bilancio dell'intero impianto di termovalorizzazione.

Come si è già in parte introdotto precedente, e come anche si vedrà meglio in seguito, in base alle caratteristiche energetiche del combustibile ed in base alla potenzialità di smaltimento richiesta all'impianto, il problema del surriscaldamento della griglia si presenta di diversa entità; al fine di risolvere un tale problema sono stati evoluti tre principali sistemi di raffreddamento degli elementi della griglia: sistemi di raffreddamento ad aria, ad acqua e misti.

Nel caso di raffreddamento ad aria, al di sotto ed attraverso il piano della griglia, viene insufflato un flusso di aria allo scopo sia di alimentare con fluido comburente il focolare sia di raffreddare la parte degli elementi della griglia non direttamente esposta alla fiamma. Volendo migliorare le prestazioni del sistema di raffreddamento è possibile optare per un sistema a liquido refrigerante (solitamente acqua) che viene fatto fluire all'interno di appositi canalini realizzati direttamente all'interno della struttura dei barrotti, nel caso di griglia ad elementi alternati. Un tale sistema però impone un'elevata complessità impiantistica, spesso non giustificata appieno in quanto la parte della griglia realmente sottoposta ad un elevato



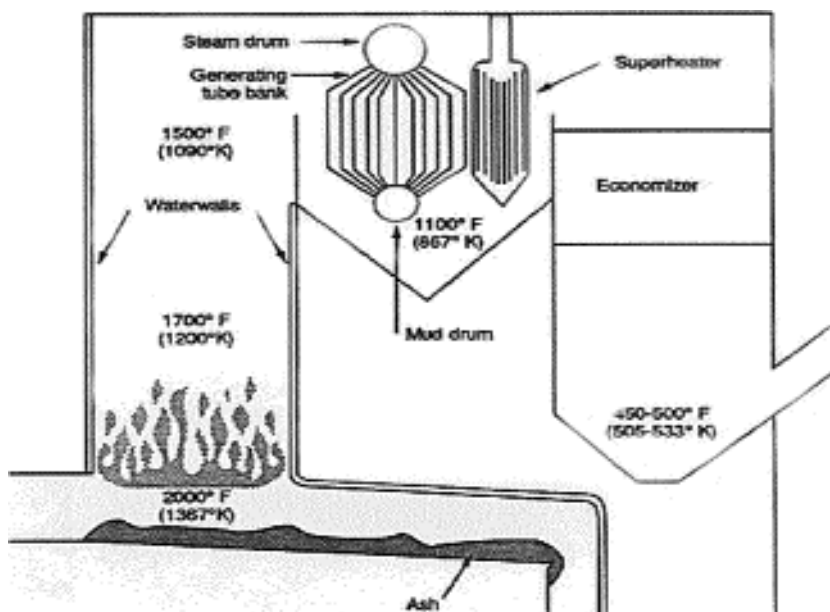
carico termico risulta solo quella corrispondente alla zona di combustione e post-combustione del rifiuto. Al fine di consentire quindi di ottimizzare gli investimenti, recentemente è stato introdotto un sistema di raffreddamento delle griglie che sfrutta contemporaneamente il risparmio legato all'impiego dell'aria, come anche l'elevata prestazione offerta da un fluido refrigerante quale l'acqua; questo è ciò che caratterizza il sistema di raffreddamento misto.

Il calore recuperato dalle operazioni di raffreddamento degli elementi mobili della griglia, può venire recuperato per esempio al fine di preriscaldare l'aria insufflata per alimentare la combustione, oppure per preriscaldare le condense in ingresso al degasatore del vapore di caldaia, permettendo così un ulteriore recupero di resa del processo termodinamico ma, contemporaneamente, anche un'ulteriore complicazione impiantistica da dover considerare in fase di valutazione economico-gestionale.

Solitamente, le griglie mobili raffreddate ad aria trovano impiego laddove il carico termico è compreso tra i 7MJ ed i 14MJ, invece il raffreddamento congiunto aria-acqua (soppiantando largamente i sistemi di raffreddamento esclusivamente ad acqua, sempre più preferiti per applicazioni industriali diverse dai rifiuti) trova impiego per potenzialità superiori, fino a 21÷22MJ, come nel caso si impieghi CDR.

Per potenzialità superiori sono necessari sistemi di refrigerazione ad alte prestazioni richiedendo l'impiego di particolari fluidi diatermici oppure la correzione della portata di combustibile.

Un altro elemento che caratterizza un forno di termovalorizzazione dei rifiuti, risulta la struttura che sovrasta il piano a griglia e che risulta costantemente irraggia-

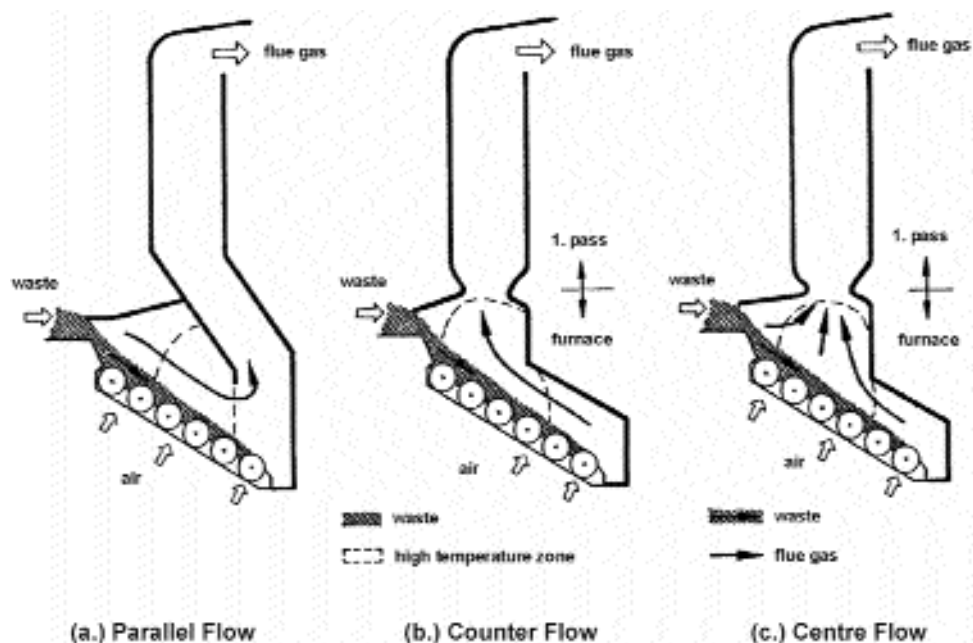


ta dal calore sprigionato dallo strato di rifiuto bruciato sulla griglia medesima. Tale struttura, facente parte integrante della camera di combustione del forno, come detto, è realizzata con materiali refrattari opportunamente rivestiti con strati isolanti per assicurare il mantenimento di temperature di esercizio all'interno del forno di circa 1000°C. Negli impianti di termovalorizzazione, la camera di combustione viene di norma provvista di un fitto fascio tubiero che permette un efficace raffreddamento delle pareti della stessa oltre al recupero dell'energia termica rilasciata dal rifiuto all'interno del focolare. All'interno di questi tubi viene fatta circolare acqua (sistema Waterwall), alimentata successivamente al bollitore della caldaia.

Al fine di consentire l'innesco della reazione di combustione della massa di rifiuto, nonché di supplire ad eventuali carenze termiche legate al basso potere calorifico del rifiuto (al di sotto delle 1000kcal/kg), la camera di combustione viene inoltre provvista di un bruciatore ausiliario alimentato ad olio combustibile oppure a gas metano con funzionamento automatico.

Alla camera di combustione segue di norma anche una camera di post-combustione, anch'essa rivestita di materiale refrattario in cui le particelle leggere di combustione ed i gas elevatisi dalla massa solida presente sulla griglia completano la reazione di ossidazione. Valori operativi tipici in questa zona dei forni a griglia sono: tenore di ossigeno libero dei fumi 6% minimo in volume, velocità media dei gas 10m/s, tempo di permanenza 2s (generalmente fino ad un massimo di 5÷6s) e temperatura dei fumi tra 850 e 1050°C.

Tra le scelte strettamente a carattere progettuale, ricade anche la scelta del tipo di movimento dei fumi all'interno della camera di combustione: si può avere, in-



fatti, un movimento in controcorrente ai rifiuti, trasversale alla griglia ed in equicorrente con i rifiuti, come illustrato in figura.

In molti casi le camere in equicorrente vengono usate per l'alimentazione con sostanze ben combustibili che richiedono scarso essiccamento, mentre le camere in controcorrente vengono impiegate quando sia richiesto un percorso dei fumi che ponga in contatto il rifiuto in alimentazione con correnti di gas caldo (rifiuti ad elevato contenuto di umidità). La scelta di uno o l'altro di questi sistemi di assetto della camera risulta correlato alle caratteristiche del combustibile impiegato ed, in generale, ciò comporta volumi elevati di camera e corrispondenti ad "intensità volumetriche" di combustione comprese tra $60.000 \div 70.000$ e $150.000 \div 200.000$ kcal/m³h.

Infine, occupa un ruolo importante anche l'aspetto della predisposizione di adeguati sistemi di insufflazione di aria comburente all'interno della camera di combustione. Questa generalmente viene estratta dalla fossa di accumulo dei rifiuti e/o dalle sezioni di pretrattamento del combustibile ed immessa in più condotti al fine di alimentare tre circuiti di aria comburente:

- il primo di questi distribuisce l'aria sotto ciascuna sezione della griglia, in modo uniforme e regolata (in funzione delle condizioni di combustione esistenti su ciascuna sezione) attraverso l'impiego di valvole a farfalla ed, in generale, consentendo l'attivazione del processo di combustione (aria primaria);
- il secondo insuffla aria all'interno della camera ed, in particolare, nella sezione intermedia ai lati della griglia, in modo tale da favorire la turbolenza dei fumi e quindi il processo di ossidazione (aria secondaria);

- il terzo, infine, immette l'aria nella parte alta della camera, per assicurare che la temperatura nel forno non raggiunga valori tali da provocare la fusione delle ceneri (aria terziaria).

Nel caso venissero introdotti nel forno combustibili a basso potere calorifico, l'aria primaria può esser preriscaldata fino a $150\div 250^{\circ}\text{C}$ ricorrendo a scambiatori di calore che impiegano i fumi caldi della combustione oppure, per evitare fenomeni di sporcamento, abrasione e corrosione, parte del vapore presente in turbina o "vivo" (dal generatore di vapore).

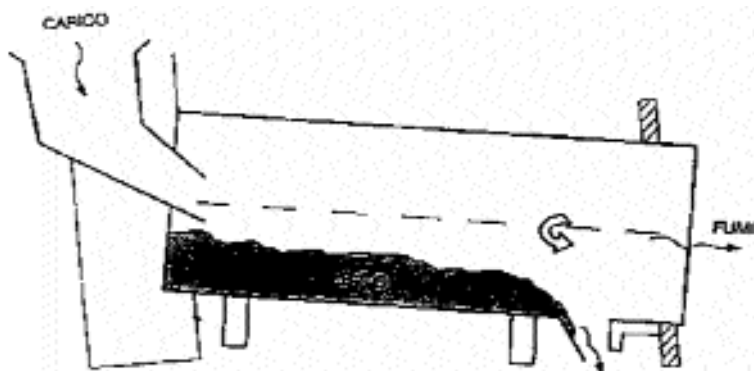
Forni a tamburo rotante

I forni rotanti appaiono concettualmente molto semplici e sono essenzialmente costituiti da un tamburo rotante dotato di un'opportuna inclinazione (in genere $1\div 3\%$) per favorire il movimento del materiale, quando alimentati con solidi.

La combustione del letto avviene direttamente a contatto con la parete del forno, mentre la carica del materiale avviene tramite opportune sezioni (testate di carico) poste in corrispondenza di un'estremità del forno (quella più in lato). Lo scarico delle scorie e dei residui avviene all'estremità opposta rispetto alla testata di carico.

I forni rotanti sono tipici forni a suola, per cui il contatto tra il combustibile formando il letto ed il comburente (aria di combustione) non è così efficace come per altri tipi di focolare (come ad esempio nei forni a griglia, dove viene insufflata aria attraverso il letto).

Tale contatto può essere incrementato mediante l'introduzione di strutture interne che intensifichino la movimentazione del letto ed il contatto combustibile-comburente (come ad esempio palettature che trascinano il materiale verso l'alto e poi lo lasciano ricadere).



In generale tuttavia, la combustione delle sostanze volatili che si generano nel processo non è completamente assicurata nel caso del forno rotante (a causa del non elevato mescolamento e dei tempi di residenza che in molti casi non appaiono del tutto sufficienti) per cui, specialmente quando questi sistemi vengono utilizzati per la combustione di rifiuti, appare necessaria l'addizione a valle del forno di strutture che permettano di raggiungere il completamento della combustione (camera di post-combustione).

I forni rotanti possono operare in equicorrente ed in controcorrente a seconda che il flusso dei gas e del letto avvenga nella stessa direzione od in direzioni opposte. Nella maggior parte dei casi, specie nel caso di utilizzo per l'incenerimento dei rifiuti, essi operano in equicorrente anche per evitare una più elevata estrazione di sostanze volatili che passerebbero allo scarico dalla parte dei gas caldi.

Il tamburo rotante può assumere diverse configurazioni a seconda delle caratteristiche costruttive del cilindro. Può essere costituito da un semplice cilindro di acciaio senza rivestimento per alcune applicazioni, può avere le pareti a tubi d'acqua per la produzione di vapore intervallati da spazi per il passaggio dell'aria, oppure come avviene nella maggior parte dei casi, può avere le pareti rivestite di materiale refrattario.

In questo caso è da tenere presente che, per ragioni costruttive, il refrattario è posto direttamente in contatto con la parete metallica, senza interposizione di isolante (infatti lo strato isolante potrebbe subire ampie dilatazioni che porterebbero al distacco del refrattario). In conseguenza di ciò la temperatura del mantello metallico esterno può raggiungere valori tra i 200 ed i 300°C, con dispersioni di calore verso l'esterno non trascurabili. Questo fatto condiziona le dimensioni minime dei forni (specie nel diametro). Per evitare dispersioni all'esterno troppo elevate, che possono superare il 10% del bilancio termico globale, è opportuno che i diametri minimi dei forni non siano inferiori ai 1,5÷2m. Per contro si possono realizzare dei forni aventi diametro del fasciame considerevoli, dell'ordine di 4÷5m.

I parametri che devono essere tenuti in considerazione per un dimensionamento di massima di questi focolari sono l'intensità volumetrica di combustione ($\text{kcal/m}^3\text{h}$) e l'intensità della combustione riferita alla sezione del forno ($\text{kcal/m}^2\text{h}$). Il primo parametro tiene conto del volume globale e quindi anche della lunghezza, che è uno dei parametri che condizionano il tempo di residenza nel forno, e quindi è legata alla natura dei rifiuti, al tempo necessario alla loro combustione, ecc... Convien osservare a questo proposito che il tempo di residenza nel tamburo è controllato oltre che dalla lunghezza anche da altri parametri, quali il diametro del forno, l'inclinazione, il numero di giri. Il secondo parametro considerato, e cioè il carico termico per unità di sezione, si può collegare alle massime sollecitazioni termiche locali. Nei forni attualmente in esercizio l'intensità volumetrica di combustione è in genere compresa tra 50.000÷100.000 e 150.000÷200.000 $\text{kcal/m}^3\text{h}$, mentre l'intensità superficiale è in genere nell'intervallo 500.000÷1.000.000 $\text{kcal/m}^2\text{h}$. Per quanto riguarda il rapporto lunghezza/dia-

metro, esso è in generale compreso nell'intervallo $2 \div 5$ (in molti casi è dell'ordine $3 \div 4$), mentre il numero di giri varia in generale tra $0,2$ ed $1 \div 1,2$ giri/min.

In relazione alle modalità operative, c'è da osservare che questi forni operano con elevato eccesso d'aria dell'ordine del $100 \div 150\%$ ed anche maggiore, al fine di sopperire alle scarse caratteristiche di mescolamento anche in fase gassosa che lo contraddistinguono.

I forni rotanti possono anche operare in modo tale da consentire la fusione delle scorie: è ovvio che a questo fine debbono essere appositamente progettati. Fenomeni di deformazione e fusione delle scorie cominciano a verificarsi attorno a temperature dell'ordine di $1100 \div 1200^\circ\text{C}$, per cui in genere un forno non specificatamente realizzato per operare con fusione delle scorie, deve essere mantenuto al di sotto di questi livelli di temperatura per evitare appunto quei fenomeni di fusione che un forno specifico non è in grado di accettare. Un forno che opera con fusione delle scorie, invece, può raggiungere temperature dell'ordine di $1400 \div 1600^\circ\text{C}$.

In conclusione si può dire che il forno rotante costituisce un sistema di termodistruzione (si noti comunque che tali forni possono inoltre essere utilizzati come pirolizzatori, ecc...) semplice ed affidabile, dotato di ampia elasticità che lo rende anche idoneo ad operare con differenti condizioni di alimentazione, che deve però essere opportunamente condotto. Nel caso specifico dei rifiuti solidi urbani può fornire prestazioni inferiori a quelle di altri sistemi appositamente progettati per tali combustibili, ma comunque l'impiego di sistemi ausiliari a valle del focolare (post-combustori, ecc...) permettono di ottenere prestazioni che sono senz'altro da ritenere globalmente soddisfacenti. Esistono forni rotanti che sono anche predisposti per operare in difetto d'aria. In tal caso si ottengono prodotti volatili (gas e vapori) derivanti da incompleta combustione e quindi parzialmente ossidati.

Questi prodotti di incompleta ossidazione costituiscono ovviamente un combustibile e vengono in generali sottoposti al completamento della combustione immediatamente a valle del forno rotante. È evidente che in questo caso ci si trova di fronte ad una sorta di processo di gassificazione condotto con aria ed a pressione atmosferica.

Questo tipo di procedura (di cui si parlerà in seguito) non è molto diffusa in Europa ma trova un'esemplificazione abbastanza ampia in altri Paesi (ad esempio gli USA).

Forni a letto fluido

Il combustore a letto fluido è essenzialmente costituito da un cilindro verticale in cui il materiale da termovalorizzare (ad esempio, il rifiuto tal quale o un CDR) viene tenuto in sospensione (fluidificato) da una corrente d'aria inviata attraverso una griglia posta alla base del cilindro stesso. In molti casi il cilindro contiene un inerte che si mescola al materiale da bruciare all'atto dell'alimentazione, in modo

da favorire i processi di scambio termico, fornire sufficiente inerzia termica al sistema, regolarizzare il processo. Un tipico materiale inerte è la sabbia.

Un parametro caratteristico del funzionamento del letto fluido è costituito dalla velocità superficiale dell'aria (velocità di fluidizzazione), ottenuta dal rapporto tra la portata volumetrica dell'aria. Tale velocità condiziona le caratteristiche di funzionamento del letto come verrà messo in evidenza nel seguito. Il combustore a letto fluido ha una notevole diffusione ad esempio nel campo petrolchimico, nella combustione del carbone, nella termodistruzione di residui di lavorazione di vario tipo, ecc... In questi ultimi anni il letto fluido è stato anche impiegato per lo smaltimento di rifiuti e specificamente di CDR, o comunque di generici RDF, anche se esistono alcune applicazioni su RU tal quale; con questa tecnologia possono essere trattati anche specifici rifiuti industriali.

È comunque da osservare che in generale i rifiuti che debbono essere inviati in questo sistema debbono subire un pretrattamento (ad esempio, che ne condizioni la pezzatura e la consistenza), prima di essere inviati nel letto. Le caratteristiche di funzionamento che possono rendere interessante l'impiego dei sistemi a letto fluido per lo smaltimento dei rifiuti e specificamente per RU ed CDR, sono essenzialmente:

- possibilità di un miglior controllo degli inquinanti in fase di combustione, sia tramite l'iniezione di additivi (per HCl, SO₂), che per mezzo di un'opportuna conduzione della combustione (il controllo delle emissioni in fase di combustione verrà comunque trattato in seguito);
- possibilità di avere unità più compatte rispetto ai forni convenzionali a ragione dei maggiori carichi specifici possibili;
- buona flessibilità rispetto al carico ottenuto tramite il controllo dell'aria di combustione, anche con ampie escursioni del carico specifico. L'elasticità rispetto al carico è anche collegata all'inerzia termica del letto di inerte;
- possibilità di operare in modo discontinuo a causa dei minori tempi di accensione e spegnimento. Anche questa caratteristica è in buona parte collegata alla presente del letto inerte;
- ridotto numero di parti meccaniche in movimento e quindi, almeno in linea di principio, minori possibilità di rotture e/o guasti;
- possibilità di operare con bassi eccessi d'aria (20÷30%), in quanto la temperatura è controllata anche mediante scambio termico (regime non adiabatico). Questo comporta un minore volume di fumi e di conseguenza impianti di bonifica di minori dimensioni ed un maggior rendimento energetico;
- elevata efficienza di combustione a causa dell'elevata turbolenza e soprattutto degli elevati tempi di residenza, dell'ordine di 5÷6 secondi ed anche più;
- basso contenuto organico nelle scorie. Se il processo è ben condotto si hanno contenuti di organico anche inferiori a 0,2÷0,3%, mentre nei forni a griglia ad esempio si ha un contenuto dell'ordine del 2÷5%.

Il funzionamento dei letti fluidi non è comunque esente da problemi, e questi sistemi richiedono una corretta gestione al fine, ad esempio, di evitare pericoli di

defluidizzazione del letto, che possono derivare dalla presenza di ceneri “basso fondenti” che portano a fenomeni di agglomerazione.

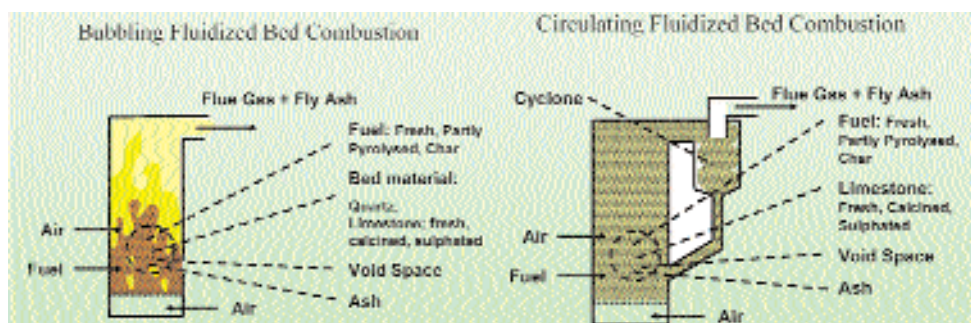
Questo fatto consiglia di usare i letti fluidi quando le caratteristiche dei combustibili in alimentazione sono note ed è anche ben conosciuto il punto di rammolimento delle ceneri (quindi specialmente nel caso del CDR, vista l’elevata omogeneità derivante dal relativo sistema di produzione). Si possono avere inoltre problemi relativi all’omogeneità di mescolamento in senso trasversale, con necessità di incrementare i punti di iniezione del combustibile e/o di aumentare la velocità di fluidizzazione.

C’è da tenere presente inoltre che le disomogeneità possono favorire quei fenomeni di agglomerazione cui prima si accennava.

L’esperienza di smaltimento dei rifiuti con letti fluidi, specie sul tal quale, non è ancora particolarmente ampia, ed appare attualmente non semplice valutare completamente la potenzialità di questo sistema, specie in relazione agli altri disponibili, almeno facendo riferimento alla situazione nazionale.

Si può ritenere comunque che i problemi di gestione e conduzione siano di essenziale importanza, e quindi da non sottovalutare ad esempio in fase di scelta, per ottenere prestazioni soddisfacenti. Si può affermare che le unità di smaltimento debbono avere potenzialità non inferiori alle 100÷150t/g cadauna, e questo sia per ragioni di tipo tecnico-costruttivo che per economicità di esercizio.

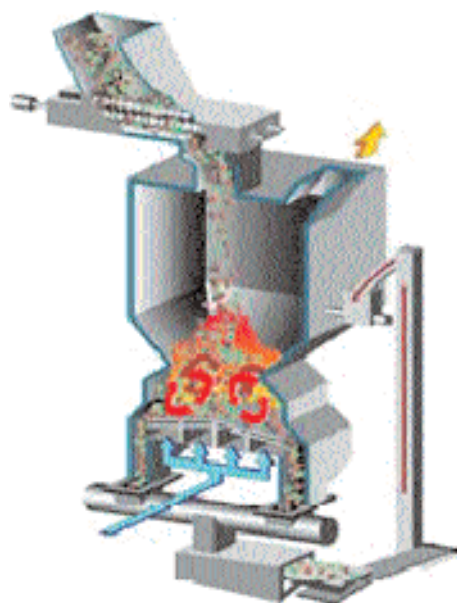
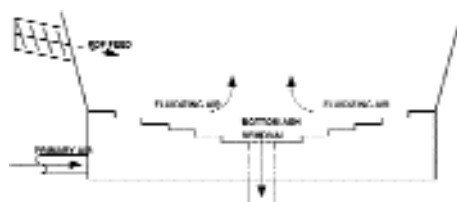
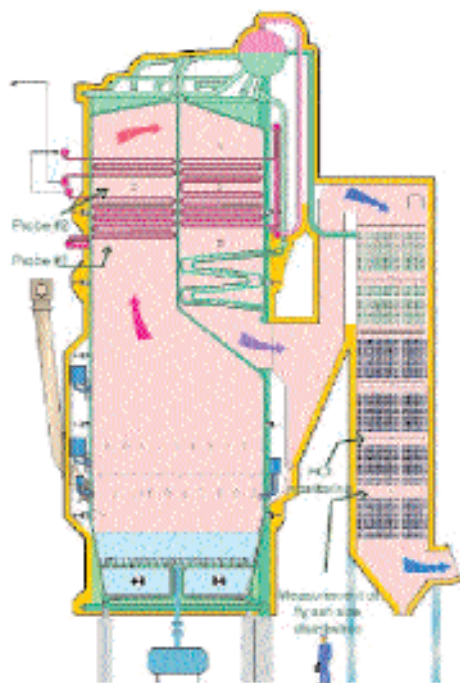
I letti fluidi possono essere realizzati per operare in condizioni molto diverse. Anche se si hanno molti esempi di applicazione di letti in pressione, nel campo dello smaltimento ci si limita per ora quasi esclusivamente a letti a pressione atmosferica. I letti in pressione si presentano comunque interessanti ad esempio come combustori di turbine a gas, abbinando direttamente la termovalorizzazione con la produzione di energia. I problemi in questo caso appaiono essere legati al trattamento dei fumi prima dell’invio in turbina. Dal punto di vista delle modalità di fluidizzazione ed in particolare della velocità di fluidizzazione che, come precedentemente accennato, influenza molti parametri di funzionamento, i letti fluidi



Schema esemplificativo di letto fluido convenzionale e a letto circolante.

si possono dividere in “convenzionali” (o a letto bollente con velocità di fluidizzazione medio bassa) ed a letto circolante (con velocità di fluidizzazione elevata).

I letti fluidi convenzionali (BFB – Bubbling Fluidized Bed) sono costituiti essenzialmente da un cilindro in cui l'aria viene insufflata dal basso ed il combustibile iniettato dall'alto o lateralmente. La velocità di fluidizzazione è dell'ordine di $1\div 3\text{ m/s}$, e induce solo un minimo trasporto di materiale particolato nella corrente.



TIF (137 Plants)



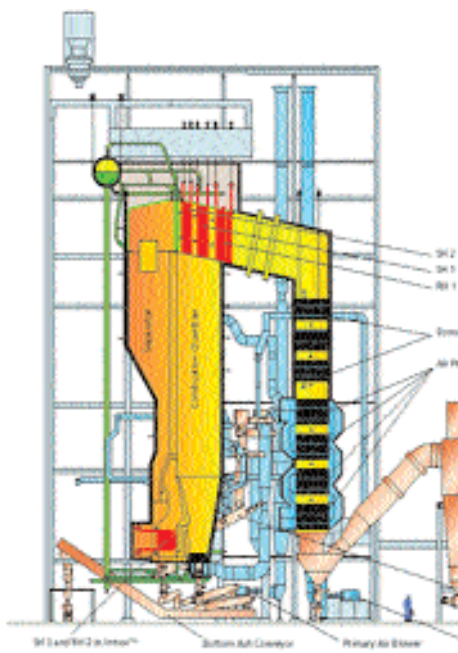
Letti fluidi bollenti: tecnologie Foster-Wheller e Rowitec-Ebara.

Nei letti fluidi circolante (CFB – Circulating Fluidized Bed) invece le velocità di fluidificazione possono raggiungere anche valori di $8\div 10\text{m/s}$ (in genere comunque superiori a $4\div 5\text{m/s}$) consentendo quindi un notevole trascinamento di particolato solido che deve essere separato dalla corrente e riavviato nel letto stesso prima dello scarico dei fumi (è quel che viene definito “ricircolo” del materiale). La separazione avviene in genere attraverso un ciclone, dalla base del quale le particelle vengono reintrodotti, con modalità diverse, nel letto principale. Con i letti circolanti si ottengono notevoli turbolenze nelle sospensioni, si riducono le disomogeneità trasversali, con possibilità di aumentare l'efficienza di alcuni processi (mescolamento, scambio termico, ecc...). e quindi di conseguenza i carichi specifici.

Vi è da aggiungere che mentre nel letto circolante la fase di separazione prevista con il ciclone permetta di riciclare anche eventuali particelle di materiale incombuste, nel caso di letto fluido bollente la presenza di queste negli effluenti risulterebbe di fastidio per le successive fasi di trattamento dei fumi, oltre che fortemente penalizzante dal punto di vista della resa complessiva del processo. Pertanto, è da comprendere la preferenza all'impiego in tali casi di combustibili con un buon grado di consistenza come il CDR pelletizzato anziché in forma di “fluff” (materiale sciolto) oppure di bricchette per via del basso grado di compressione; ciò permetterebbe oltretutto di assistere, a forno acceso, a fenomeni di sollevamento del letto e la sua conseguente risalita verso la sommità del cilindro combustore da cui effetti spiacevoli relativamente allo svilupparsi di fenomeni di abrasione termica e

corrosione, a causa della quasi sempre assenza in questa zona di un'adeguata schermatura. Il danno che ne conseguirebbe non è solo da derivante dalla maggiore manutenzione necessaria, ma anche in termini di resa energetica poiché, al fine di limitare l'insorgenza dei succitati fenomeni corrosivi, si sarebbe costretti a ridurre la temperatura del letto (e quindi la portata del combustibile) con la conseguente riduzione della quantità di vapore generato nonché della quantità di energia elettrica producibile.

Conviene esplicitamente osservare che per gli impianti a letto fluido la normativa vigente in Italia non prevede l'installazione della camera di post-combustione anche se la temperatura del letto raggiunge al massimo valori dell'ordine di $850\div 900^\circ\text{C}$



(per evitare processi di fusione delle ceneri determinati da temperature troppo elevate) contro un minimo stabilito per legge di 850°C.

Questo può consentire una notevole semplificazione impiantistica, anche se è da rilevare che le specifiche autorizzazioni all'esercizio possono prevedere l'obbligo di installazione della camera di combustione operante a 950°C.

Tale fatto comporta notevoli complicazioni in quanto porta alla necessità di elevare la temperatura dei forni di circa 100°C, con l'impiego di combustibile addizionale.

Attualmente, il mercato offre una disponibilità abbastanza ampia di sistemi a letto fluido, permettendo quindi di procedere all'ottimizzazione della scelta.

Livello di diffusione delle tecnologie in Italia

L'Italia rispetto agli altri paesi europei presenta una situazione drasticamente arretrata per l'esiguo numero di impianti presenti. Tra questi, pochi funzionano secondo gli attuali standard costruttivi poiché sono stati costruiti da almeno 20 anni; negli ultimi anni sono stati messi in marcia alcuni impianti di media e grande taglia che operano tutti con recupero energetico (obbligatorio dal 1 gennaio 1999 per i nuovi impianti).

Il quadro impiantistico nel periodo 2000-2006, presentato nella tabella seguente, non ha subito variazioni significative nel corso degli anni sia in relazione al numero degli impianti che alla loro localizzazione; gli impianti operativi sono passati da 43 nel 2000 a 50 nel 2005-2006, con la previsione di giungere a 59 probabilmente entro i prossimi 3-4 anni.

Dei 50 impianti operativi, 30 sono localizzati al Nord, 13 nella sola regione Lombardia, 13 sono gli impianti operativi nel Centro, di cui 8 in Toscana e 3 nel Lazio, mentre 7 sono gli impianti localizzati nel Sud. Riportiamo di seguito alcune tabelle estratte dal rapporto rifiuti redatto da APAT ed ONR del 2006 (7) riguardanti più nel dettaglio la situazione degli impianti presenti nel nostro paese, compresi gli impianti in fase di costruzione o di progettazione.

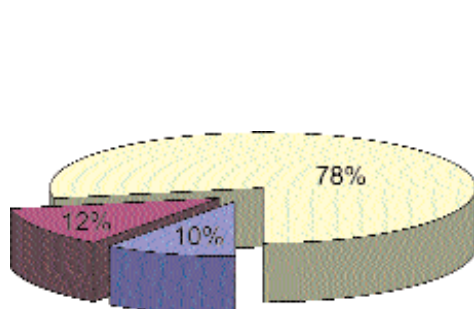
		Nr. impianti operativi (2006)	Nr. linee di trattamento	Potenzialità media giornaliera
griglia raffreddata ad aria MGAir		23	60	6.475
griglia raffreddata ad acqua (sia con raffreddamento misto aria/acqua o con preriscaldamento per riscaldamento ad acqua) MGAir/Wc		9	11	3.821
letto fluido bollente FBB		7	10	7.759
letto fluido circolante FLB		2	3	447
incubatore rotante RK		1	2	120
impianti con tecnologia mista MGAir/RK	MGAir	3	4	617
	RK		2	291
Totale		50	92	15.477

Fonte: APAT

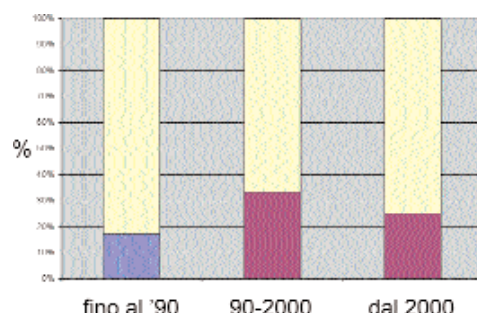
Regione	n. impianti operanti	Tecnologie	n. linee	Potenzialità complessiva (t/g)	Potenzialità complessiva (t/a)	RU	Sottolati	Altri Speciali	CDR	Totale RIFI trattati	Ricarico Energetico (MWh)	Ricarico Energetico (MWh)
Piemonte	2	2 MGAc	3	340	113.500	100.125	2.632	-	-	102.777	32.868	-
Lombardia	15	7 MGAc + 5 MGWe + 2 FBS + 1 FCB	75	8.085	2.331.550	1.837.908	17.815	367.685	101.769	7.084.277	3.947.376	667.477
Trentino-Alto Adige	1	1 MGAc	2	100	30.800	26.804	0	1.778	0	28.087	23.564	28.257
Veneto	4	3 MGAc + 1 FBS	8	2.065	330.100	347.364	5.234	13.329	38.141	208.698	81.951	2.614
Friuli Venezia Giulia	1	1 MGAc Wc	3	338	179.200	137.918	1.216	14.928	6.065	158.127	92.352	-
Umbria-Romagna	9	7 MGAc + 1 MGWe + 1 FBS	17	2.184	821.800	948.446	10.080	65.705	46.154	718.385	104.791	72.531
Totale Nord Italia	30	20 MGAc + 5 MGWe + 4 FBS + 1 FCB	58	12.728	3.865.810	2.873.570	31.597	487.125	188.129	3.388.821	2.087.652	785.919
Toscana	5	5 MGAc + 1 MGWe + 1 FCB + 1 RK	13	691	283.300	345.748	4.506	8.368	59.305	308.618	105.536	-
Liguria	1	1 MGAc	2	100	37.000	23.856	563	75	-	24.789	4.414	-
Marche	1	1 MGAc	1	43	14.400	19.207	-	-	-	19.207	5.845	-
Lazio	5	5 MGWe	5	788	362.000	-	-	-	228.310	334.510	711.852	-
Totale Centro Italia	13	7 MGAc + 4 MGWe + 1 FCB + 1 RK	39	2.002	997.000	238.561	4.869	8.442	297.675	958.547	332.857	-
Puglia	2	1 MGAc + 1 FBS	3	465	117.800	83.800	-	-	23.563	113.063	25.801	-
Basilicata	1	1 MGAc RK	2	276	92.000	28.677	2.231	25.309	11	56.228	18.555	-
Calabria	1	1 FBS	2	167	104.000	-	-	-	53.000	53.000	51.045	-
Sardegna	1	1 MGAc	2	98	31.000	20.341	-	-	-	20.341	-	-
Sardegna	2	1 MGAc RK + 1 FBS	6	779	255.200	388.098	1.037	12.179	88	260.362	49.938	-
Totale Sud Italia	7	2 MGAc + 1 FBS + 1 MGAc RK	15	1.876	819.800	388.626	3.268	37.488	125.612	486.994	186.179	-
Totale Italia	50	29 MGAc + 9 MGWe + 7 FBS + 2 FCB + 2 MGAc RK + 1 RK	92	15.477	5.081.810	3.212.757	39.756	53.685	611.416	4.377.962	2.626.836	785.919

Fonte: ARPA

Analizzando i dati in tabella possiamo riassumere le caratteristiche della distribuzione delle varie tecnologie utilizzate nei vari impianti italiani valutando anche l'evoluzione di questo aspetto negli anni.



Tecnologie impiantistiche installate in Italia.
Giallo = griglia; rosso = letto fluido; blu = rotante.



Installazione degli impianti di incenerimento in Italia.
Giallo = griglia; rosso = letto fluido; blu = rotante.

Attuali tendenze tecnologiche e di ricerca

L'incenerimento dei rifiuti ha ormai da circa 15 anni assunto la connotazione di recupero energetico. Negli ultimi anni si stanno mettendo a punto miglioramenti tecnologici atti ad aumentare i rendimenti globali, di combustione e di cogenerazione.

Alla luce di questa ricerca volta al maggior recupero energetico possibile, sono state importate tecnologie da altri settori industriali e ne sono state sviluppate di nuove cercando in ogni caso di ottimizzare il processo di termovalorizzazione.

Di seguito viene riportata una lista di quelli che sono stati i miglioramenti tecnologici avvenuti fino ad oggi.

I primordi:

- Forni rotativi o camere statiche adattati da precedenti utilizzazioni come camere di combustione per cementifici o per altri combustibili come carbone o legna; l'incenerimento era fine a se stesso, inteso solamente per distruggere i rifiuti.
- Fornaci a gradoni statici inclinati per evacuare gli elevati carichi di inerti presenti nei RU tal quali.
- Inserimento del recupero energetico in pochi ed isolati casi, principalmente calore per produzione di vapore.
- Introduzione di griglie forate per permettere all'aria di attraversare il letto di rifiuti ed aumentare così le rese di combustione.

Da 20 anni fa al 2000:

- Recupero di calore, dopo la post-combustione, con cicli combinati cogenerativi per produzione di calore e lavoro.
- Introduzione di griglie mobili, orizzontali o inclinate, per mescolare muovere il rifiuto ed insieme all'aria proveniente dal basso ottimizzare la combustione.
- Introduzione della tecnologia a letto fluido che permette di controllare la temperatura e la formazione degli inquinanti già in camera di combustione, abbando il tutto ad un efficiente recupero energetico.

Oggi:

- Introduzione di camere di combustione membranate, per recuperare parte del calore già in camera di combustione per irraggiamento, riducendo così la temperatura globale di combustione e di uscita fumi.
- Griglie raffreddate ad acqua per proteggere gli elementi della griglia da eventuali scoperture e conseguenti deterioramenti, e per utilizzare il calore estratto per preriscaldare l'aria in ingresso.
- Introduzione di metodi di simulazione CFD per l'ottimizzazione dei componenti del sistema e per l'applicazione di tecniche di riduzione della formazione di inquinanti. In questo filone si inseriscono gli aspetti più innovativi della ri-

cerca, sia fondamentale [si veda (1)], che applicativa (ad esempio si veda il sito del SUWIC, <http://www.suwic.group.shef.ac.uk/>)

Di pari passo con l'avanzamento tecnologico sopra descritto, e più precisamente con le tecnologie volte a ridurre la temperatura in camera di combustione (membranatura, griglie raffreddate a liquido, ottimizzazione termofluidodinamica per evitare picchi di temperatura) si è avuta una progressiva riduzione degli eccessi d'aria utilizzati come volano termico e per rispettare i limiti emissivi, è ciò ha implicato un aumento della frazione di calore recuperato.

L'aumento dell'efficienza di combustione ed il sempre maggiore utilizzo di CDR ha inoltre comportato una quantità di calore da prelevare via via sempre maggiore; inoltre, la migliore conoscenza dei fenomeni interni al forno, la omogeneità di composizione degli attuali CDR, la capacità di controllare il processo di combustione ha portato al progressivo aumento della taglia degli inceneritori e quindi ad un aumento dei rendimenti energetici complessivi che risentono fortemente di un fattore di scala.

I miglioramenti tecnologici anche sul versante del ciclo vapore hanno aumentato ulteriormente i rendimenti energetici; dalle condizioni del vapore prodotto convenzionalmente di circa 40bar e 400°C, negli ultimi anni sono noti esempi di applicazione per grandi impianti, (Wichita Falls USA ed Amsterdam), che hanno intervalli di valori di pressione di 60-80bar e di temperatura di 450-480°C con rendimenti che arrivano anche al 30-32%.

Bibliografia

1. Faravelli T. & Ranzi E., Aspetti fondamentali dei processi di termovalorizzazione dei rifiuti urbani, in Recupero di energia e materia da rifiuti solidi: i processi, le tecnologie, le esperienze, le norme, curato da U. Arena, U. Leone e M.L. Mastellone, Corso di aggiornamento, Belvedere di S. Leucio, 4-6 giugno 2007
2. Giugliano M., Grosso M., Rigamonti L., Bilanci ambientali del trattamento termico dei rifiuti con tecniche di analisi del ciclo di vita, Corso di Aggiornamento: *I percorsi di recupero energetico a valle della raccolta differenziata*, Piacenza, 31 gennaio-3 febbraio 2005
3. Consonni S., Problematica del recupero di energia dai rifiuti, Corso di Aggiornamento: *I percorsi di recupero energetico a valle della raccolta differenziata*, Piacenza, 31 gennaio-3 febbraio 2005
4. Göerner K., *Waste Incineration European State of the Art and New Developments*, IFRF Combustion Journal Article Number 200303, July 2003, ISSN 1562-479X
5. Ghezzi U., Forni a griglia, Corso di Aggiornamento: *I percorsi di recupero energetico a valle della raccolta differenziata*, Piacenza, 31 gennaio-3 febbraio 2005
6. Hupa M., Fluidised bed combustion, Corso di Aggiornamento: *I percorsi di recupero energetico a valle della raccolta differenziata*, Piacenza, 31 gennaio-3 febbraio 2005
7. APAT- ONR: Rapporto Rifiuti 2006, Dicembre 2006

Siti web

<http://www.suwic.group.shef.ac.uk/>

<http://www.martingmbh.de/>

<http://www.segherskeppel.com>

<http://www.energyproducts.com/>

<http://www.fwc.com>

<http://www.ebara.co.jp/>

<http://www.vonrollinova.ch/site/english/technologie/index.html>

Tecnologie di digestione anaerobica per il recupero di energia dalla frazione umida dei rifiuti urbani

Franco Cecchi

Con la raccolta differenziata dei rifiuti solidi urbani, la frazione organica putrescibile (FOP) che ne deriva, acquisisce delle caratteristiche che risultano non essere più idonee a trattamenti come incenerimento o compostaggio, a causa dell'elevato contenuto di acqua (80-90%) che questa tipologia di rifiuto presenta. Tale caratteristica permette invece di considerare questo tipo di substrato per un processo di digestione anaerobica da solo o come parte integrante del processo di depurazione delle acque reflue civili. Quest'ultimo approccio si innesta in modo ottimale nel panorama attuale, specie a fronte della necessità di migliorare l'utilizzo dei circa 36.000 digestori anaerobici presenti nell'Unione Europea. L'impiego di matrici organiche unite ai fanghi come substrato risulta essere economicamente molto interessante, infatti l'uso più spinto del parco digestori disponibile porterebbe ad un recupero giornaliero di 112.000 MWh di energia elettrica e 180.000 MWh di energia termica, rispondendo così alla sempre più diffusa richiesta di recupero energetico da risorse rinnovabili. La matrice organica più comunemente associata a questo processo è la frazione organica putrescibile (FOP) sia ottenuta da raccolta alla fonte (FOP RF) che da raccolta differenziata (FOP RS). La FOP proveniente da selezione meccanica (FOP SM), sebbene utilizzata in passato in diverse applicazioni come substrato per i processi di digestione anaerobica, ha dimostrato che i benefici sono spesso inferiori ai costi, in termini di problemi nella fase di movimentazione del materiale ed in parte anche di processo. La Tabella 1 riporta le caratteristiche di FOP provenienti da diversi tipi di raccolta, da cui si evince che la selezione meccanica trascina assieme all'organico notevoli quantità di inerti (bassa percentuale della frazione organica, espressa qui come percentuale di solidi volatili, TVS, sui solidi totali, TS).

I processi anaerobici controllati per la produzione di biogas, e quindi energia, da rifiuti organici, possono essere suddivisi secondo i seguenti criteri (Cecchi et al., 2005):

Tab. 1. Caratteristiche medie delle FOP provenienti da diversi tipi di raccolta (CITEC, 2007).

Substrato	TS, g/kg	TVS, %TS	N, %TS	P, %TS
FOP SM	500-700	40-50	1.5-3	0.05-0.2
FOP RS	170-250	70-90	2-3	0.5-1.5
FOP RF	70-150	80-90	1.5-3	1-3

- regime termico:
 - Psicrofilia (20°C) (poco utilizzato industrialmente)
 - Mesofilia (35-37°C)
 - Termofilia (55°C)
 - Estrema termofilia (65-70°C non impiegata industrialmente)
- contenuto di solidi nel reattore
 - Processo umido (5-8% solidi totali)
 - Processo semi-secco (solidi totali 8-20%)
 - Processo secco (solidi totali > 20%)
- fasi biologiche
 - Unica: l'intera catena di processi biochimici è mantenuta in un singolo reattore
 - Separate: le fasi idrolitica e fermentativa (acidogenica) sono separate da quella metanogenica
- modalità operativa
 - Reattore (o reattori) continuo miscelato
 - Reattore batch (o discontinuo)

La scelta dell'uno o dell'altro dei processi possibili e delle diverse configurazioni impiantistiche dipende essenzialmente dalle caratteristiche del substrato da trattare.

La Tabella 2 illustra le rese attese in termini di biogas prodotto per kg di sostanza volatile alimentata al reattore per differenti processi e diverse tipologie di rifiuto trattato (CITEC, 2007)

Dai dati riportati si evidenzia come i rifiuti da raccolta separata e alla fonte diano le migliori rese in termini di biogas prodotto. Ciò, unito alla complessità delle linee di selezione per il materiale indifferenziato ed alle relative potenze installate, rendono di fatto anti-economica l'alternativa di trattamento della frazione selezionata meccanicamente.

Anche nel caso dei substrati da raccolta differenziata l'approccio in fase di pre-trattamento può essere sostanzialmente diverso; si può infatti optare per un'azione meccanica minima sul rifiuto, seguendo la logica di preservare al massimo le caratteristiche della matrice in fase di selezione, evitando quindi la miscelazione intima con la parte putrescibile, delle frazioni non desiderabili (inerti), oppure ridurre questi ultimi in parti piccolissime (sabbie). L'adozione del primo principio,

Tab. 2. Rendimento in biogas, rese espresse in termini di m³/kg TVS alimentati per FOP da raccolta meccanica (FOP SM), separata (FOP RS) e alla fonte (FOP RF) (CITEC, 2007).

Substrato	Mesofilia processo umido	Termofilia processo umido	Mesofilia processo semi-secco	Termofilia processo semi-secco	Mesofilia processo secco	Termofilia processo secco
SM-FORSU	0.17-0.23	-	0.23-0.30	0.30-0.41	0.35-0.45	0.35-0.45
RS-FORSU	-	-	0.40-0.50	-	0.40-0.50	0.40-0.50
RF-FORSU	0.65-0.85	-	-	0.60-0.85	0.50-0.70	0.50-0.70

da una parte porta ad un grado di separazione migliore, dall'altro consente notevoli risparmi in termini di potenza installata e quindi di energia spesa.

Analizzando vantaggi e svantaggi dal punto di vista tecnologico, biologico ed economico/ambientale dei processi ad umido rispetto a quelli di tipo dry si può evidenziare quanto elencato in Tabella 3. Sostanzialmente, per un verso o per l'altro i processi wet o dry sono, di volta in volta, da preferirsi in relazione alle caratteristiche del rifiuto da trattare.

In relazione alle caratteristiche qui riportate si evidenzia come il trattamento di queste matrici in impianti di depurazione per le acque reflue sia da preferire anche in relazione alla capacità di gestire i flussi di azoto derivanti dal processo di digestione anaerobica che determina il passaggio dell'azoto organico ad azoto ammoniacale solubile. Impianti dotati di processo di nitrificazione e denitrificazione garantirebbero la possibilità di eliminare questo nutriente dal ciclo delle acque. Inoltre l'integrazione dei cicli di trattamento delle acque reflue e della frazione organica dei rifiuti solidi urbani è una valida risposta all'implementazione di tecnologie ad alto rendimento nel campo della depurazione delle acque reflue in quanto permette di utilizzare il COD proveniente dalla fermentazione del rifiuto organico quale fonte integrativa di carbonio (Pavan et al., 2000; Bolzonella et al., 2000; Llabres et al., 1999; Bolzonella et al. 2005).

Nel caso poi non sia necessario intervenire sul rapporto C/N, il sistema si sposta sull'impiego totale del substrato in codigestione, aumentando ulteriormente le rese energetiche (Battistoni et al., 2002).

Facendo riferimento ai concetti ora espressi, viene illustrato e discusso un esempio concreto di applicazione in piena scala: il sistema Treviso, dove viene operato il processo di co-digestione anaerobica di fanghi secondari con la frazione organica dei rifiuti solidi urbani da raccolta differenziata.

L'impianto di depurazione di Treviso

L'impianto di depurazione di Treviso è l'esempio di processo integrato di trattamento di acque reflue e della frazione organica dei rifiuti solidi urbani (Pavan et

Tab. 3. Vantaggi e svantaggi dei processi wet e semi-dry rispetto ai dry.

Criterio		Vantaggi	Svantaggi
Tecnologico	Wet e semi-dry	Si ha buona conoscenza ed esperienza nel campo del processo. Consentono l'applicazione del processo di co-digestione con rifiuti liquidi ad alto contenuto in sostanza organica.	Si può assistere a corto-circuitazione idraulica e a separazione delle fasi nel reattore oltre all'abrasione delle parti meccaniche dovuta alla presenza di sabbie e inerti. I pre-trattamenti di preparazione del rifiuto sono complessi e causano la perdita di sostanza organica. Rifiuti con basso tenore in sostanza solida (< 20%TS) non possono essere trattati da soli per problemi di sedimentazione.
	Dry	Nessun bisogno di miscelatori interni al reattore. Robustezza e resistenza ad inerti pesanti e plastiche. Nessuna corto circuitazione idraulica.	
Biologico	Wet e semi-dry	Si ha diluizione dei picchi di concentrazione di substrato e/o sostanze tossiche influenti il reattore.	Forte sensibilità ad eventuali shock per la presenza di sostanze inibitorie e carichi organici variabili. Minima possibilità di diluire sostanze inibitorie e carichi organici eccessivi con acqua fresca.
	Dry	Bassa perdita di sostanza organica biodegradabile nei pre-trattamenti; elevati OLR applicabili; resistenza a picchi di concentrazione di substrato o sostanze tossiche.	
Economico ed ambientale	Wet e semi-dry	Spese ridotte per i sistemi di pompaggio e miscelazione, ampiamente diffusi sul mercato.	Elevati costi di investimento a causa delle filiere di operazioni unitarie per i pre-trattamenti e per i volumi dei reattori; elevate quantità di acque di processo dopo disidratazione. Elevati costi di investimento a causa degli equipaggiamenti utilizzati per il trattamento e per le potenze impegnate.
	Dry	Ridotti volumi dei reattori. Ridotto utilizzo di acqua. Bilanci termici favorevoli.	

al., 2000; Bolzonella et al., 2006a); nasce infatti da una lontana esperienza degli autori, prima ancora che pressioni normative vantaggiose moltiplicassero gli “esperti” (Cecchi et al., 1986, 1988, 1991, 1994; Pavan et al., 1998; Bolzonella et al., 2000). Esso è stato nel tempo implementato nel rispetto della direttiva CEE 91/271 e quindi, con riferimento alla normativa attuale, del decreto legislativo n. 152/2006.

I principali processi applicati in questo impianto sono:

- trattamento anaerobico della FOP e codigestione con produzione di energia elettrica e calore;
- rimozione biologica dei nutrienti dalle acque reflue civili (BNR);
- abbattimento del fosforo dai surnatanti anaerobici di ricircolo: cristallizzazione controllata di struvite/idrossiapatite (SCP).

L'impianto è costituito da una linea acque da 50.000 AE in grado di rimuovere carbonio, azoto e fosforo per via biologica (BNR) con la possibilità di estendere la potenzialità fino a 70.000 AE, e da una linea fanghi che utilizza la digestione anaerobica come processo di stabilizzazione.

La linea acque prevede il convogliamento del liquame dopo grigliatura, nel dissabbiatore, ricavato dal sedimentatore primario preesistente, e poi direttamente al trattamento biologico. Quest'ultimo è composto da una zona pre-anossica, in cui viene convogliato il solo fango di ricircolo, ottenendo l'abbattimento dei nitrati contenuti in questo flusso e dalle zone anaerobiche e anossiche del processo. Nella zona anossica avviene la fase di denitrificazione dove l'azoto presente sotto forma di nitrati viene convertito in azoto gassoso in assenza di ossigeno. È in questa zona che avviene l'eventuale immissione di substrati organici provenienti dall'area di trattamento dei rifiuti solidi urbani, utilizzati come sostegno dei processi di rimozione biologica dei nutrienti (BNR).

L'ultima fase del processo è l'ossidazione/nitrificazione dove l'ammoniaca presente è convertita a nitrati.

La Figura 1 illustra lo schema dell'impianto.

Dopo il processo biologico il mixed liquor è trasferito al sedimentatore secondario e l'acqua depurata a disinfezione con biossido di cloro.

I fanghi di supero sono sottoposti a digestione anaerobica previo ispessimento e miscelazione con la frazione organica dei rifiuti solidi urbani. Il fango digerito

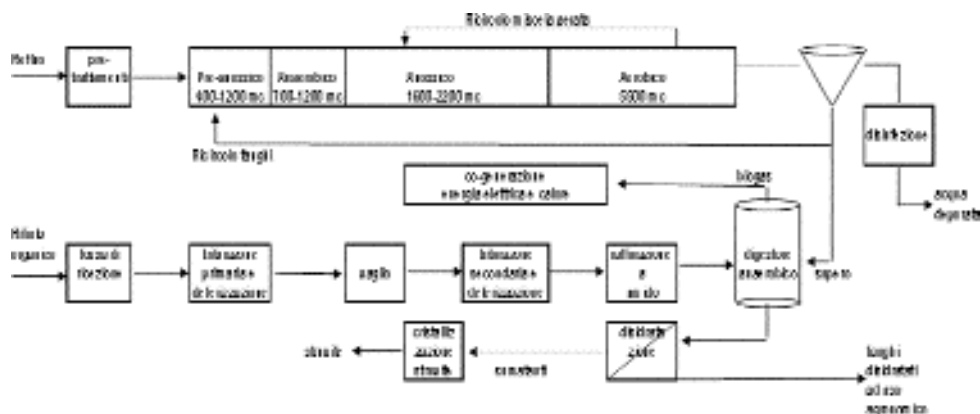


Fig. 1. Schema logico dell'impianto di depurazione di Treviso.

viene addizionato di polielettrolita ed inviato alla sezione di disidratazione meccanica. Il surnatante concentrato proveniente dalla disidratazione è trattato per recuperare il fosforo e parte dell'azoto tramite cristallizzazione in reattori a letto fluido.

Venendo alla codigestione di FOP e fanghi, come accennato in precedenza, la prerogativa principale del "sistema Treviso" è quella di ottenere un blando impegno di energia per la separazione degli elementi indesiderati dalla FOP; essa viene infatti selezionata meccanicamente utilizzando una linea a basso consumo energetico (Ingegneria Ambiente, 2004, Brev.n.RN2004A000038) prima di essere miscelato con i fanghi (tutta la linea impegna meno di 100 kW per una potenzialità di 10-20 t/d). La linea di selezione, inserita all'interno dell'area di trattamento della FOP, prevede una blanda triturazione con un rompisacchi studiato al caso ed una deferrizzazione primaria; in seguito il rifiuto viene trattato con un vaglio a tamburo rotante che lo ripulisce dai materiali più grossolani.

Il rifiuto è quindi nuovamente deferrizzato e triturato con un secondo specifico tritratore. La frazione organica che ne deriva è inviata in un miscelatore dove avviene la diluizione con i fanghi, la rimozione sia dei materiali flottanti che dei fondami, ed una ulteriore triturazione completando così il ciclo. La melma è quindi alimentata al digestore (volume utile pari a 2000 m³) operante in regime mesofilo.

Dal rifiuto iniziale si ha una rimozione del 99% del materiale ferroso e del 90% del resto di materiale inorganico, ottenendo un substrato avente circa il 90% di frazione volatile.

In Tabella 4 sono riportati alcuni dati di esercizio relativi al digestore anaerobico, che testimoniano i benefici ottenuti trattando fino a 10 t/d di FOP.

Dal punto di vista energetico ciò consente, allo stato attuale, di ottenere una produzione di energia elettrica fino a 2400 kWh al giorno e 3300 kWh termici al giorno.

Benefici ulteriori in termini di produzione di biogas e capacità di smaltimento sono attesi per il 2007, in quanto la quantità di rifiuti smaltiti giornalmente verrà portata dalle attuali 10 alle 20 t/d, che rappresentano la potenzialità dell'intera cit-

Tab. 4. Prestazioni del processo.

Parametro	Senza FOP	Con FOP
Biogas, m ³ /mese	4.500	20.000
GPR, m ³ /m ³ d	0,07	0,32
SGP, m ³ /kgTVS _{alimentati}	0,17	0,39
CH ₄ , %	65	63
pH	7,2	7,1
NH ₃ , g/l	0,5	0,6
Alcalinità, mgCaCO ₃ /l	27	27

tà. Inoltre, il regime termico verrà portato dalla mesofilia alla termofilia. Complessivamente (con l'attuazione di tali approcci), la produzione attesa è dell'ordine dei 50.000 m³/mese, con un aumento complessivo pari a 2,5 volte rispetto all'attuale e di altre 10 volte rispetto ai soli fanghi secondari.

Considerazioni economiche

L'impianto di Treviso

I dati provenienti dalla contabilità industriale dell'esercizio di circa 1 anno, sono riportati in Figura 2. Il frazionamento dei costi è relativo all'intero impianto ed al trattamento della FOP. Come si può vedere il pre-trattamento della FOP rappresenta solamente il 14% dei costi totali sostenuti (Figura 2A).

Per quanto riguarda l'area FOP (Figura 2B), la ripartizione dei costi indica che le voci più consistenti sono legate allo smaltimento degli scarti (grigliato) e dei fanghi prodotti, ed alla gestione del personale. L'energia impiegata nella linea di selezione corrisponde solo al 6% del totale. La stima dell'andamento dei costi rispetto alla quantità settimanale di rifiuto trattato è riportata in Figura 3.

Se si considera di applicare la portata massima trattabile all'impianto di 20 t/d, e dati i valori di rendimento elettrico e termico del gruppo di cogenerazione (35 e 52% rispettivamente), si possono ottenere 4750 kWh/d di energia elettrica e 7500 kWh/d di energia termica. Ciò significa in termini di vendita di energia elettrica circa 55 €/t_{FOP} al netto del bilancio costi-ricavi.

Confronto tra costi e rendimenti

Al fine di avere un quadro più completo, è stato svolto un confronto economico tra diversi impianti industriali che trattano la frazione organica dei rifiuti solidi

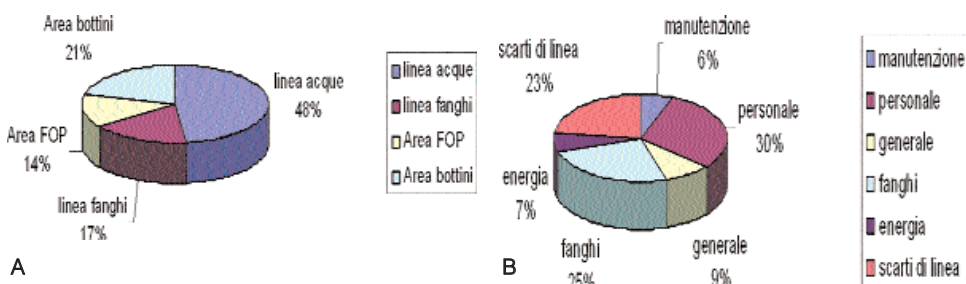


Fig. 2. A. Costi di gestione dell'impianto. B. Frazionamento dei costi per l'area trattamento FOP.

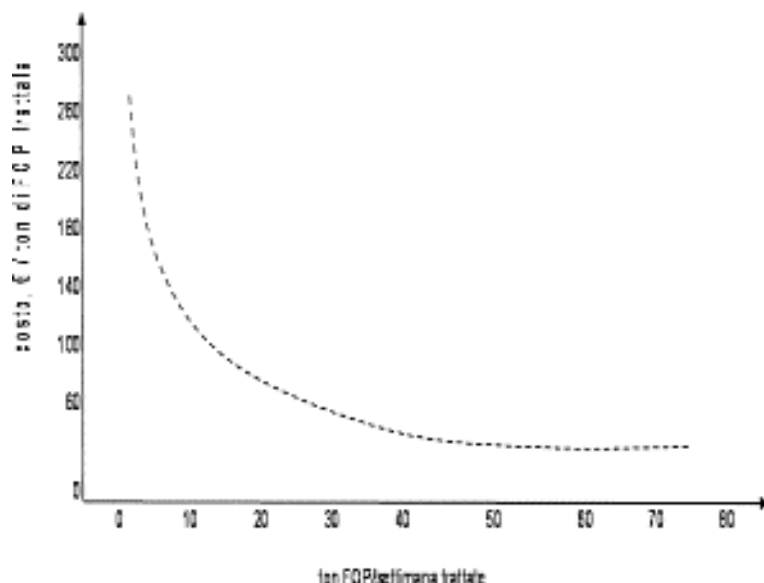


Fig. 3. Costo specifico per il trattamento della FOP.

urbani ottenuta da diversi sistemi di raccolta (Figura 4), considerando l'indice energetico, come espresso dalla seguente relazione

$$\text{Indice energetico} = \frac{\text{Energia prodotta (kWh}_{\text{prodotti}})}{\text{Energia utilizzata (kWh}_{\text{consumati}})}$$

Esso rappresenta il rapporto tra l'energia elettrica prodotta dall'uso del biogas prodotto in impianto (che è ovviamente funzione del tipo di rifiuto) e l'energia elettrica consumata per tonnellata di rifiuto organico trattato. Quest'ultimo parametro è chiaramente correlato direttamente alle caratteristiche del sistema adottato. Si sono presi in considerazione i dati di impianti ove venivano trattati rifiuti da selezione meccanica (FOP SM), rifiuti da raccolta separata (FOP RS) e rifiuti da raccolta alla fonte (FOP RF).

I valori dell'Indice sono poi stati suddivisi tenendo presente da un lato la tipologia di rifiuto trattato e dall'altro l'input energetico che caratterizza la linea di selezione.

Il range più basso (I.E.=1,4-2,0 kWh_{prodotto}/kWh_{consumato}) corrisponde ad impianti che trattano il rifiuto proveniente da raccolta indifferenziata: il valore più basso dipende dal fatto di utilizzare linee di selezione a maggior input energetico. Questo materiale, infatti, necessita di pre-trattamenti complessi al fine di ottenere una buona riduzione della presenza di materiali inerti indesiderati nel successivo processo di digestione anaerobica. I risultati migliorano nel trattamento di FORSU

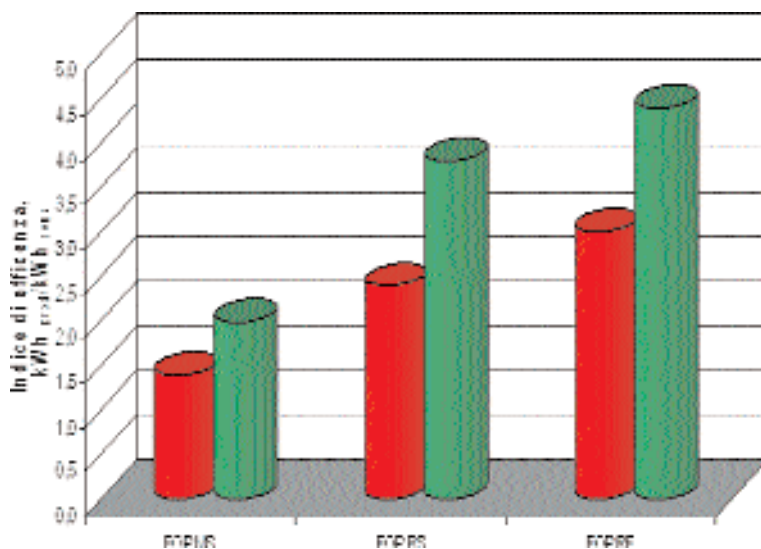


Fig. 4. Indice energetico calcolato per alcuni impianti di depurazione che trattano diverse tipologie di substrato.

da raccolta separata (RS, I.E.=2,4-3,8) fino a raggiungere un I.E.= 4,4 da raccolta alla fonte (RF) con sistemi a basso input energetico. L'impianto di Treviso si colloca tra queste due categorie con $3,8 \text{ kWh}_{\text{prodotto}}/\text{kWh}_{\text{consumato}}$.

Conclusioni

La digestione anaerobica è un processo industriale maturo ampiamente adottato nell'ambito della gestione dei servizi.

Inoltre è auspicabile l'integrazione del trattamento della frazione organica putrescibile in un impianto di depurazione di acque reflue è da considerarsi un approccio sostenibile in quanto:

- è reale la possibilità di implementare il processo di codigestione anaerobica senza significativi cambiamenti delle opere grazie alla disponibilità di digestori non pienamente sfruttati;
- si ottiene una migliore efficienza di rimozione dei nutrienti grazie alla presenza di substrati carboniosi rapidamente disponibili provenienti dal trattamento della frazione organica;
- è possibile creare all'interno dell'impianto, senza eccessive necessità di spazi, un'area per il conferimento ed il trattamento a basso consumo del rifiuto organico proveniente da raccolta differenziata;

- il trattamento della FOP in impianto di depurazione consente di individuare il miglior destino finale per questa tipologia di rifiuto e di gestire al meglio il problema della gestione dei flussi di azoto derivanti dal processo di co-digestione anaerobica;
- il passaggio dalla digestione di soli fanghi secondari al regime di codigestione ha portato nel caso di Treviso all'aumento della produzione di biogas da 4.500 a 20.000 m³ al giorno, consentendo, grazie alla linea di selezione a basso consumo, di raggiungere costi di smaltimento inferiori ai 50 €/ton;
- attraverso la vendita di energia elettrica con accesso ai certificati verdi è possibile ottenere un saldo al netto delle spese di 50 € per tonnellata di rifiuto organico trattato.

Bibliografia

- Battistoni P. & Chemitec., Metodo e dispositivo di controllo di un processo di trattamento biologico, a cicli alternati, di acque reflue. Italian Patent N°: NR99A000018, 1999
- Battistoni P., Fatone F., Passacantando D., Bolzonella D., Application of food waste disposers and alternate cycles process in small-decentralized towns: a case of study, *Water Research*, 41(4):893-903 (2007)
- Battistoni P., Pezzoli S., Bolzonella D., Pavan P., The AF-BNR-SCP process as a way to reduce global sludge production: comparison with classical approaches on a full scale basis, *Water Science and Technology*, 46:89-96 (2002)
- Bolzonella D., Battistoni P., Pavan P., Cecchi F., Anaerobic co-digestion of waste activated sludge and the OF-MSW: the experiences of Viareggio and Treviso plants (Italy), *Water Science and Technology*, 53(8):203-211 (2006a)
- Bolzonella D., Innocenti L., Pavan P., Cecchi F., Denitrification potential enhancement by addition of the anaerobic fermentation products of the organic fraction of municipal solid waste, *Water Science and Technology*, 44(1):187-194 (2000)
- Bolzonella D., Pavan P., Fatone F., Cecchi F., Anaerobic fermentation of organic fraction of municipal solid wastes for the production of soluble organic compounds, *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 44:3412-3418 (2005)
- Bolzonella D., Pavan P., Mace S., Cecchi F., Dry anaerobic digestion of differently sorted organic municipal solid waste: a full scale experience, *Water Science and Technology*, 53(8):23-32 (2006b)
- Cecchi F., Battistoni P., Pavan P., Fava G., Mata-Alvarez J., Anaerobic digestion of OFMSW and BNR processes: a possible integration. Preliminary results, *Water Science and Technology*, 30(8):65-72 (1994)
- Cecchi F., Pavan P., Mata-Alvarez J., Bassetti A., Cozzolino C., Anaerobic digestion of municipal solid waste. Thermophilic versus mesophilic performance at high solids, *Waste Manag. & Research*, 9:305-315 (1991)
- Cecchi F., Traverso P.G., Cescon P., Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste. Digester performance, *The Science of Total Environment*, 56:183-197 (1986)
- Cecchi F., Traverso P.G., Perin G., Vallini G., Comparison of codigestion performance of two differently collected organic fractions of municipal solid waste with sewage sludge, *Environ. Technol. Letters*, 9:391-400 (1988)
- CITEC (Comitato Impianti a Tecnologie Complesse), Linee Guida per la Progettazione, realizzazione e gestione degli impianti a tecnologia complessa per lo smaltimento dei rifiuti urbani, Hyper Editore, Padova, 2007

- De Baere L., Will anaerobic digestion of solid waste survive in the future?, *Water Science and Technology*, 53(8):187-194 (2006)
- Ingegneria Ambiente srl, Metodo di pretrattamento a bassa potenza specifica della frazione organica di rifiuto solido urbano finalizzato al processo di codigestione e/o all'ottimizzazione delle fasi di denitrificazione e defosfatazione biologica. Italian Patent N°: RN2004A000038, 2004
- Ingegneria Ambiente srl, Ecofast Italia srl, Franceschini R., Sistema e procedimento per la determinazione delle quantità di rifiuti alimentari trattate da un sistema di smaltimento rifiuti. Italian Patent N°: MI2003A001870, 2003
- Llabres P., Pavan P., Battistoni P., Cecchi F., The use of the organic fraction of municipal solid waste hydrolysis products for biological nutrient removal in wastewater treatment plants, *Water Research*, 33:214-222 (1999)
- Pavan P., Battistoni P., Bolzonella D., Innocenti L., Traverso P., Cecchi F., Integration of wastewater and OFMSW treatment cycles: from the pilot scale to the industrial realisation. The new full scale plant of Treviso (Italy), *Water Science and Technology*, 41:165-173 (2000)
- Pavan P., Battistoni P., Traverso P., Musacco A., Cecchi F., Effect of addition of anaerobic fermented OFMSW on BNR process: preliminary results, *Water Science and Technology*, 38(1):327-334 (1998)

Tecnologie di gassificazione per il recupero di energia e di materia dai rifiuti urbani

Umberto Arena, Maria Laura Mastellone

I processi di termovalorizzazione – intendendo per essi tutti i processi termici (combustione, gassificazione, pirolisi, digestione anaerobica, conversione al plasma) che consentono una valorizzazione del rifiuto attraverso il recupero di materia reinseribile nei cicli produttivi o il recupero di energia termica e/o elettrica – hanno un ruolo fondamentale tra le nuove tecniche di gestione dei rifiuti solidi.

Tra di essi quelli di gassificazione sembrano avere le maggiori potenzialità a breve-medio termine per costituire un'alternativa concreta alla termovalorizzazione convenzionale per combustione. Le ragioni sono diverse: la flessibilità sul combustibile in ingresso, le diverse alternative di impiego dei prodotti in uscita, le emissioni molto contenute di inquinanti, le elevate efficienze termiche, la fattibilità tecnologica della separazione e sequestrazione di anidride carbonica a costi economici ed ambientali sostenibili (1-4).

D'altro verso il limite principale di questi processi sta proprio nel loro carattere di innovatività: benché il processo fondamentale sia noto ed utilizzato (soprattutto per il carbone) da quasi duecento anni, i miglioramenti introdotti a livello di soluzioni impiantistiche e di condizioni di esercizio per le diverse unità che costituiscono un impianto sono per larga parte di definizione relativamente recente e rendono quindi le tecnologie disponibili di minore affidabilità operativa rispetto a quelle tradizionali (2, 4).

La gassificazione per la produzione di energia e prodotti chimici

Nella gassificazione si realizza un insieme di reazioni tra materiali carboniosi ed uno o più reagenti contenenti ossigeno (aria, ossigeno puro, anidride carbonica

o miscele di tali gas, spesso in combinazione con vapor d'acqua), a temperature generalmente superiori agli 800°C, per ottenere prodotti gassosi non completamente ossidati da utilizzare come fonte di energia o come sostanze di base per l'industria chimica. Le reazioni, che avvengono in ambiente riducente, cioè in presenza di una quantità di ossigeno inferiore a quella richiesta dalla stechiometria della reazione di ossidazione, sono numerose. Le più importanti sono quelle riportate in Tabella 1. Si riferiscono alle fasi di combustione e riduzione che seguono quelle iniziali, tutte endotermiche, di riscaldamento, essiccamento e devolatilizzazione.

Le reazioni di ossidazione parziale con l'ossigeno forniscono il calore necessario a mantenere la temperatura di esercizio del gassificatore al valore desiderato: quindi il vapore d'acqua può essere impiegato come unico agente gassificante soltanto se una sorgente esterna fornisce il calore necessario alle reazioni endotermiche di gassificazione. Tra le reazioni riportate, quelle indipendenti sono la reazione di water gas (la 6), quella di Boudouard (la 13) e la reazione di metanazione (la 11); che si riducono a due nella parte del reattore dove non esiste più carbonio solido (la 7, combinazione della 6 e della 13, e la 12, combinazione della 11

Tab. 1. Principali reazioni del processo di gassificazione (C_xH_y rappresenta un generico tar mentre C_nH_m idrocarburi con un numero di atomi di C minori di C_xH_y . Le reazioni 8 e 14 sono rappresentative anche dello steam reforming e del dry reforming dei tar).

Reazioni di combustione	
1 $C + \frac{1}{2} O_2 \rightarrow CO$	-111 MJ/kmol
2 $CO + \frac{1}{2} O_2 \rightarrow CO_2$	-283 MJ/kmol
2 $C + O_2 \rightarrow CO_2$	-394 MJ/kmol
4 $H_2 + \frac{1}{2} O_2 \rightarrow H_2O$	-242 MJ/kmol
5 $C_nH_m + \frac{n}{2} O_2 \rightleftharpoons n CO + \frac{m}{2} H_2$	esotermica
Reazioni che coinvolgono il vapor d'acqua	
6 $C + H_2O \rightleftharpoons CO + H_2$	+ 131 MJ/kmol
7 $CO + H_2O \rightleftharpoons CO_2 + H_2$	- 41 MJ/kmol
8 $CH_4 + H_2O \rightleftharpoons CO + 3 H_2$	+206 MJ/kmol
9 $C_nH_m + n H_2O \rightleftharpoons nCO + (n + \frac{m}{2}) H_2$	endotermica
Reazioni che coinvolgono l'idrogeno	
11 $C + 2H_2 \rightleftharpoons CH_4$	- 75 MJ/kmol
12 $CO + 3H_2 \rightleftharpoons CH_4 + H_2O$	- 227 MJ/kmol
Reazioni che coinvolgono l'anidride carbonica	
13 $C + CO_2 \rightleftharpoons 2CO$	+172 MJ/kmol
14 $C_nH_m + nCO_2 \rightleftharpoons 2nCO + \frac{m}{2} H_2$	endotermica
Reazioni di decomposizione di tar e idrocarburi con formazione di residuo carbonioso (soot)	
15 $pC_xH_y \rightarrow qC_nH_m + rH_2$	endotermica
16 $C_nH_m \rightarrow nC + \frac{m}{2} H_2$	endotermica

e della 6). Il gas prodotto è essenzialmente una miscela di CO , H_2 , CO_2 , H_2O , N_2 , CH_4 e C solido, e contiene però anche prodotti indesiderati e inquinanti, tra i quali ceneri, tar e liquidi condensabili. Dopo il trattamento di pulizia, il gas – che ha un potere calorifico che varia tra un intervallo minimo di $4\text{--}7 \text{ MJ/m}^3_{\text{N}}$ (per la gassificazione con aria, che produce un syngas con un tenore di azoto fino al 60%) ed uno massimo di $10\text{--}18 \text{ MJ/m}^3_{\text{N}}$ (per la gassificazione con ossigeno, che richiede una fornitura di ossigeno puro con elevati costi di investimento e di esercizio) – può essere direttamente impiegato in caldaie, motori o turbine a gas per produrre calore ed energia elettrica o costituire un prodotto di base per la preparazione di idrogeno, ammoniaca, metanolo ed altri composti da essi derivati.

La Figura 1 visualizza, per un generico combustibile alimentato in un generico gassificatore, l'andamento qualitativo della composizione dei prodotti passando dalla combustione (in cui i gas effluenti contengono essenzialmente CO_2 , H_2O e O_2 in eccesso) alla gassificazione (con tenori crescenti di CO e H_2 e decrescenti di CO_2 e H_2O), cioè per valori via via più bassi del tenore di ossigeno nei gas reagenti (fino a condizioni vicine a quelle di pirolisi). Anche per gli altri elementi che possono essere presenti nel rifiuto di partenza, le specie formate passano da quelle ossidate (SO_2 , NO_x) a quelle ridotte (H_2S , NH_3 o HCN). La qualità e la quantità del gas prodotto dipendono comunque da diversi parametri. Ad esempio, a parità di portata di combustibile e di aria alimentati, maggiore è il tenore di umidità nel combustibile maggiore sarà il calore necessario per la sua vaporizzazione (nella fase di essiccamento) e minore quello a disposizione per la pirolisi (nella fase di

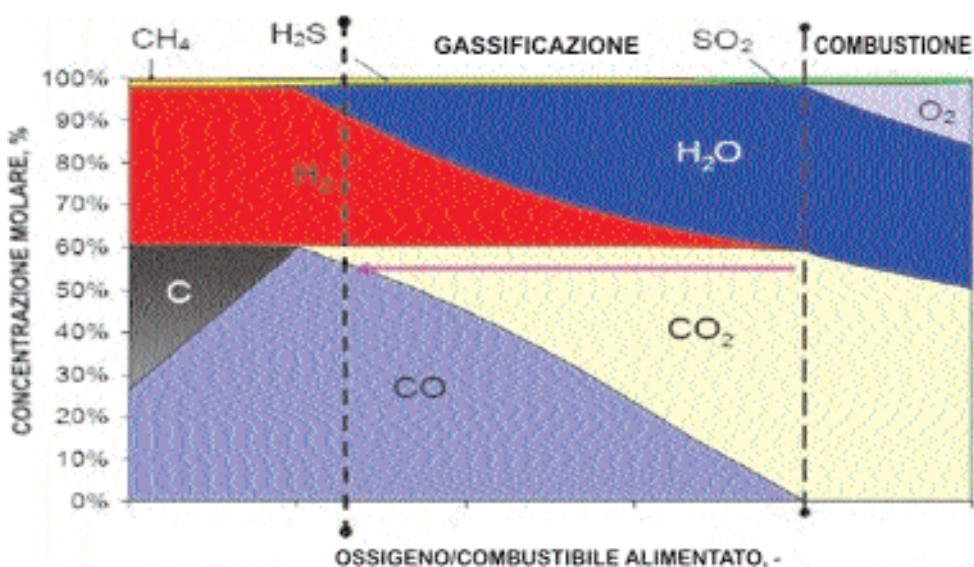


Fig. 1. Andamento qualitativo della composizione dei gas ottenibili dai processi di combustione e gassificazione, al ridursi della quantità di ossigeno alimentato.

devolatilizzazione) e per innalzare la temperatura dei gas prodotti (come calore sensibile). La portata di combustibile dovrà di conseguenza essere ridotta, si produrranno meno volatili (e in un ambiente che, a parità di aria alimentata, avrà un maggior tenore di ossigeno) e si abbasserà sia la quantità di gas prodotto sia la sua qualità energetica (determinata dall'ammontare di gas volatili, quali H_2 , CO , CH_4 , C_2H_n , ecc.).

I principali parametri del processo di gassificazione sono (5, 6): la *composizione* chimica e le proprietà fisiche *del rifiuto* da gassificare; la *temperatura* del reattore (o meglio il profilo di temperatura lungo di esso); l'*agente gassificante* (la sua composizione chimica e la temperatura di ingresso al reattore); il *rapporto di equivalenza*, definito come rapporto tra la quantità di ossigeno alimentata e quella necessaria alla combustione stechiometrica del rifiuto effettivamente alimentato; il *rapporto vapore/combustibile*, definito come rapporto tra la portata massica di vapore alimentata e la portata di combustibile; il rapporto di gassificazione, definito come rapporto tra la somma delle portate massiche di vapore e di ossigeno alimentate e la portata di combustibile daf (secco e privo di ceneri); il *tempo di permanenza* nel reattore. Il numero elevato di tali parametri è indicativo ad un tempo della complessità del processo e delle possibilità di trovare combinazioni adeguate per trattare efficacemente rifiuti di tipo diverso. Alla stessa maniera non c'è un solo parametro (come spesso accade per la combustione) per misurare l'efficienza del processo di gassificazione. I più usati sono: l'*efficienza di conversione del carbonio*, o CCE, definita come rapporto tra la portata di carbonio trasformata in prodotti gassosi e la portata di carbonio alimentata con il combustibile; l'efficienza termica apparente (o CGE, *efficienza dei gas freddi*), definita come rapporto tra l'energia chimica del gas prodotto (calcolata come portata di syngas prodotto per il suo potere calorifico inferiore) e quella del combustibile alimentato daf (calcolata come portata di combustibile daf per il suo potere calorifico inferiore); l'efficienza termica (o HGE, *efficienza dei gas caldi*), definita come rapporto tra la somma dell'energia chimica e del calore sensibile del gas prodotto e l'energia del combustibile alimentato daf. Questi parametri esprimono comunque solo una valutazione parziale della qualità del gas ottenuto, a causa delle diverse possibilità di impiego finale del syngas. Ad esempio, un processo con un'elevata CGE è adeguato ad un'applicazione per produzione di energia (dove spesso il gas è inviato all'unità di impiego finale, motore o turbina, dopo il raffreddamento e la pulizia dai contaminanti) ma potrebbe esserlo meno per un'applicazione mirata alla sintesi di chemicals o di combustibili liquidi.

Tipologie di reattori ed esperienze operative

La maggiore efficienza energetica ottenibile dai processi di gassificazione indicherebbe che in un futuro prossimo tali processi dovrebbero avere applicazioni

sempre maggiori rispetto a quelle della combustione diretta. I combustibili gassosi possono inoltre essere facilmente distribuiti per gli usi domestici ed industriali, impiegati in diversi dispositivi per la produzione di energia (motori, turbine a gas, celle a combustibile) o per la sintesi chimica di combustibili liquidi e di prodotti chimici.

Diversi tipi di reattori sono impiegati per i processi di gassificazione di rifiuti. Si differenziano principalmente per il modo in cui il rifiuto solido viene a contatto con l'agente gassificante ma anche per il modo in cui il calore viene fornito per la degradazione termica del rifiuto, per il tipo di agente gassificante (aria, ossigeno e/o vapore), per le condizioni operative (principalmente, temperatura e pressione di esercizio). Combinando tra loro queste variabili si ottengono un numero elevato di tipologie di reattori. Le caratteristiche di alcuni di questi sono schematicamente confrontate in Tabella 2.

I gassificatori a letto mosso (detti anche a letto fisso) sono caratterizzati da un letto in cui il combustibile (rifiuto o biomassa) si muove lentamente verso il basso per gravità mentre viene gassificato da un agente (Figura 2) che generalmente è alimentato in controcorrente (ma può esserlo anche in equicorrente o in flusso trasversale). Nella configurazione in controcorrente (*updraft*), il gas di sintesi caldo proveniente dalla zona di gassificazione è usato per preriscaldare e devolatilizzare il combustibile che scende verso il basso. La gassificazione avviene progressivamente nel letto, mentre i gas, i tar e l'umidità sono trascinati verso l'alto e non raggiungono la zona calda del forno. La temperatura di uscita del syngas è quindi

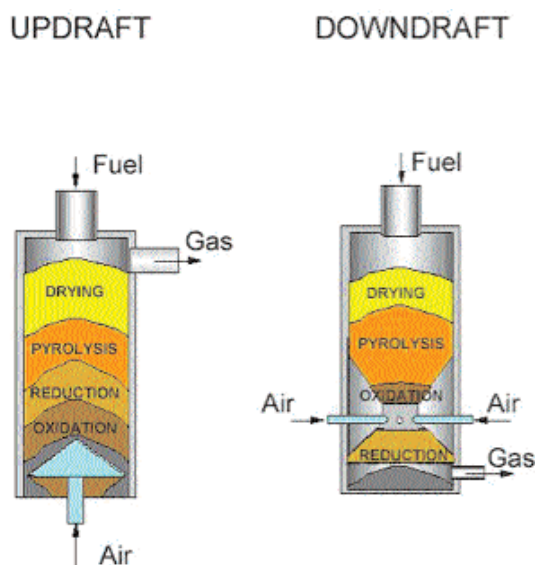


Fig. 2. Rappresentazione schematica di gassificatori a letto mosso di tipo updraft e downdraft.

Tab. 2. Confronto tra le caratteristiche di diversi reattori per la gassificazione di rifiuti solidi [rielaborata da (4)].

Tamburo rotante	Griglia mobile	Letto mosso updraft	Letto mosso downdraft	Letto fluido bollente (BFB)	Letto fluido circolante (CFB)
Temperatura di reazione e profilo di temperatura	450-800°C. Gradienti longitudinali e trasversali anche ampi e non facili da controllare.	500-900°C. Sono presenti gradienti longitudinali e trasversali.	1000°C. Possono verificarsi ampi gradienti di temperatura. Presenza frequente di punti caldi.	850°C. Ottima distribuzione della temperatura. Piccole variazioni in direzione radiale nei BFB e nella direzione del flusso di solidi nei CFB.	
Scambio di calore	Scambio radiativo e molto scadente. C'è spesso la necessità di forni con lunghi tamburi.	Scambio essenzialmente radiativo e scadente.	Scambio inefficiente. C'è la necessità di ampie superfici di scambio (20-100W/m ² K)	Scambio molto efficiente. Alti coefficienti di scambio indotti dalla circolazione di solido (100-350 W/m ² K) (200-700 W/m ² K)	
Facilità di avviamento e di controllo	Tempi lunghi. Controllo scadente.	Tempi lunghi. Buon controllo.	Lunghi tempi riscaldamento e controllo non agevole.	Facilità di avvio e spegnimento. Controllo agevole e molto efficiente.	
Dimensioni del rifiuto	Nessun problema per le dimensioni. Può trattare qualsiasi pezzatura.	Abbastanza ampia.	Generalmente abbastanza ampia (fino a circa 100mm) ma necessitano di pellet di dimensioni uniformi. A causa del cattivo controllo termico, esiste il rischio di sinterizzazione.	Il rifiuto non deve essere più grosso di 100mm ma può avere pezzatura variabile. Le particelle del letto sono più fini per i CFB (da 0.08 a 3mm per i BFB e da 0.05 a 0.5mm per i CFB). L'abrasione può produrre fini trascinabili nei BFB.	
Caratteristiche del rifiuto	Massima flessibilità.	Molto flessibile.	La flessibilità sul combustibile (in particolare per il contenuto di umidità) è moderata per gli updraft meno per i downdraft.	Consentono grosse variazioni sulla qualità del rifiuto.	
Tempo di permanenza del rifiuto	Molto lungo (1-2 ore)	Lungo (40-60min).	Le particelle restano nel letto fino allo scarico.	Le particelle restano nel letto per tempi di qualche minuto.	Le particelle vengono ricirkolate più volte: il tempo per ogni passaggio è di pochi secondi.

(continua)

Tab. 2. Confronto tra le caratteristiche di diversi reattori per la gassificazione di rifiuti solidi [rielaborata da (4)] (segue).

	Tamburo rotante	Griglia mobile	Letto mosso updraft	Letto mosso downdraft	Letto fluido bollente (BFB)	Letto fluido circolante (CFB)
Conversione	Può essere alta.	L'efficienza di conversione può superare il 90%.	Molto alta con un adeguato controllo di temperatura.	Molto alto con un adeguato controllo di temperatura.	La buona miscelazione dei solidi ed il bypass di gas possono portare a conversioni peggiori di quelle degli altri reattori.	Può essere molto elevata.
Pulizia del gas	Alto contenuto di tar e polveri.	Alto contenuto di tar.	Altissimo contenuto di tar e limitato contenuto di polveri.	Basso contenuto di tar e moderato contenuto di polveri.	Moderato contenuto di tar e alto contenuto di polveri.	Basso contenuto di tar e alto contenuto di polveri.
Efficienza termica	Scadente	Buona	Eccellente.	Molto buona.	Buona.	Molto buona.
Flessibilità del processo	Limitata. I parametri di esercizio (tempo di permanenza, temperatura, ecc.) possono variare poco. Si usa solo per produrre gas combustibile.	Molto limitata. Il tempo di permanenza del solido ed il profilo di temperature possono variare molto poco.	Molto limitata. Ogni cambiamento nelle variabili di processo (temperatura, tipo di catalizzatore, ecc.) richiede un nuovo progetto del reattore. Non è possibile (o molto difficile) l'impiego di miscele di rifiuti.	Molto limitato. Ogni cambiamento di processo (temperatura, tipo di catalizzatore, ecc.) richiede un nuovo progetto del reattore. Non è possibile (o molto difficile) l'impiego di miscele di rifiuti.	Eccellente. Può essere usato per gassificazione e pirolisi, in presenza o meno di catalizzatore e con tipi di rifiuto diversi, anche miscelati.	Eccellente. Differenti agenti gassificanti possono essere alimentati ad altezze diverse del reattore. Si possono usare miscele di rifiuti.
Processi non-catalitici	Molto usato. Adatto per rifiuti che possono sinterizzare o agglomerare.	Molto usato.	Non adatto per operazioni in continuo. Ha basse capacità specifiche ed è quindi usato solo per la piccola-media scala.	Non adatto per operazioni in continuo. Ha basse capacità specifiche ed è quindi usato solo per la piccola-media scala.	Eccellente per operazioni continue, garantendo un prodotto uniforme.	Eccellente per operazioni continue. Alta capacità specifica.
Processi catalitici	Non usato.	Non usato.	Può essere usato per catalizzatori molto lenti, non facilmente disattivabili.	Può essere usato per catalizzatori molto lenti, non facilmente disattivabili.	L'eccellente controllo di temperatura consente anche operazioni su scala ampia.	L'abrasione del catalizzatore può essere un problema serio.

(continua)

Tab. 2. Confronto tra le caratteristiche di diversi reattori per la gassificazione di rifiuti solidi [rielaborata da (4)] (segue).

	Tamburo rotante	Griglia mobile	Letto mosso updraft	Letto mosso downdraft	Letto fluido bollente (BFB)	Letto fluido circolante (CFB)
Problemi di scale-up	Generalmente non rilevanti.	La lunga esperienza di progettazione e di esercizio limita i problemi.	Scalabilità limitata per problemi di controllo della temperatura ed il rischio di canalizzazioni.	Scalabilità molto difficile: i problemi di controllo della temperatura limitano le dimensioni dei reattori.	Buona potenzialità che va attentamente progettata. Un impianto pilota è spesso necessario.	Come per i letti bollenti.
Costi	Moderati costi di investimento. Alti costi di manutenzione dovuti alle parti in movimento, ai problemi di sporcamento ed erosione delle pareti interne del reattore.	Alti costi di investimento. Generalmente convenienti per impianti di grande scala. Alti costi di manutenzione dovuti alle parti in movimento.	Alti costi e rischio di avvelenamento o disattivazione del catalizzatore.	Moderati, con bassi costi di manutenzione. La possibilità di impianti di piccolo scala allarga le alternative di investimento.	Costi di investimento più alti che per i BFB. In genere conveniente per grossi impianti.	

generalmente bassa, pur se nel cuore del letto si raggiungono temperature elevate. C'è meno cracking termico così che il gas prodotto può essere ricco di tar e oli pesanti. Nella configurazione in equicorrente (*downdraft*), la gassificazione avviene dentro il letto con formazione di gas, tar e oli che raggiungono progressivamente la zona di alta temperatura dove avviene il cracking termico. Il gas prodotto ha quindi un basso contenuto di tar.

I gassificatori a letto fluido utilizzano un materiale inerte, di solito sabbia silicea, come vettore termico: la miscelazione tra il rifiuto solido e l'agente gassificante è particolarmente buona ed induce elevati coefficienti di trasferimento di calore e di materia (Figura 3). D'altra parte, questa stessa buona miscelazione, garantendo una distribuzione pressoché uniforme del rifiuto all'interno del letto fluido, fa sì che un certo ammontare di combustibile solo parzialmente convertito venga inevitabilmente rimosso con le ceneri (4).

La dimensione del combustibile ha un ruolo critico: materiale troppo fine tenderà a essere trascinato con il syngas e solo parzialmente recuperato nel ciclone posto a valle; materiale eccessivamente grossolano tende ad affondare verso il fondo del letto e ad avere quindi una cattiva conversione. Le temperature di esercizio sono generalmente sotto i 900-950°C e comunque inferiori al punto di rammolimento delle ceneri, poiché la loro fusione con formazione di agglomerati degraderebbe la qualità della fluidizzazione, fino al rischio di blocco del processo. Le temperature relativamente basse indicano il letto fluido come un reattore adatto per combustibili molto reattivi, come le biomasse e rifiuti pre-trattati. D'altra par-

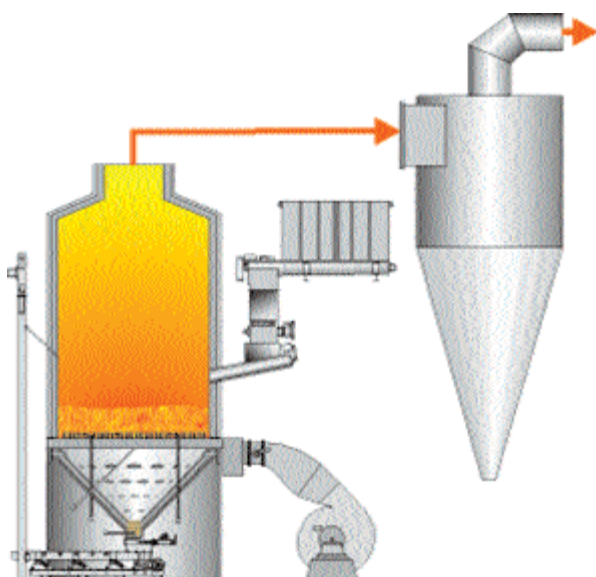


Fig. 3. Rappresentazione schematica di un gassificatore a letto fluido bollente della EPI (Energy Products of Idaho).

te, a queste stesse temperature la condensazione di prodotti catramosi può essere anche rilevante e portare a problemi di esercizio e manutenzione non trascurabili (5, 6).

I problemi di pulizia del gas sarebbero ampiamente eliminati se biomasse o rifiuti fossero gassificati in un reattore a letto trascinato, esercito a temperature elevate, dell'ordine di 1700°C. In questi reattori il tempo di permanenza è brevissimo (pochi secondi) ed il rifiuto è alimentato con dimensioni di 100 µm o meno per consentirne il trascinamento e promuovere il trasferimento di materia. Le alte temperature, necessarie per assicurare una buona conversione in tempi ridotti, hanno come conseguenza positiva la fusione delle ceneri che vengono recuperate in uno stato vetrificato (che ne consente l'utilizzo come materiale da costruzione). D'altra parte impongono un'alta richiesta di ossigeno, che viene quindi impiegato allo stato puro, con costi giustificati solo per impianti molto grandi. Nella Tabella 2 non sono stati riportati i letti trascinati perché impiegati principalmente per la gassificazione del carbone e per dimensioni di impianti elevate.

La scelta del tipo di reattore deve principalmente basarsi sulla qualità del combustibile di partenza e del tipo di applicazione finale. Per es., le biomasse hanno ceneri molto aggressive allo stato fuso e con punti di fusione relativamente bassi; sono anche combustibili generalmente molto reattivi e con caratteristiche fibrose che ne rendono complicata la macinazione a dimensioni piccole. Per quanto appena detto, non sono utilizzabili, perlomeno per dimensioni di impianto notevoli, i letti mossi (che garantiscono un buon controllo dell'agente gassificante solo per scale limitate) né i letti trascinati, a causa dell'aggressività delle ceneri fuse di biomassa e del tempo di permanenza così breve da richiedere dimensioni troppo piccole per essere facilmente ottenute con biomasse fibrose. Non sorprende quindi che la maggior parte dei processi di gassificazione di biomasse utilizzi reattori a letto fluido, ponendosi come priorità quella di mettere a punto tecniche di abbattimento dei prodotti catramosi, da impiegare dentro il gassificatore o a valle di esso (7).

Per quanto riguarda invece la gassificazione di rifiuti solidi, urbani o industriali, un'indagine sullo stato dell'arte delle tecnologie più interessanti è riportata in (2) e in (4). Ne risulta l'adozione di reattori principalmente del tipo a tamburo rotante o a letto fluido, con alcune forme ibride, come il gassificatore di Figura 4, che usa aria arricchita per trattare CDR. In generale, si può affermare che diversi processi di gassificazione, ma anche processi che combinano assieme pirolisi e gassificazione, sono in numerosi paesi in fase di sviluppo avanzato e, in diversi casi, già allo stato di commercializzazione (4, 8). Il Giappone è stato il primo paese a realizzare impianti su scala industriale, alimentati con rifiuti solidi urbani o con particolari categorie di rifiuti speciali (come i residui della rottamazione delle auto). Ad oggi, vanta 38 impianti di gassificazione in esercizio, con una potenzialità media di circa 200t/g ma con punte fino a 720t/g e ordini di nuovi impianti di gassificazione che, a partire dal 2000, superano quelli degli inceneritori. Il mercato,

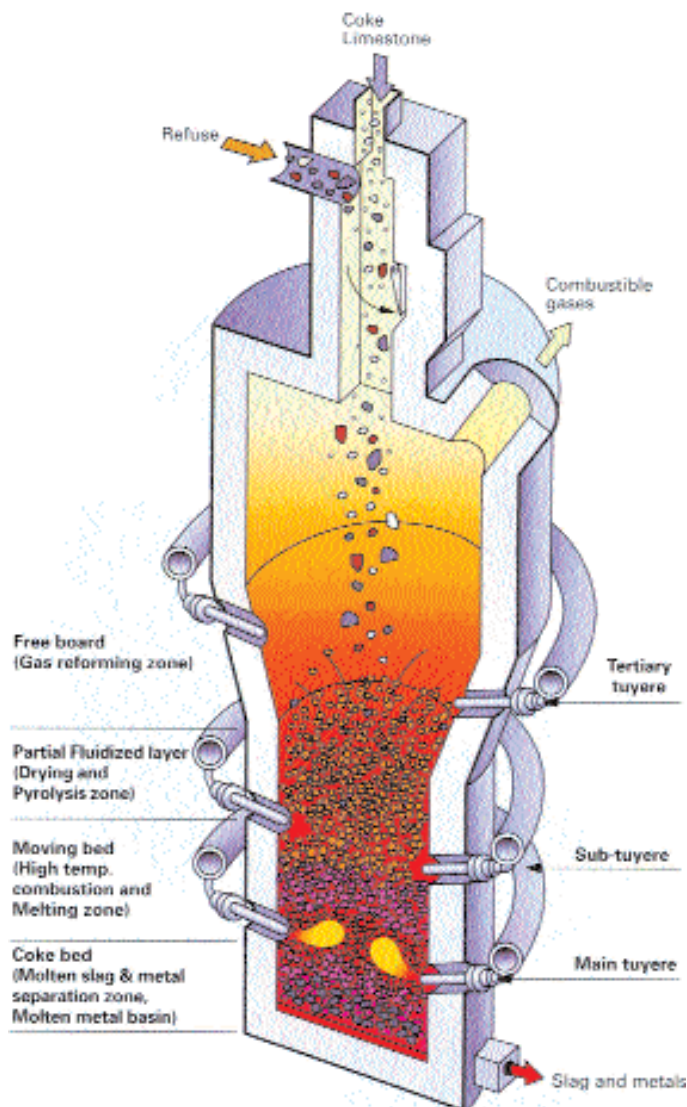


Fig. 4. Rappresentazione schematica del gassificatore JFE con le zone di combustione al fondo (a 1600-2000°C), di gassificazione al centro (a 600°C) e riducente in alto (a 850°C).

in generale in tutta l'area asiatica, perlomeno sinora, non dà segni di saturazione (8, 9). In Europa si riscontra un ritrovato interesse e diverse iniziative in itinere, dopo che il fallimento di alcuni progetti aveva frenato gli investimenti. La situazione è simile in Canada ed in Australia. Negli USA l'abbondanza di siti per discarica ed i bassi costi di smaltimento hanno fatto sì che solo recentemente si registrasse un aumento dell'interesse degli operatori (2, 10, 11).

Motivazioni tecnologiche ed ambientali a favore dei processi di gassificazione di rifiuti

L'aspetto che principalmente caratterizza e distingue la gassificazione dei rifiuti nei confronti della combustione è l'elevata flessibilità sia sul combustibile in ingresso sia sulla tipologia dei prodotti ottenuti (Figura 5). Dopo un'adeguata preparazione è possibile gassificare in pratica tutti i materiali a base di carbonio (carbone, biomasse, CDR, rifiuti plastici, scarti dei pulper, residui della rottamazione delle auto, ed anche gas naturale) allo scopo di produrre un gas di sintesi. Questo, in base alla sua composizione ed ai trattamenti chimici e fisici realizzabili a valle, può essere utilizzato per produrre energia (in genere con un'efficienza maggiore di quella ottenibile dai processi di combustione) e/o per ottenere prodotti chimici di base, combustibili liquidi o idrogeno (1, 5-7, 10, 11).

Per quanto riguarda la produzione di energia, il vantaggio evidente della gassificazione, oltre la citata maggiore efficienza di conversione, sta nella disponibilità di un vettore energetico. Si ottiene cioè il trasferimento della maggior parte dell'energia chimica del rifiuto nel syngas per poi usarla come e quando si ritiene più opportuno, senza doverla necessariamente convertire tutta e subito in energia termica dei gas effluenti. Dai valori dei calori di combustione delle reazioni 1, 2 e 3 di Tabella 1 si deduce che utilizzando il 28% del potere calorifico del carbonio pu-

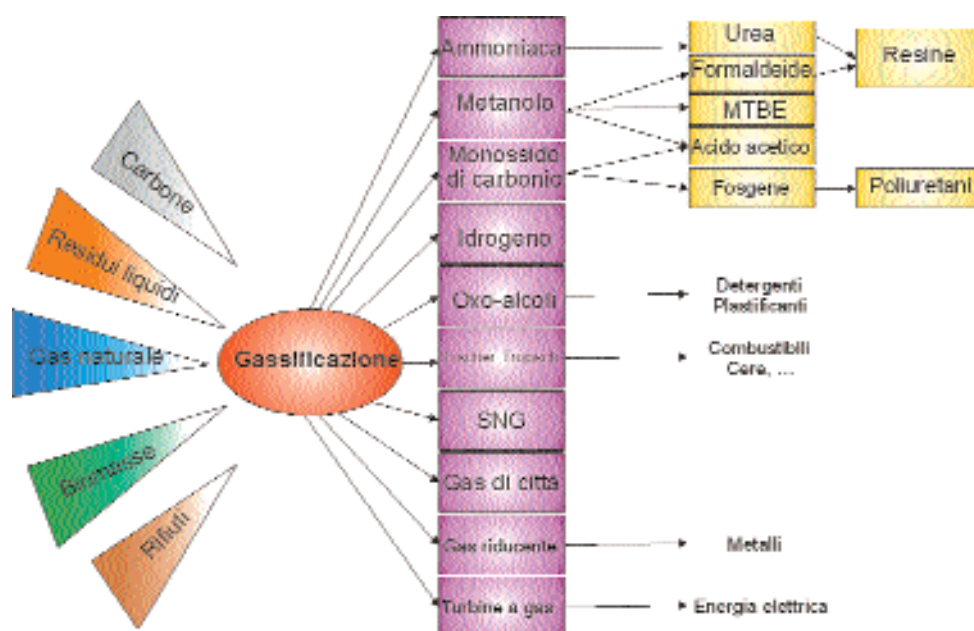


Fig. 5. Flessibilità del processo di gassificazione rispetto al materiale da trattare e agli impieghi del syngas prodotto.

ro nella conversione da C solido a CO gassoso, il 72% del potere calorifico del C è conservato nel gas. Nella realtà, il combustibile conterrà anche idrogeno oltre al carbonio, e la percentuale del potere calorifico del combustibile originario che diventa disponibile nel gas è, nei processi moderni, tra il 75 e l'88% (5).

Per quanto riguarda gli aspetti ambientali, la gassificazione innanzitutto produce un volume di gas effluente molto inferiore a quello emesso da un impianto di combustione tradizionale (la Figura 6 ne quantifica la riduzione per un rifiuto tipo), soprattutto se si opera con aria arricchita o con ossigeno puro (come per esempio nei gassificatori JFE, che vantano dieci impianti in esercizio alimentati a CDR, o nel gassificatore in costruzione a Roma-Malagrotta per oltre 1000t/g di CDR) o con pressioni elevate. Il conseguente vantaggio è una riduzione dei costi di investimento e di esercizio connessi al trattamento degli inquinanti (1, 5, 10). La gassificazione rende poi tecnicamente possibile e, in una prospettiva di breve termine, soprattutto economicamente conveniente, la cattura della CO_2 del gas prodotto, in particolare se questo è poi utilizzato per sintesi chimiche o per la produzione di idrogeno (11). Mentre infatti la cattura dell'anidride carbonica dai gas di combustione mira solo alla riduzione dell'immissione in atmosfera di gas serra, nei processi di gassificazione essa implica anche il vantaggio di una maggiore qualità del syngas, sia per gli impieghi energetici (maggiore potere calorifico) sia per quelli di sintesi chimica (perché la CO_2 costituisce spesso un componente di cui limitare la presenza). I processi di gassificazione possono infine produrre (come nel caso di quelli già citati che trattano CDR con ossigeno e ad alta temperatura) residui solidi non pericolosi, che sono agevolmente impiegabili come materiale da costruzione, senza costi aggiuntivi di smaltimento. Questo può portare alla possibilità concreta di ottenere un impianto effettivamente vicino alla condizione "a zero emissioni" (1, 2, 9).

Dal punto di vista economico, la gassificazione è progressivamente sempre più competitiva con la combustione per il trattamento di rifiuti (urbani e speciali) (8, 9, 12, 13), con prospettive molto interessanti se si arriverà in tempi brevi a tecniche più efficienti ed economiche per la pulizia del syngas, che costituisce ad oggi il principale problema tecnologico.

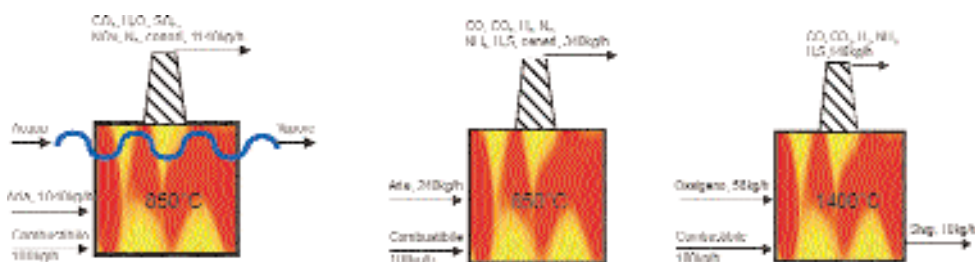


Fig. 6. Portate massiche di gas effluente nel processo di combustione e quelle ridotte nei processi di gassificazione con aria e con ossigeno [rielaborato da (10)]

Problematiche di processo e tecnologiche ancora da ottimizzare

A fronte dei vantaggi e delle buone prospettive di sviluppo appena elencati, le tecnologie di gassificazione per il trattamento di rifiuti non offrono ancora l'affidabilità tecnologica delle tecnologie di combustione, che vantano decenni di esercizio su un numero elevatissimo di impianti di taglia diversa e che, soprattutto con gli impianti di nuova generazione, garantiscono elevate prestazioni ambientali. Esse possono però contare su una ricerca tecnologica, particolarmente attiva in tutti i paesi industrializzati, che ha già affrontato e risolto negli ultimi anni diverse problematiche e potrebbe offrire presto la possibilità di disporre di affidabili soluzioni impiantistiche e gestionali (1, 2, 14). Sono diversi i settori sui quali si concentrano gli sforzi dei ricercatori sia a livello di ricerca di base sia a quello di ricerca su impianti pilota e dimostrativi. La Figura 7 li riporta per buona parte, anche con riferimento all'impiego dei gassificatori nei cicli combinati (IGCC=*integrated gasification combined cycle*). In particolare, i progressi nello scale-up di impianti verso taglie sempre più significative, l'esplorazione di nuove applicazioni avanzate e gli sforzi per innalzare l'affidabilità dell'esercizio, hanno individuato alcuni nodi da affrontare per rendere competitivi i processi di gassificazione di biomasse e rifiuti nei confronti di quelli di combustione. Tra questi ci sono sicuramente (1, 14): la gestione di miscele di feedstocks; i sistemi di alimentazione e di scarico ceneri; il monitoraggio in tempo reale ed il controllo tempestivo dei parametri di esercizio critici del gassificatore; il rischio di agglomerazione del materiale all'interno del reattore; la minimizzazione della formazione di tar durante il processo; la rimozione di particolato, tar, alcali, ammoniaca e cloruri dai gas caldi; l'ottimizzazione del recupero di energia termica dal gas di sintesi; i trattamenti delle acque di rifiuto ed, in genere, la gestione degli effluenti liquidi; la difficoltà nello scale-up, cioè nel trasferire ad impianti di dimensioni industriali le innovazioni ed i miglioramenti tecnologici acquisiti per specifiche unità di processo (con la conseguente necessità di verifiche su impianti dimostrativi); la mancanza di criteri tecnico-economici affidabili che definiscano la scala e le condizioni di esercizio per le quali sia ottenibile la massima convenienza del processo.

Data l'importanza cruciale del problema è molto attiva soprattutto la ricerca per comprendere e modellare la formazione dei tar e per mettere a punto metodologie per la loro distruzione all'interno del reattore di gassificazione o in un'unità (in genere catalitica) posta in serie al gassificatore.

Il tar è una miscela complessa di idrocarburi condensabili che include composti aromatici con anello singolo o multiplo assieme ad altri idrocarburi contenenti ossigeno e idrocarburi policiclici aromatici complessi. Spesso, al di là dei diversi approcci sistematici per classificarli (15), si assume di considerare tar tutti i contaminanti organici con un peso molecolare maggiore del benzene. La produzione di tar è indesiderabile per i diversi problemi causati dalla condensazione, dalla for-

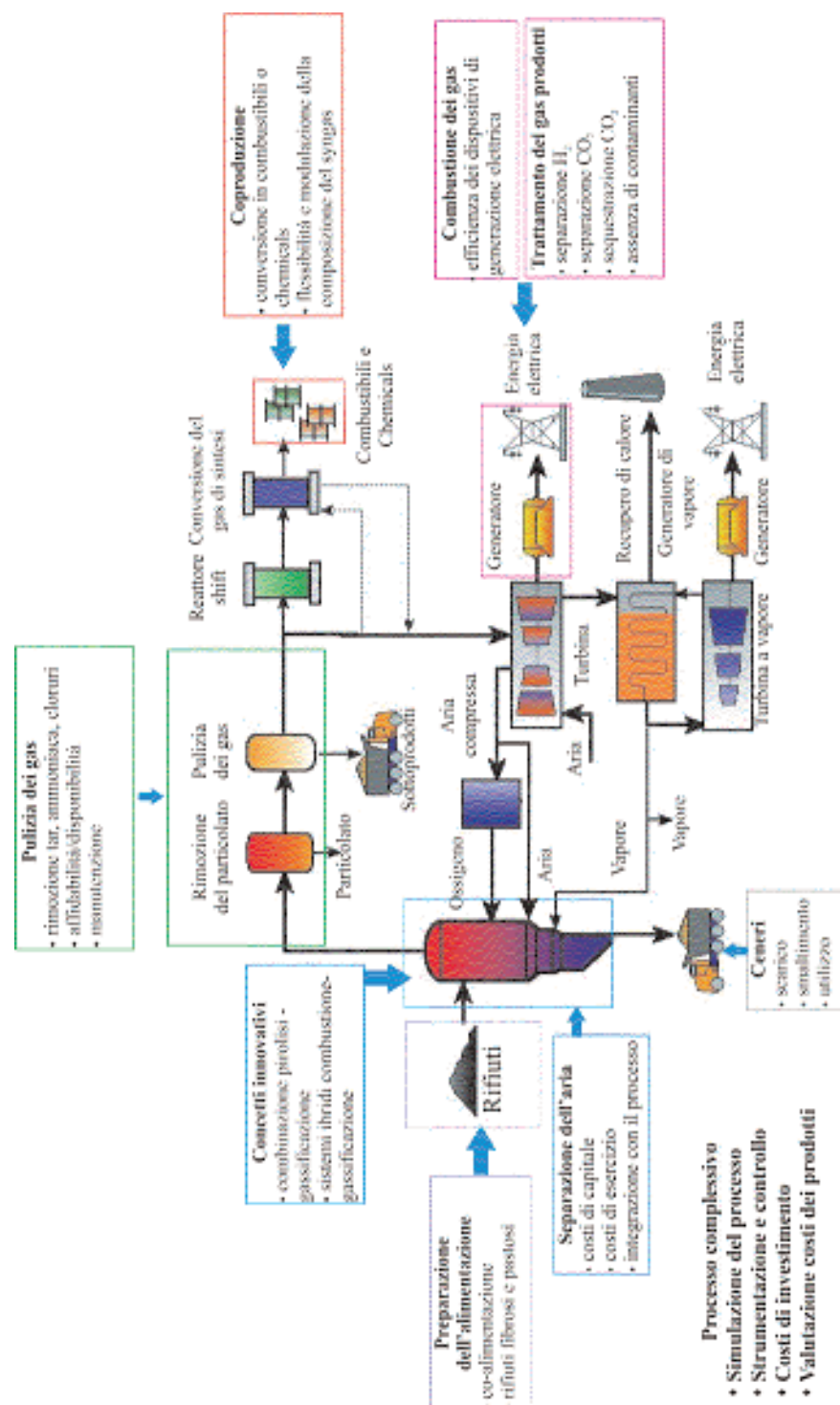


Fig. 7. Principali aree di ricerca e sviluppo per le tecnologie di gassificazione.

mazione di aerosol di tar e dalla polimerizzazione di strutture più complesse che portano a malfunzionamenti nelle apparecchiature di processo e nelle unità (motori, turbine, reattori catalitici) utilizzate nell'applicazione finale del syngas. Ad esempio, la concentrazione di tar nei gas in uscita da un gassificatore a letto fluido di biomasse è in genere di circa $10\text{g/m}^3_{\text{N}}$ (16, 17) mentre il limite minimo ammissibile è fortemente dipendente dall'applicazione finale del syngas: ad es., per i motori la concentrazione di tar e polveri nei gas dovrebbe essere minore di $10\text{mg/m}^3_{\text{N}}$ mentre per i processi di conversione catalitica per la produzione di combustibili liquidi deve essere anche uno o due ordini di grandezza inferiori (18).

Le tecnologie per la rimozione dei tar dal syngas possono essere schematicamente divise in due approcci: trattamenti interni al gassificatore (*metodi primari*) e pulizia dei gas caldi a valle del gassificatore (*metodi secondari*) (16, 17). I metodi secondari sono essenzialmente: sistemi di cracking termico, sistemi di cracking catalitico, sistemi fisici (metodi meccanici, quali impiego di cicloni, scrubber, filtri ceramici, a maniche o elettrostatici, e metodi ad adsorbimento). Sono tutte tecniche molto promettenti (soprattutto quelle catalitiche) e, almeno in parte, già in grado di offrire buone prestazioni. Ad oggi, però, non sono sufficienti ad eliminare il problema catrami se non con oneri economici elevatissimi. D'altra parte, i trattamenti all'interno del reattore stanno progressivamente guadagnando l'attenzione degli operatori poiché possono consentire di eliminare il trattamento a valle del reattore, con evidenti risparmi economici e semplificazioni operative, o attribuirgli solo un ruolo di finitura (*polishing*), cioè di trattamento mirato al raggiungimento di concentrazioni molto basse. I metodi primari consistono essenzialmente in: adeguate scelte dei parametri operativi, modifiche del progetto del gassificatore, utilizzo di opportuni additivi catalitici per il letto (17, 18). Studi recenti (17, 19) hanno preso in esame diversi catalizzatori (dolomiti e magnesiti calcinate, zeoliti, catalizzatori a base di Fe ed a base di Ni) ed hanno confermato che l'impiego di tali additivi durante il processo favorisce la gassificazione del char, cambia la composizione ed il potere calorifico del gas prodotto e riduce la produzione di tar. Appare promettente (20) l'impiego di olivina (un neo-silicato di Fe e Mg di colore verde oliva) all'interno del gassificatore come agente di decomposizione primaria del tar, seguito poi dallo stadio di distruzione secondaria del tar con l'utilizzo di catalizzatori a base di Ni. Questi ultimi sono molto efficaci per la decomposizione del tar solo se impiegati come monoliti immediatamente a valle del gassificatore, in quanto risultano molto vulnerabili all'avvelenamento, cioè alla disattivazione a causa dello zolfo, del cloro e dei metalli alcalini, ma anche all'effetto di *masking* determinato da una concentrazione elevata di tar. Sono quindi ideali per trattamenti di finitura quando è necessario un gas molto pulito come, ad es., nei processi Fischer-Tropsch per la produzione di combustibili liquidi. È quindi probabile che una combinazione adeguata di diversi trattamenti primari (Figura 8) possa ottimizzare le prestazioni del gassificatore e consentire la produzione di un syngas con una concentrazione di tar minima, o comunque accettabile per le applicazioni previste a valle.

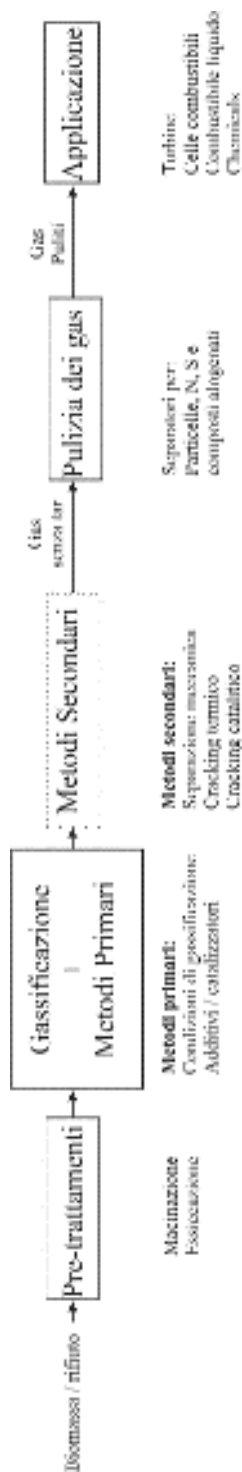


Fig. 8. Schema della possibile serie di trattamenti a monte e a valle di un gassificatore [rielaborato da (17)].

Considerazioni conclusive

Gli oltre settanta nuovi impianti di gassificazione di rifiuti urbani e speciali già in esercizio nel mondo sembrano indicare che i gassificatori possono offrire un'alternativa concreta ed a breve-medio termine ai tradizionali impianti di combustione dei rifiuti solidi. La ragione sta in diversi aspetti, tutti particolarmente interessanti, quali: la maggiore flessibilità a trattare rifiuti anche molto specifici, la produzione di meno rifiuti secondari e di più sottoprodotti riciclabili, la maggiore efficienza energetica, la possibilità di applicare il processo anche su scala ridotta e quella di recuperare materia e chemicals di elevato valore aggiunto.

D'altra parte, ci sono tutti gli svantaggi ed i rischi connessi con una tecnologia che, in quanto più recente, offre minore affidabilità operativa, soprattutto con combustibili di elevata eterogeneità come sono potenzialmente i rifiuti solidi. Le principali sfide tecnologiche da affrontare sono la migliore pulizia del syngas (per soddisfare le richieste dei dispositivi di produzione di energia a più elevata efficienza ma anche dei processi catalitici per produzione di combustibili liquidi) e la possibilità di produrre ceneri vetrificate e riutilizzabili.

I criteri economici per i progetti di impianti di gassificazione sono però ancora poco chiari, come confermato dal numero limitato di tecnologie che hanno più di un paio di impianti di scala commerciale. Solo in un futuro prossimo, il mercato indicherà quali di queste tecnologie utilizzano l'approccio complessivamente più efficiente, tenendo conto delle normative ambientali sempre più severe e del progressivo ridursi dei possibili supporti governativi.

Bibliografia

1. Stiegel G.J. & Maxwell, R.C., Gasification Technologies: the path to clean, affordable energy in the 21st century, *Fuel Processing Technology*, 71:79-97 (2001)
2. Malkow, T., Novel and innovative pyrolysis and gasification technologies for energy efficient and environmentally sound MSW disposal, *Waste Management*, 24:53-79 (2004)
3. Klein, A., Whiting K., Archer E., Schwager J., Gasification and pyrolysis: what is the current situation for waste management?, *Waste Management World*, 71-75 (September 2004).
4. Arena U. & Mastellone, M.L., Fluidized Pyrolysis and Gasification of Solid Wastes, in Proc. of Industrial Fluidization South Africa 2005, The South African Institute of Mining and Metallurgy (ISBN 1-919782-83-0), pp. 53-68 (2005)
5. Higman, C. & van der Burgt, M., *Gasification*, Gulf Professional Publishing, 2003
6. Basu, P., *Combustion and Gasification in Fluidized Beds*, CRC Press, Boca Raton (FL), 2006
7. Nieminen, M., Fluidized Bed Gasification, Gas Cleaning and Fuel Gas Utilization Systems, "Thermal Gasification of Biomass (2001-2003)", IEA Bioenergy Agreement Task 33, Technology Brief, May 2004
8. Schwager J. & Whiting K., European Waste Gasification: Technical & Public Trends and Developments, The Gasification Technology Conf., San Francisco (CA), October 28, 2002

9. Schwager J. & Whiting K., Progress towards commercializing waste gasification, The Gasification Technologies Conference, San Francisco (CA), October 14, 2003
10. Phillips, J. Fundamental of gasification, The Gasification Technology Conference, Washington D.C., October 24, 2006
11. Stiegel G.J., Overview of Gasification Technologies, Nat. Energy Technology Lab. (US DOE), presentation at Global Climate and Energy Project Advanced Coal Workshop, March 15, 2005
12. AiIE-Associates in Industrial Ecology, *Review of Residual Waste Treatment Technologies*, 2nd ed., 2003
13. Livingston W.R., *Technical and Economic Assessment of Energy Conversion Technologies for MSW*, Report No. B/WM/00553/REP for DTI Sust. Energy Progr. PUB URN NO: 02/1347 (2002)
14. Babu, S.P., Observations on the current status of biomass gasification, "Thermal Gasification of Biomass", IEA Bioenergy Annual Report for 2005
15. Milne, T. A., N. Abatzoglou, R.J. Evans, Biomass Gasifier 'Tars': Their Nature, Formation and Conversion, NREL Technical Report (NREL/TP-570-25357), National Energy Laboratory, Golden, Colorado, USA, November 1998
16. Dayton, D., A review of the literature on catalytic biomass tar destruction, Milestone completion report, NREL/TP-510-32815 (contratto No. DE-AC36-99-GO10337), National Energy Laboratory, Golden, Colorado, USA, 2002
17. Devi, L., Ptasiński K.J., Janssen F.J.J.G., A review of the primary measures for tar elimination in biomass gasification processes, *Biomass Bioenergy*, 24:125-135 (2003)
18. Babu, S.P., Perspectives on Biomass Gasification, "Thermal Gasification of Biomass", IEA Bioenergy Agreement Task 33, Work Shop No.1, May 2006
19. Devi, L. et al., Pretreated olivine as tar removal catalyst for biomass gasifiers: investigations using naphthalene as model biomass tar, *Fuel Processing Technology*, 86:707-730 (2005)
20. Arena U., M.L. Mastellone, L. Zaccariello, Gasification of a Plastic Waste in a Pilot Fluidized Bed Reactor, Proceedings of 10th Conf. on Process Integration, Modelling and Optimisation for Energy Saving and Pollution Reduction-PRES'07, Ischia, 24-27 giugno 2007

Tecnologie di pirolisi per il recupero di energia e di materia dai rifiuti urbani

Maria Laura Mastellone, Umberto Arena

La corretta ed efficiente gestione delle risorse energetiche (fossili, rinnovabili, nucleari) è di cruciale importanza per il futuro del mondo in cui viviamo e per consentirci di continuare a vivere all'insegna del benessere e del progresso tecnologico. Oggi anche il costo economico (oltre che quello ambientale) della produzione di energia da combustibili fossili ha raggiunto, e in prospettiva supererà, il costo della produzione di energia da sorgenti rinnovabili, quali l'energia solare, quella eolica, l'idroelettrica, la geotermica e quella da biomasse (1). Per le medesime ragioni, economiche ed ambientali, è anacronistico e ingiustificabile non sfruttare il contenuto energetico dei rifiuti, anche in considerazione del considerevole ammontare di energia richiesto dalle diverse fasi (raccolta, trasporto, selezione, smaltimento) di un ciclo integrato di gestione. È quindi di fondamentale importanza individuare le modalità più sostenibili, economicamente e ambientalmente, per lo sfruttamento energetico di biomasse (spesso esse stesse rifiuti di attività produttive) e di rifiuti solidi.

Se a queste considerazioni si aggiunge che l'economia energetica del futuro prossimo sarà basata sempre più sull'idrogeno (che consente di realizzare una combustione "pulita" perché non immette in atmosfera né gas serra né inquinanti) (2), si comprende l'interesse verso le nuove tecnologie di gassificazione e di pirolisi. Queste ultime, in particolare, permettono di sfruttare biomasse e rifiuti per ottenere prodotti da utilizzare come combustibili liquidi o gassosi, tra cui l'idrogeno, oppure come materie prime nell'industria di trasformazione chimica.

I diversi processi di trattamento termico dei rifiuti solidi

Lo sfruttamento delle risorse energetiche di rifiuti ed altri combustibili non convenzionali può essere ottenuto tramite i seguenti processi termochimici fondamentali:

1. **combustione.** Realizza l'ossidazione totale e molto veloce della frazione combustibile alimentata, in presenza di un eccesso d'aria che è tanto maggiore quanto meno efficiente è il contatto comburente-combustibile. La reazione è esotermica ed è quindi accompagnata da uno sviluppo di calore che dipende dal potere calorifico inferiore (PCI) del combustibile e dall'efficienza di combustione.
2. **gassificazione.** È caratterizzata da reazioni di ossidazione e riduzione dei rifiuti, o meglio dei prodotti dello stadio di devolatilizzazione¹, in presenza di un difetto di ossigeno rispetto a quello necessario per una combustione stechiometrica (ambiente riducente anziché ossidante). La gassificazione può essere schematizzata come un processo a stadi in serie-parallelo: la trasformazione da combustibile solido a prodotti gassosi per cracking termico (cracking primario, chiamato anche pirolisi); le reazioni di riduzione e di ossidazione dei prodotti gassosi che, in fase omogenea, entrano in contatto con l'agente gassificante, generalmente ossigeno; la reazione tra il materiale carbonioso non reagito (char) risultante dallo stadio di pirolisi e il reagente gassificante. Il syngas prodotto è essenzialmente una miscela di CO, H₂, CO₂, H₂O, N₂ e CH₄, che contiene però anche inquinanti quali char, ceneri, tar e liquidi condensabili.
3. **pirolisi.** È un processo che si svolge in assenza di ossigeno ed a temperature superiori ai 400°C (e tipicamente inferiori agli 800°C), raggiunte attraverso l'apporto diretto o indiretto di calore, durante il quale non ha luogo alcuna forma di ossidazione ma solo una degradazione termica del materiale organico, eventualmente supportata dall'azione di catalizzatori. I prodotti principali del processo sono gas combustibili, liquidi organici ed un residuo solido contenente il char e la frazione inorganica dei rifiuti. Le proporzioni relative di tali prodotti dipendono dalla natura del composto di partenza e dalle condizioni di esercizio del processo (in particolare, temperature più basse producono una maggiore frazione di prodotti liquidi e cere mentre quelle più alte producono sostanzialmente idrocarburi a basso peso molecolare e quindi gassosi e composti aromatici). Il rifiuto viene prima essiccato (a temperature superiori a 100°C) e poi, a temperature generalmente superiori a 400°C, subisce le reazioni di pirolisi vere e proprie. Entrambi questi processi sono endotermici, quindi la pirolisi ha bisogno di una fonte di energia termica esterna per potersi sostenere.

A questi processi possono essere aggiunti i processi biologici, applicabili però a rifiuti organici biodegradabili (3).

¹ La combustione e la gassificazione sono entrambi caratterizzati dall'avere uno stadio preliminare di devolatilizzazione ossia di degradazione del rifiuto in molecole tanto piccole da essere volatili alla temperatura di processo.

La pirolisi dei rifiuti: prodotti ottenibili e campo di applicazione

Negli ultimi anni è sempre più attiva la ricerca di nuove soluzioni tecnologiche che, utilizzando i processi sopra descritti in combinazioni più o meno innovative, mirano a garantire un'efficiente trasformazione dei rifiuti, promuovendo il massimo recupero di materia ed energia e la massima riduzione delle emissioni gassose, liquide e solide. Processi di pirolisi o di gassificazione, nonché processi che combinano assieme pirolisi e gassificazione nonché la combustione, sono in fase di sviluppo e di commercializzazione in numerosi paesi (4). La Figura 1 classifica i prodotti ottenibili dalla pirolisi di un generico rifiuto: gas, liquidi e solidi carboniosi sono ottenibili con rese e composizioni differenti a seconda delle condizioni operative del processo (primo riquadro). La seconda parte dello schema indica i possibili processi che possono essere, singolarmente o in combinazione serie-parallelo, implementati a valle della pirolisi.

Il gas di pirolisi possiede un potere calorifico il cui valore dipende sostanzialmente dal tipo di rifiuto di partenza, dalla tecnologia utilizzata e dalle condizioni di processo. Il riscaldamento del reattore di pirolisi può essere diretto o indiretto a seconda che il combustibile venga riscaldato fino alla temperatura di pirolisi tramite miscelazione con gas o solidi precedentemente riscaldati oppure grazie a pareti o tubazioni riscaldate internamente (5).

La fase liquida può essere inviata ad un processo di gassificazione successivo, può essere inviata a combustione oppure sottoposta a ulteriori processi di raffinazione e purificazione per ottenere intermedi e prodotti chimici (6).

Il solido carbonioso prodotto viene generalmente inviato a combustione anche se in alcuni casi possiede un valore aggiunto tale da suggerirne altre destinazioni (filler, materiali adsorbenti, micro e nanofibre, ...) (7, 8).

La pirolisi dei rifiuti: gestione del processo ed esempi di applicazione

Efficienza del processo di pirolisi: CCE, CGE e HGE

Il processo di pirolisi ha come obiettivo principale la conversione di un solido in miscele di composti liquidi e gassosi. Due parametri che possono essere utilizzati per valutare il rendimento e la fattibilità di questo processo sono l'*efficienza di conversione* (η_{gas}) e l'*efficienza di conversione del carbonio* (CCE), che generalmente fanno riferimento alla produzione di gas ma possono in generale essere riferiti alla tipologia di prodotto (gas, liquidi o solidi) di specifico interesse:

$$\eta_{\text{gas}} = \frac{W_{\text{gas}}}{W_{\text{refuso}}} \quad [1]$$

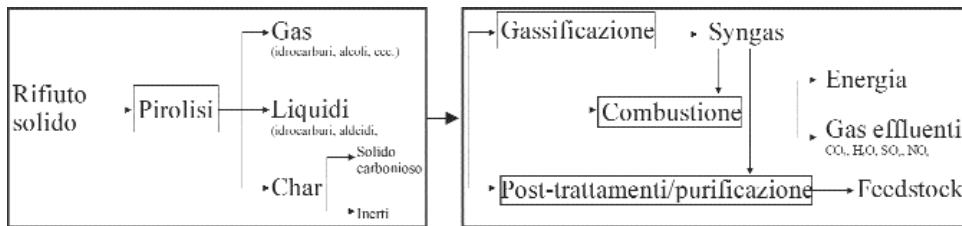


Fig. 1. I processi termici e i prodotti da essi ottenibili per un generico rifiuto solido.

$$CCE_{gas} = \frac{W_{carburante_gas}}{W_{carburante_rifiuto}} \quad [2]$$

Si ha così un'informazione sulla conversione ottenibile che è utile, in fase di progettazione e di esercizio, a stimare sia la produttività dell'impianto sia la quantità di prodotto non convertito che va trattato con altre tecniche o smaltito. L'efficienza di conversione non fornisce però informazioni energetiche. Una misura del rendimento energetico di un processo di pirolisi realizzato con lo scopo di produrre un gas combustibile è invece la CGE – *cold gas efficiency*, definita come il rapporto tra il contenuto energetico del gas di pirolisi (considerato al netto del calore scambiato durante il processo) e quello del rifiuto di partenza:

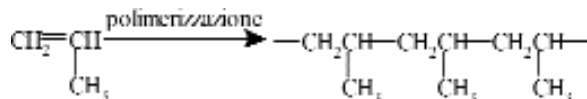
$$CGE = \frac{W_{gas}}{W_{rifiuto}} \cdot \frac{PCI_{gas}}{PCI_{rifiuto}} = \eta_{gas} \cdot \frac{PCI_{gas}}{PCI_{rifiuto}} \quad [3]$$

Dalla definizione risulta chiaro che se l'efficienza di conversione oppure il potere calorifico inferiore del gas di pirolisi sono bassi lo è proporzionalmente anche la CGE. La restante parte del contenuto energetico si ritrova nella frazione liquida e solida. Questo parametro prende il nome di efficienza a "freddo" perché include solo il contenuto energetico potenziale (l'entalpia di combustione del gas e del rifiuto). Va però considerato che il processo di pirolisi è endotermico e necessita di calore fornito dall'esterno che, solo in parte, si ritrova poi come calore sensibile dei gas di pirolisi. Per considerare anche questi contributi nel calcolo dell'efficienza si utilizza l'efficienza del "gas caldo" (*hot gas efficiency*) che valuta l'effettiva convenienza energetica del processo ed è data da:

$$HGE_{gas} = \frac{Q_{out} + W_{gas} \cdot PCI_{gas}}{Q_{in} + W_{rifiuto} \cdot PCI_{rifiuto}} \quad [4]$$

La pirolisi dei rifiuti plastici

Le plastiche sono costituite da polimeri sintetici ottenuti a partire da idrocarburi quali propilene ed etilene. Le reazioni grazie alle quali si ha l'unione dei monomeri che costituiscono il polimero si chiamano reazioni di polimerizzazione. Il propilene, ad esempio, può essere polimerizzato² a polipropilene tramite la seguente reazione di addizione:



Altra tipologia di polimeri è quella dei polimeri di “condensazione” ottenuti quando la formazione del legame tra le unità monomere comporta l'eliminazione di piccole molecole come l'acqua o un alcol. I polimeri di condensazione più importanti sono le poliammidi (*Nylon*), i poliesteri³ e i poliuretani⁴ (Figura 2).

La possibilità di rompere i legami molecolari dei polimeri tramite l'azione del calore (termolisi, classe di processi a cui appartiene la pirolisi) o tramite attacco chimico (solvolisi) ha aperto la strada all'utilizzo del prodotto di decomposizione come materia prima (feedstock) per l'industria petrolchimica (*feedstock recycling*) (7-10). Conoscere la struttura del polimero di partenza è indispensabile per stabi-

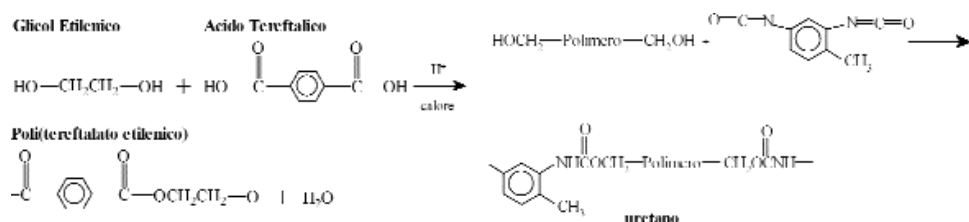


Fig. 2. Sintesi dei polimeri di condensazione: PET e PUR.

² Le reazioni di polimerizzazione sono reazioni a catena e si dividono in polimerizzazione radicalica, polimerizzazione cationica, polimerizzazione anionica. Ad esempio, il polietilene si ottiene dalla polimerizzazione radicalica dell'etilene in presenza di un perossido organico alla pressione di 1000atm. A seguito della polimerizzazione per via radicalica innescata dal perossido si ottiene un polietilene con peso molecolare superiore a 1000000.

³ Il poliestere più importante è il poli-tereftalato etilenico (PET) messo in commercio con i nomi Dacron e Terylene se è sotto forma di fibre, Mylar se è sotto forma di film. Il PET è un polimero di condensazione sintetizzato in due modi: esterificazione dell'acido tereftalico (TA) catalizzata da acidi seguita da policondensazione catalitica, e transesterificazione del tereftalato dimetilico (DMT) seguita da policondensazione catalitica.

⁴ I poliuretani si ottengono dalla reazione di un diolo con il disocianato; generalmente il diolo è un poliestere con un gruppo CH_2OH alle estremità.

lire quale processo di degradazione realizzare per recuperare il monomero o per produrre gas di sintesi. L'azione del calore durante la pirolisi consente di ottenere alte rese di metano, etilene e propilene, a partire dal PE e dal PP; monossido di carbonio, benzene, glicol etilenico, aldeidi, ecc., se si parte dal PET.

La composizione dei prodotti di pirolisi è estremamente variabile con la temperatura di processo (11). È però importante accennare anche all'effetto dell'eventuale presenza di catalizzatori (pirolisi catalitica), quali i metalli di transizione e i materiali contenenti siti acidi come i silico-alluminati, le zeoliti, le argille. I catalizzatori possono, così come l'aumento di temperatura, favorire la deidrogenazione, ovvero la perdita di idrogeno intramolecolare dalla catena polimerica con conseguente aumento del grado di insaturazione dei radicali ottenuti. La deidrogenazione si accompagna inevitabilmente con la elevata produzione di composti insaturi ed aromatici (benzene, toluene, xilene, ecc.) e solidi carboniosi amorfi o cristallini (grafite, micro e nano-fibre).

Si possono quindi individuare due possibili modalità di svolgimento del processo di pirolisi a seconda che esso sia dovuto alla sola azione del calore (Figura 3) o assistito anche da un'azione catalitica (Figura 4).

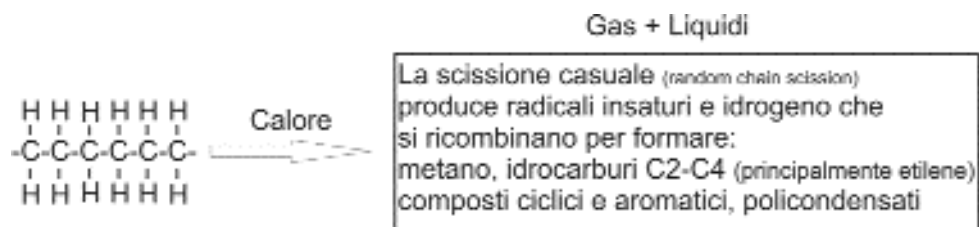


Fig. 3. Pirolisi di PE ottenuta fornendo esclusivamente calore in assenza di catalizzatori.

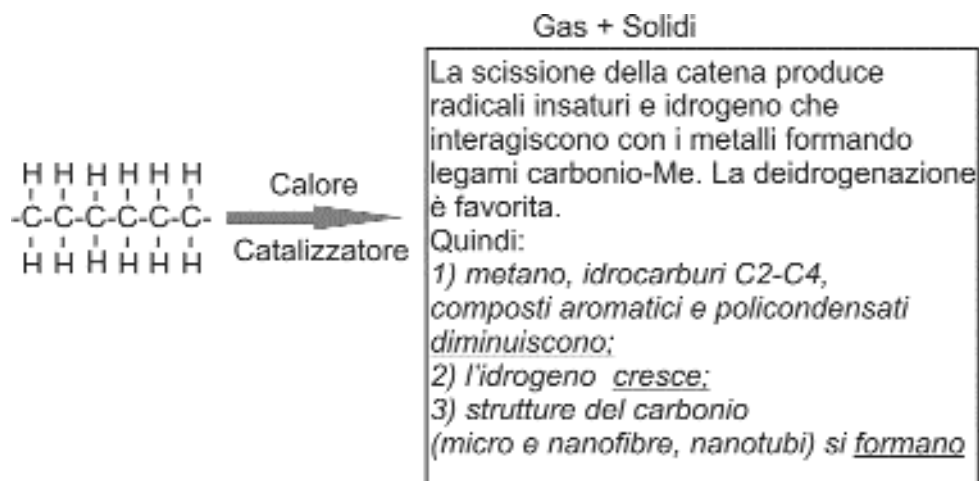


Fig. 4. Pirolisi di PE in presenza di catalizzatori.

Pirolisi del polietilene: calcolo dell'efficienza di conversione e della CGE

La pirolisi del PE condotta in un reattore a letto fluido bollente porta, per determinate condizioni operative (11), ai valori dell'efficienza di conversione in gas, liquidi e solidi riportati in Figura 5. Questi dati dimostrano che l'elevata temperatura promuove la formazione di composti aromatici anche molto complessi. L'elevato grado di insaturazione raggiunto è coerente con un'elevata resa in idrogeno che è l'unica che cresce con la temperatura (Figura 6). Gli altri componenti della fase gas diminuiscono fino ad annullarsi a circa 700°C.

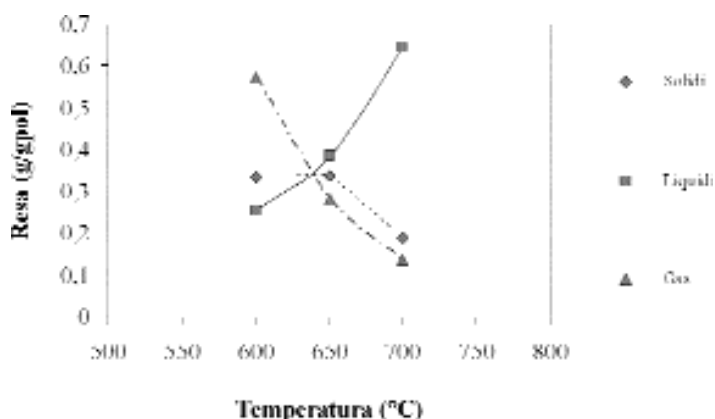


Fig. 5. Efficienze di conversione in gas, liquidi e solidi per la pirolisi del polietilene in un reattore a letto fluido bollente, al variare della temperatura.

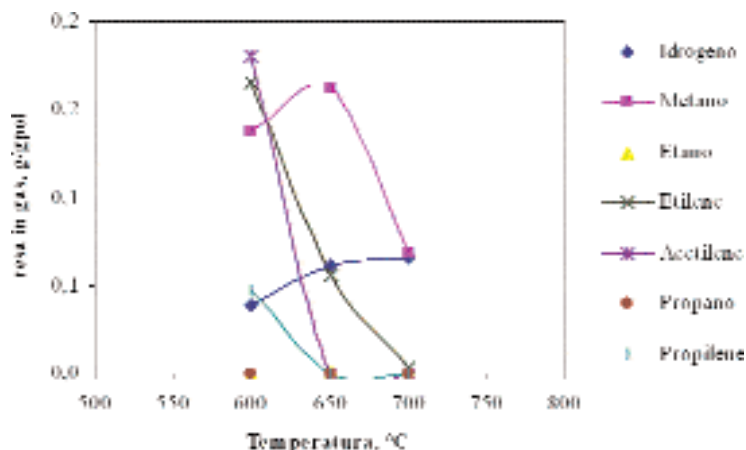


Fig. 6. Composizione in termini di resa del gas ottenuto dalla pirolisi del polietilene in un reattore a letto fluido bollente, al variare della temperatura.

Conoscendo la composizione del gas di pirolisi è possibile calcolarne il potere calorifico inferiore e, conoscendo anche l'efficienza di conversione in fase gas, si può ottenere la CGE. Esperimenti in reattori di piccola scala hanno dimostrato che si possono raggiungere CGE pari a 0.7 con PCI del gas di pirolisi di circa 20-27MJ/m³ variando opportunamente temperatura e tempo di residenza (11).

La pirolisi delle biomasse

Le biomasse rappresentano la quarta più abbondante sorgente energetica rinnovabile del pianeta che può, superando alcune problematiche tecnologiche, diventare una valida alternativa ai combustibili fossili. Le biomasse possono essere utilizzate direttamente in un processo di combustione producendo così da 8 a 20MJ/kg a seconda del contenuto di umidità del combustibile. Proprio il contenuto di umidità, spesso elevato e comunque variabile, assieme all'eterogeneità delle biomasse, determinano un'instabilità del processo di combustione legato soprattutto al fatto che la cinetica non è caratterizzata da un unico valore dei parametri cinetici, in particolare dell'energia di attivazione, bensì da una distribuzione degli stessi (6). Per questi motivi la combustione delle biomasse è in genere ottenuta in impianti dove si realizza la co-alimentazione con altri combustibili, spesso di origine fossile. L'efficienza elettrica degli impianti di generazione di potenza ali-

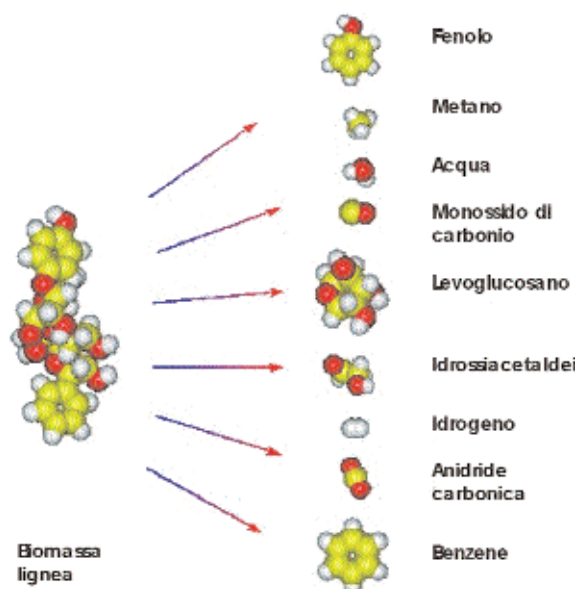


Fig. 7. Produzione di molecole più piccole a seguito della degradazione termica di una macromolecola (rielaborata da BTG, 2004).

mentati a biomasse ricade nell'intervallo 20-40% ed è alta (fino al 40%) solo per impianti sopra i 100MWe quando la biomassa è co-combusta con carbone (2). Ne risulta che per intensificare il ricorso alle biomasse, ottenere efficienze complessive più elevate e garantire una gestione più agevole degli impianti che le utilizzano, occorre ricorrere a processi di trasformazione termochimica quale pirolisi, gasificazione o liquefazione. Questi consentono di ottenere combustibili più omogenei, di maggiore densità e privi di umidità.

I processi di pirolisi delle biomasse possono essere classificati in base al tempo di residenza nel reattore: un elevato tempo di residenza porta alla produzione di charcoal; un basso tempo di residenza (*fast*, *flash*, *rapid* e *ultrafast*-pirolisi) porta alla formazione di liquidi con rese elevate (6). La frazione liquida è una miscela di acqua e composti organici (acidi, alcoli, aldeidi, chetoni, esteri, eterociclici, fenoli). La produzione di bio-oli (come normalmente vengono chiamati i liquidi della pirolisi delle biomasse) avviene a temperature moderate ovvero al di sotto di 600°C.

La *fast pyrolysis* è, in particolare, un processo che avviene a temperature moderate ma con una elevatissima velocità di scambio di energia e un tempo di residenza del gas prodotto sufficientemente basso (1-6s) da impedire reazioni secondarie. Vi sono anche processi con tempi dell'ordine di 30-1500ms, utilizzati per produrre gli aromi utilizzati nell'industria alimentare (*ultrafast pyrolysis*). La *fast pyrolysis* produce un bio-olio (fino al 75% di resa) che può essere agevolmente stoccato e trasportato, può essere utilizzato come bio-combustibile o per produrre prodotti di base dell'industria chimica. Va sottolineato che il bio-olio deve comunque subire un up-grading (tramite reforming, reazioni di shift, idro-pirolisi⁵) prima di poter essere utilizzato nei motori (6). Sebbene la tecnologia di pirolisi per produrre bio-combustibili da biomasse sia ormai ben sviluppata, i costi energetici ed economici associati all'utilizzo in motori, turbine e caldaie sono ancora molto alti.

Nella Tabella 1 si riportano le tecnologie utilizzate per realizzare la pirolisi con l'indicazione del metodo utilizzato per il riscaldamento del reattore e differenziando quelle che producono bio-olio (tutte quelle non diversamente indicate) da quelle utilizzate per smaltire rifiuti (indicate con la lettera a) e quelle che producono gas (indicate con la lettera b) (5).

La pirolisi al plasma per rifiuti speciali pericolosi

La pirolisi al plasma⁶ avviene a temperature elevatissime (circa 10,000°C) grazie all'azione dell'arco elettrico che si forma tra due elettrodi. In linea di

⁵ Pirolisi condotta in atmosfera di idrogeno

⁶ Il plasma, o quarto stato della materia, è caratterizzato da distanze intermolecolari maggiori di quelle dei gas. I plasmi vengono generati mediante scariche elettriche ad alto voltaggio in un gas fluente tra due elettrodi, oppure mediante radiazione con microonde o onde radio.

Tab. 1. Reattori di pirolisi di biomasse e modalità di riscaldamento [rielaborata da (6)].

Tipologia di reattore	Metodo di riscaldamento	Organizzazione
Serpentina ad ablazione	Pareti riscaldate	BBC; Castle Capital (ENERVISION)
Mulino ad ablazione	Pareti riscaldate	Colorado School Mines
Piatto ad ablazione	Pareti riscaldate	U. Astom, CNRS-Nancy
Vortex (ciclone) ad ablazione	Pareti riscaldate	Interchem, NREL
Forno a vite	Pareti riscaldate	U. Tubingen, WTC
Letto fluido circolante	Riciclo della sabbia riscaldata dalla gassificazione del char-sand prodotto dalla pirolisi	CRES + Agric. U. Athens
Vortex (ciclone)	Pareti riscaldate	CNRS-Nancy
Flusso trascinato	Prodotti di combustione. Sabbia calda	Egemin, GRTI. Western Ontario (a)
Letto fisso	Prodotti di combustione Gassificazione parziale Overfired gas	Bio-Alternative, Chemviron. Alte, Italenergie (b). U. Cardiff
Letto fluido	Gas di ricircolo caldo	Dynamotive, INETI, IWC, RTI, Union Fenosa, Hamburg, U. Waterloo, Wellman, Worthing.
	Gas inerte caldo	Cperi, NREL, U. Atoon, U. Leeds, U. Sassari, U. Stuttgart
	Gassificazione parziale Fire tubes	Alten, Italenergie (b) MTCI (b)
Letto orizzontale	Fire tubes	AEI (a), Pyrosol (a), Wastech (a)
Piani multipli	Piani riscaldati	U. Laval
Forno rotante	Pareti riscaldate	Deutsche Babcock (a), PKA (a), Stenau (a), Siemens + KWU (a), Waste Gas (a)
Cono rotante	Pareti e sabbia riscaldate	U. Twente + BTG + KARA
Letto miscelato	Gassificazione parziale	Alten
Letto trasportato	Sabbia caldo riciclata	Ensyn, VTT, Red Arrow
Letto mosso a vuoto	Contatto diretto con superfici calde	U. Laval + Pyrovac

principio, grazie a questa temperatura è possibile demolire a livello elementare le molecole complesse in tempi brevissimi (millisecondi). In particolare i materiali organici vengono decomposti mentre quelli inorganici vengono fusi. Il risultato finale consiste nella produzione di un gas di sintesi essenzialmente com-

posto da idrogeno e monossido di carbonio e di una scoria vetrificata non lisciviabile.

Su questo principio si basa il processo di “destrutturazione” di un pirolizzatore al plasma. L’arco viene generato all’interno di una camera dove l’intenso calore prodotto degrada le molecole organiche più resistenti (oli, vernici, solventi) fino ad ottenere i singoli atomi (plasma). In un processo successivo gli atomi si ricombinano per formare composti non pericolosi gassosi (anidride carbonica ed acqua prodotta dall’ossidazione in un letto di materiale ceramico) o solidi. Questi ultimi sono totalmente vetrificati ed inglobano i metalli che risultano non più lisciviabili e quindi riutilizzabili come materiale da costruzione. Gli elettrodi utilizzati sono in carbonio e vengono continuamente inseriti senza dover fermare il processo per la manutenzione.

Nei sistemi definiti “torcia al plasma” si utilizzano elettrodi di rame raffreddati ad acqua. Ciò costituisce in realtà un punto delicato in quanto, se non si sostituisce frequentemente l’elettrodo, si può andare incontro a problemi di sicurezza a causa della forte sovrappressione (una sorta di “esplosione”) determinata dal vapore formatosi a seguito del rapido surriscaldamento dell’acqua.

Questo processo è nato per rifiuti radioattivi ed estremamente pericolosi ed è attualmente sviluppato a livello commerciale solo per queste tipologie di rifiuti (13).

La pirolisi di rifiuti eterogenei

Il rifiuto eterogeneo è composto da diverse categorie merceologiche combustibili che però, in estrema schematizzazione, sono riconducibili a polimeri (plastiche, gomme, resine) e biomasse (carta, cartone, legno, frazione organica, tessili). La principale componente dei rifiuti è infatti la cellulosa, la seconda è la plastica. In media, il potere calorifico superiore della plastica è di 40MJ/kg mentre quello della cellulosa è di circa 20MJ/kg (14). Ciò spiega come mai molti studi della letteratura riportano studi sperimentali e modelli matematici anche molto complessi relativi alla pirolisi di queste categorie omogenee. La validità dei modelli viene naturalmente confermata o meno da indagini sperimentali effettuate su impianti pilota e dimostrativi direttamente sul rifiuto eterogeneo.

Le Figure 8 e 9 mostrano la distribuzione tra prodotti gassosi, liquidi e solidi ottenute per un rifiuto urbano sottoposto a pirolisi e la composizione del gas ottenuto (15). Il gas di pirolisi così ottenuto è utilizzabile in processi di trasformazione successivi. Dall’esame della Figura 8 si nota che a circa 600°C si ha un’efficienza di conversione del rifiuto in gas e liquidi di circa il 60%. Di questa frazione circa il 50-60% è combustibile (Figura 9) il resto è inerte (anidride carbonica). Vi è inoltre una frazione solida non trascurabile che deve essere caratterizzata accuratamente per poter definire quale sia il suo più corretto utilizzo o smaltimento.

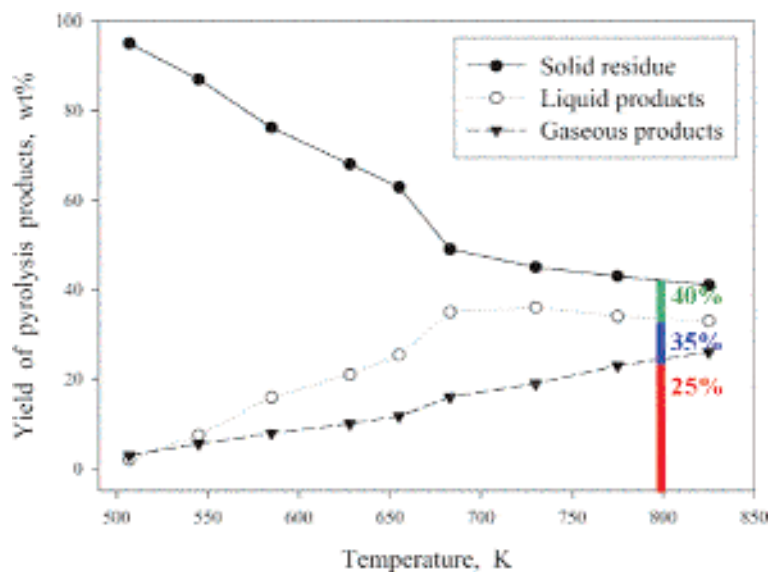


Fig. 8. Resa di conversione per un RSU al variare della temperatura [da (15)].

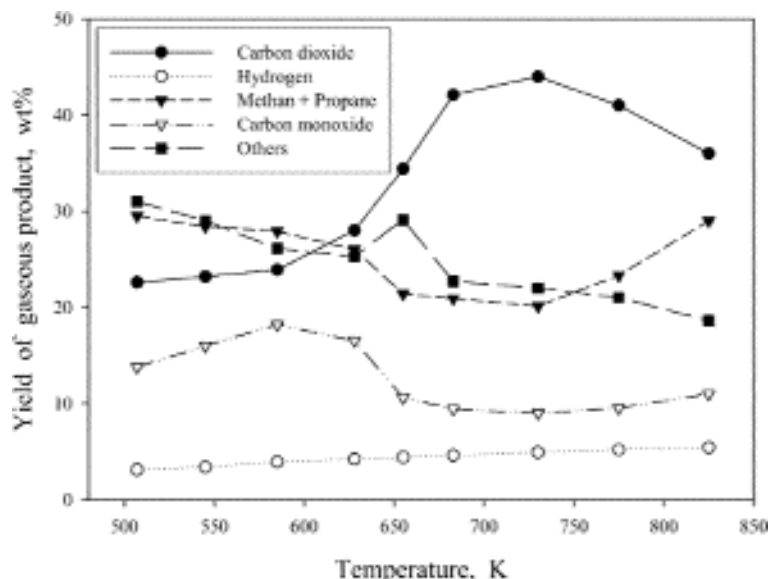


Fig. 9. Composizione del gas di pirólisi per un RSU al variare della temperatura [da (15)].

Se ne deduce che per ottenere un'elevata efficienza di recupero energetico occorre utilizzare anche il contenuto energetico del char, come avviene in diversi processi, alcuni dei quali sono descritti nel prossimo paragrafo.

Le tecnologie di pirolisi dei rifiuti

L'applicazione della pirolisi ai rifiuti urbani in Europa non ha ancora raggiunto la maturità commerciale anche se la spinta ad ottemperare a quanto stabilito dal protocollo di Kyoto sta facendo partire diversi progetti dimostrativi (16). D'altra parte, la pirolisi intesa come processo preliminare ad un successivo stadio di combustione o gassificazione è già applicata su grande scala (impianto da 2.2MWe a Burgau-Unterknoringen, Germania, attivo dal 1983) oppure è in costruzione (impianto di pirolisi da 100 kt/anno a Hamm-Uentrop, Germania)⁷.

Fra i processi più interessanti che utilizzano la pirolisi come processo di trasformazione di vari rifiuti (plastiche miste, residui della demolizioni di automobili, rifiuti elettronici, rifiuti solidi urbani e speciali) si possono indicare quelli realizzati da WasteGen (UK), Texaco e Compact Power. Si differenziano principalmente per la temperatura a cui avviene la pirolisi e, soprattutto, per il destino del char del processo di pirolisi. In particolare, WasteGen ha in esercizio sistemi di pirolisi di rifiuti solidi urbani ormai da vari anni, ed è quindi un processo ormai commercializzato, mentre Texaco e Compact Power offrono un impianto combinato pirolisi-gassificazione-combustione molto interessante proprio perché recupera energeticamente il char anziché smaltirlo.

Pyropleq – WasteGen UK

Il processo Pyropleq è stato inizialmente messo a punto dalla PLEQ della Germania dell'Est negli anni '80 e poi, ulteriormente sviluppato dalla Mannesmann. Più recentemente la tecnologia è stata acquisita dalla Technip francese che ha ceduto alla WasteGen la commercializzazione in Gran Bretagna. A Burgau, nella Germania del sud, è attivo un impianto di questo tipo da 17 anni, che tratta i rifiuti solidi urbani producendo energia elettrica e calore. Il processo realizzato è una pirolisi ad alta temperatura di rifiuto pre-trattato per eliminare materiale non adatto e recuperare quello riciclabile. Il gas di pirolisi è inviato in una turbina a gas oppure in una camera di combustione per produrre vapore da inviare ad una turbina a vapore. Il forno di pirolisi è di tipo rotativo, riscaldato esternamente da una camicia in acciaio all'interno della quale passano i gas effluenti dalla camera di combustione del gas di pirolisi. La temperatura esterna del forno è di 700°C. Il gas di pirolisi passa attraverso un ciclone per la rimozione delle polveri ed è poi inviato alla camera di combustione dove, in eccesso d'aria, brucia a circa 1250°C. Il gas effluente è poi utilizzato per il riscaldamento del forno di pirolisi ed inviato alla turbina a vapore. Prima dell'invio al camino il gas effluente è ulteriormente depolverato in un filtro a maniche.

⁷ Nel paragrafo successivo verranno descritte le caratteristiche principali di questi impianti.

Un secondo impianto, di concezione più moderna, è ancora in costruzione ad Hamm, vicino Dortmund e prevede due linee da 6.65t/h. La tecnologia deve comunque migliorare le prestazioni ambientali e, in particolare, la gestione dei residui solidi del processo. Il diagramma di flusso è riportato in Figura 10. L'alimentazione è una miscela di rifiuti solidi e fanghi di depurazione, tranciati a dimensioni inferiori a 200mm, poi trasferiti tramite nastri fino ad una caditoia di alimentazione e poi alla coclea a vite del reattore di pirolisi. Questo è un forno rotativo, dotato di setti interni per migliorare la miscelazione ed aumentare il tempo di permanenza, indirettamente riscaldato da gas caldi a circa 550°C. Il rifiuto ha un tempo di permanenza che varia tra 0.5 e 2 ore, durante il quale è prima essiccato e poi pirolizzato ad una temperatura tra i 450 e i 470°C. Il residuo solido del reattore di pirolisi, che contiene sia char sia componenti inorganici e metallici, è raffreddato con acqua. Dopo il recupero dei metalli ferrosi tramite sistema a magneti, la corrente risultante è inviata a discarica. Il gas combustibile prodotto è inviato ad una filtrazione ad alta temperatura e quindi ad un forno di combustione, esercito a circa 1200°C e con un eccesso d'aria tra il 5 e l'8%. Il gas effluente è suddiviso in due correnti: la prima, impiegata per riscaldare il reattore di pirolisi, è raffreddata a 600-650°C usando gas di ricircolo; la seconda è mescolata con il gas in uscita dal sistema di scambio termico del pirolizzatore ed inviata alla caldaia che produce vapore per la turbina. Il sistema di pulizia dei gas in uscita dalla caldaia (opportunamente raffreddati a 250°C per iniezione di aria) prevede un filtro a manica con carboni attivi ed un'iniezione di bicarbonato di sodio per controllare le

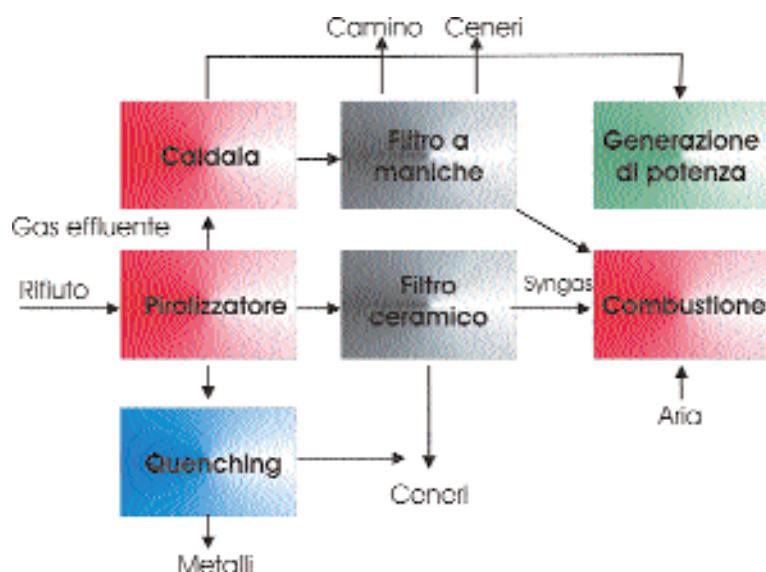


Fig. 10. Diagramma di flusso semplificato del processo WasteGen.

emissioni di particolato, di gas acidi, di mercurio, ecc. Le polveri dal filtro a manica e dal sistema di filtrazione a caldo sono mescolate ai residui inorganici ed al char del reattore di pirolisi per essere inviate tutte a discarica.

Texaco

Un esempio di processo combinato che ha come obiettivo il massimo recupero energetico è quello di Figura 11. Il processo di gassificazione è il processo Texaco commercialmente verificato che utilizza ossigeno puro anziché aria. Il carattere innovativo è però il pre-trattamento realizzato con uno stadio di pirolisi del rifiuto in un reattore a letto mosso accoppiato ad uno stadio di combustione del char misto alla sabbia realizzato in un reattore separato da quello di pirolisi. Ciò permette di non diluire il gas di pirolisi e, quindi, il syngas e di ottenere un'elevata CGE anche grazie alla gassificazione con ossigeno puro anziché aria (14).

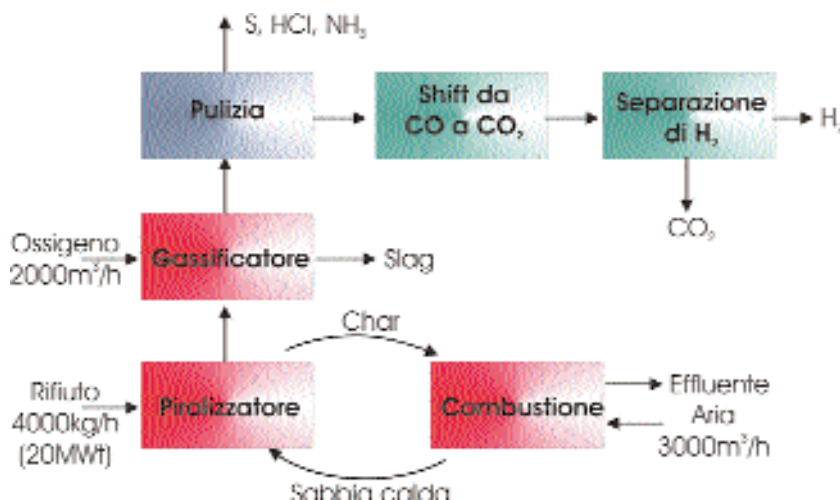


Fig. 11. Diagramma di flusso del processo Texaco.

Compact Power

Il processo Compact Power è stato sviluppato da Compact Power Ltd di Bristol in Inghilterra nei primi anni '90. L'impianto pilota della potenzialità di 360kg/h è stato alimentato con fanghi di depurazione disidratati, RSU, rifiuti ospedalieri, pneumatici tranciati, ecc. Il dimostrativo da 8000t/y, costruito sempre in Inghilterra,

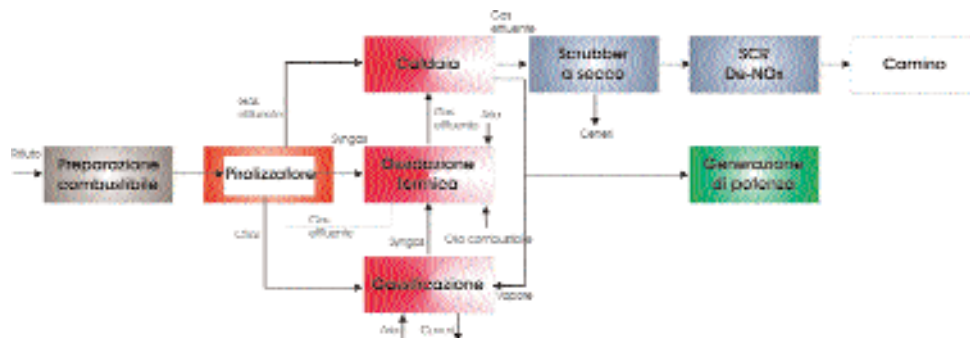


Fig. 12. Diagramma di flusso del processo Compact Power.

ra a Avonmouth, sarà alimentato esclusivamente a RSU. Il *diagramma di flusso* del processo Compact Power è riportato in Figura 12.

I RSU sono prima tranciati ad una dimensione massima di 75mm e poi separati dagli elementi metallici ferrosi tramite un sistema magnetico. Il materiale tranciato è poi alimentato al reattore di pirolisi, attraverso coclee a verme che alimentano una serie di tubi riscaldati indirettamente dai gas caldi effluenti dall'unità di combustione a valle. La temperatura di pirolisi è relativamente alta per una pirolisi di rifiuti (circa 800°C), mentre il tempo di permanenza è dell'ordine di 30min.

Il char ed il residuo metallico/inorganico del reattore di pirolisi sono inviati a gassificazione in un reattore a letto fisso, dove il char reagisce con vapore e aria, con tempi di permanenza di nuovo dell'ordine di 30min. Il gas prodotto (essenzialmente una miscela di H₂, CO, vapore, N₂ e CO₂) viene miscelato con il gas di pirolisi ed inviato ad un'unità di combustione.

Il forno di combustione dei gas di pirolisi e di gassificazione è esercito a 1250°C con un tempo di permanenza di circa 2s ed un ossigeno in eccesso dell'8%, anche se può richiedere olio combustibile di supporto. Il gas effluente da tale forno è in parte impiegato per fornire calore al reattore di pirolisi ed in parte (miscelato con il gas proveniente dallo scambio termico con il pirolizzatore) inviato alla caldaia che produce vapore per la turbina. Il gas in uscita dalla caldaia è a circa 200°C e viene trattato in uno scrubber a secco con bicarbonato di sodio (per il controllo delle emissioni di gas acidi) e un'unità SCR (per il controllo delle emissioni di NO_x) (4, 16).

Conclusioni

La massima parte dei processi commerciali di pirolisi si svolge a bassa temperatura, cioè tra 450 e 600°C in modo da evitare di dover pagare un onere eccessivo in termini energetici (ed economici), anche se ciò comporta un aumento del

tempo di permanenza nel reattore (che può arrivare anche alle 2h) e la riduzione della frazione di rifiuto completamente degradata all'interno del forno. Per migliorare il rendimento energetico complessivo del processo il gas di pirolisi, ed eventualmente anche il char, sono inviati ad un processo di combustione che consente, se questo è condotto a temperature maggiori di 1200°C, di sfruttare appieno la temperatura adiabatica di fiamma del gas di pirolisi. Il char proveniente da un processo di pirolisi può:

- essere inviato a discarica dopo essere stato privato dei metalli che, a valle del processo, sono recuperabili in forma non ossidata
- essere inviato a combustione eventualmente assieme al gas di pirolisi; in questo caso non sarà possibile recuperare i metalli (che in questo modo vengono ossidati)
- essere inviato a gassificazione (opzione che permette di recuperare i metalli in forma non ossidata ed aumentare la CCE_{gas} del sistema forno di pirolisi+forno di gassificazione trasformando il carbonio fisso del char in ulteriore syngas).

La maggior parte delle soluzioni tecnologiche adottate dai processi termici di rifiuti solidi urbani ed industriali che prevedono l'associazione della pirolisi con la combustione ad alta temperatura dei gas di pirolisi e dei residui solidi carboniosi riescono anche a concentrare in un solo stadio (quello di pirolisi) le problematiche meccaniche (principalmente connesse all'alimentazione dei rifiuti ed alle dilatazioni differenziali), quelle energetiche (essenzialmente legate alla necessità di apportare calore indirettamente ad una massa di materiale di composizione e proprietà termiche disomogenee) e quelle di sicurezza (dovute al rischio che ossigeno gassoso venga a contatto con miscela di composizione all'interno dell'intervallo di infiammabilità o esplosibilità).

La maggior parte dei processi dimostrativi/commerciali mira a produrre energia in loco tramite l'utilizzo di un forno ad alta temperatura con annessa caldaia di produzione di vapore da mandare a turbina piuttosto che in un motore endotermico o una turbina a gas. Anche i processi che adottano la pirolisi ad alta temperatura, seguita da una gassificazione del char ed una combustione/gassificazione dei gas di pirolisi, prevedono un forno ad alta temperatura con annessa caldaia a vapore, nonostante questa soluzione possa garantire efficienze di conversione in energia elettrica tipicamente intorno al 18% e quindi molto più basse di quelle ottenibili da motori endotermici o turbine a gas.

Bibliografia

1. Demirbas, A., Biomass resource facilities and biomass conversion processing for fuels and chemicals, *Energy Conversion and Management*, 42 (2001)
2. Demirbas, A., Yields of hydrogen-rich gaseous products via pyrolysis from selected biomass samples, *Fuel*, 80 (2001)

3. Cecchi F., Battistoni P., Pavan P., Bolzonella D., Innocenti L., Digestione anaerobica della frazione organica dei rifiuti solidi, Manuali e linee guida 13/2005 APAT
4. Malkow T., "Novel and innovative pyrolysis and gasification technologies for energy efficient and environmentally sound MSW disposal", *Waste Management*, 24 (2004)
5. Bridgwater A.V., Principles and practice of biomass fast pyrolysis processes for liquids, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 51 (1999)
6. Yaman S., Pyrolysis of biomass to produce fuels and chemical feedstocks, *Energy Conversion and Management*, 45 (2004)
7. Arena, U. e M.L. Mastellone, Fluidized Bed Pyrolysis of Plastic Wastes, capitolo 16 del libro Feedstock Recycling and Pyrolysis of Waste Plastics, curato da J. Scheirs e W. Kaminsky, J. Wiley&Sons Ltd, 2006
8. Kaminsky, W. and C. Mennerich, Pyrolysis of synthetic tire rubber in a fluidized-bed reactor to yield 1,3-butadiene, styrene and carbon black, *J. Anal. App. Pyrolysis*, 58-59 (2001)
9. Conesa J.A., R. Font, A. Marcilla and A.N. Garcia, Pyrolysis of polyethylene in a fluidized bed reactor, *Energy&Fuels*, 8 (1994)
10. Mastellone, M.L., F. Perugini, M. Ponte and U. Arena, Fluidized bed pyrolysis of a recycled polyethylene, *Polymer Degradation & Stability*, 76 (2002)
11. Arena U., G. Barbato e M.L. Mastellone, Material and Energy Recovery by means of Pyrolysis of Polymers in a Fluidized Bed Reactor, Proceedings of 10th Int. Conf. on Multiphase Flow in Industrial Plant, Centro Edit. UniCal, ISBN 88-7458-049-5, (2006)
12. M.L. Mastellone, U. Arena, G. Barbato, L. Zaccariello, E. Romeo, S. Granata, A. Frassoldati, T.Faravelli, E. Ranzi, Devolatilization and Gasification of Plastic Wastes in a Fluidized Bed Reactor, Proceedings of IChEAP8, Ischia, 24-27 June (2007)
13. [http\\www.plasmapyrolysis.com](http://www.plasmapyrolysis.com)
14. Wallman, P.H., Thorsness, C.B., Winter, J.D., Hydrogen production from waste, *Energy*, 23 (1998)
15. Demirbas A., Pyrolysis of municipal solid wastes for recovery of gasoline-range hydrocarbons, *J. of Analytical and Applied Pyrolysis*, 72 (2004)
16. Livingston W.R., Technical and Economic Assessment of Energy Conversion Technologies for MSW, Report No. B/WM/00553/REP for DTI Sustainable Energy Programmes PUB URN NO: 02/1347 (2002)

LE ESPERIENZE OPERATIVE E LE NUOVE INIZIATIVE IMPRENDITORIALI



L'impianto di termovalorizzazione a letto fluido circolante della Lomellina

Franco Gasparini

Il recupero di energia e materia dai rifiuti è un'attività antica probabilmente quanto la razza umana; l'applicazione industriale di questa tecnica si sviluppa di pari passo con l'incremento di produzione di rifiuti pro-capite e con il veloce incremento del suo potere calorifico che rende tale tecnica sempre più attraente.

Inizialmente, lo scopo principale dell'incenerimento è la distruzione dei composti "nocivi" o comunque fastidiosi e, in particolare nelle aree ad alta densità di popolazione, la drastica riduzione di peso e di volume della parte da destinare comunque a discarica.

Il recupero di energia era accessorio e finalizzato alla riduzione del costo finale dello smaltimento.

Tale recupero si realizzava a mezzo di caldaie a recupero poste a valle dell'inceneritore.

Il passaggio da "incenerimento" a "termovalorizzazione" rappresenta un deciso cambiamento impiantistico e, per molti aspetti, di approccio al problema dello smaltimento dei rifiuti.

Questo cambiamento sta alla base del termine "termovalorizzazione" che non è da intendersi come un "accorgimento linguistico" dettato dal gradimento popolare prossimo allo zero dell'incenerimento, ma termine che indica, in aggiunta a una decisa innovazione tecnologica, che il rifiuto diventa un combustibile di recupero o una materia seconda.

Il termovalorizzatore è a tutti gli effetti una caldaia alimentata a rifiuti, i cui parametri progettuali fondamentali sono legati al ciclo termico associato, e per la progettazione del quale gli obiettivi sono comuni a quelli di una centrale elettrica convenzionale (efficienza, affidabilità, economicità, redditività). La combustione avviene in un'apparecchiatura progettata per trasferire quanto più possibile il ca-

lore sotto forma di radiazione e di calore sensibile al fluido ausiliario (il vapore), che a sua volta genererà energia elettrica.

Parametri progettuali fondamentali

Nella progettazione e nell'esercizio di un impianto generico di combustione di rifiuti, i parametri fondamentali per una corretta combustione sono quattro:

- Eccesso d'aria
 - Temperatura
 - Tempo di permanenza
 - Turbolenza
- } talvolta indicate come "3 T"

I parametri universalmente accettati sono i seguenti:

- Eccesso d'aria $60 \div 100\%$;
- Temperatura $\geq 850^{\circ}\text{C}$;
- Tempo di permanenza ≥ 2 secondi alla temperatura $\geq 850^{\circ}\text{C}$;

Gli obblighi imposti dalla legge italiana (D.P.R. 915 del 10/09/82 e relativi decreti applicativi) sono stati:

- Installazione di una "camera" di post-combustione;
- Eccesso d'aria tale da assicurare il 6% in volume su base umida nei fumi;
- Temperatura $\geq 850^{\circ}\text{C}$;
- Tempo di permanenza ≥ 2 secondi alla temperatura $\geq 850^{\circ}\text{C}$;
- Velocità di ingresso nella camera di post-combustione ≥ 10 m/s.

Questi obblighi sono stati modificati nel tempo, a seguito anche dell'armonizzazione delle normative dei paesi facenti parte della CE, fino alla normativa attuale (Dlgs. 29/4/2005) che riduce le prescrizioni di legge alla coppia temperatura/tempo di permanenza ai valori sopra indicati.

Il termovalorizzatore

Come abbiamo detto il termovalorizzatore è una apparecchiatura progettata per trasferire a un fluido di servizio l'energia termica prodotta nella combustione del rifiuto.

La combustione ha luogo quindi in condizioni non adiabatiche, ma con un significativo scambio termico.

Se ne deduce che il termovalorizzatore richiede un potere calorifico (PCI) minimo per soddisfare le prescrizioni riguardanti i parametri di temperatura, tempo, ossigeno libero senza l'apporto di combustibile ausiliario.

Tale PCI minimo è quantificabile in circa a 8000 kJ/kg, valore oggi inferiore, anche decisamente, a quello del rifiuto raccolto in aree prevalentemente urbane e comunque normalmente raggiunto in Italia.

Un parametro progettuale di difficile raggiungimento e che ha quindi ritardato l'applicazione del termovalorizzatore in Italia è stata la velocità minima di 10 m/s in ingresso alla camera di post-combustione, che doveva essere calcolata come portata di fumi divisa per la sezione di ingresso.

Il problema è stato risolto mediante l'iniezione dell'aria secondaria ad elevata velocità, in grado di assicurare comunque una elevata turbolenza e quindi una completa miscelazione anche senza il raggiungimento della velocità trasversale prescritta.

Il primo termovalorizzatore è stato realizzato in Italia nella seconda metà degli anni '90, con ritardo notevole rispetto agli altri paesi europei e notevolissimo rispetto agli Stati Uniti.

Il termovalorizzatore a griglia

La tecnologia di gran lunga maggioritaria nel campo della termovalorizzazione è il termovalorizzatore a griglia (mass burn nella terminologia anglosassone).

La combustione del rifiuto avviene su un supporto meccanico (la griglia appunto), sul quale il rifiuto è depositato per gravità attraverso un canale di caduta refrattoriato o raffreddato ad acqua e dosato da spintori idraulici.

L'aria (primaria) di combustione proviene da sotto la griglia attraverso apposite aperture, l'aria primaria assolve anche l'importante scopo di raffreddare le componenti della griglia a diretto contatto con il materiale in combustione.

Durante il percorso del rifiuto sulla griglia, si possono distinguere tre fasi distinte di combustione:

- Essiccamento
- Combustione dei composti volatili;
- Scorificazione (burn-out).

La griglia può avere principi costruttivi diversi (gradini fissi e mobili alternati, ad azione inversa, a rulli rotanti affiancati).

La tecnologia del termovalorizzatore a griglia risale all'inizio degli anni '60, ed è ormai da considerarsi una tecnologia matura.

Nel corso degli anni la tecnologia a griglia ha subito molte evoluzioni, soprattutto per quel che riguarda la metallurgia e il sistema di controllo della combustione, ed in misura minore sull'arrangiamento del percorso fumi, ma possiamo affermare che concettualmente sia rimasta fedele al disegno originario.

Il termovalorizzatore a letto fluido

Un deciso cambiamento tecnologico si è realizzato con l'applicazione della combustione a letto fluidizzato, in particolare nella sua variante del letto fluido circolante.

La combustione non avviene più con il rifiuto stazionario su una griglia.

Piuttosto il rifiuto è bruciato in una sospensione fluida di materiale trascinata da una corrente gassosa ad alta temperatura in moto sostanzialmente ascendente.

Questa sospensione fluida, il "letto fluidizzato", è composta da rifiuto miscelato con particelle ad elevata temperatura di materiale inerte.

La fluidizzazione assicura una turbolenza notevolissima e quindi un intimo contatto rifiuto/ossigeno, uno scambio termico ed un volano termico elevatissimi che sono alla base della combustione ottimale e completa del rifiuto.

Anche in questo caso l'aria (primaria) di combustione è introdotta attraverso una griglia di fondo, che è però parte integrante della caldaia, realizzata con tubi al cui interno fluisce l'acqua dal corpo cilindrico della caldaia.

A valle del combustore c'è un ciclone, nel quale si realizza la separazione dei solidi e di eventuale materiale incombusto dai fumi. I fumi sono quindi avviati alle sezioni di recupero termico, mentre il materiale solido è reiniettato nel combustore per una più completa combustione.

Un apposito sistema di tenuta assicura che i fumi di combustione non trovino percorsi preferenziali alternativi; il sistema di tenuta può anche essere utilizzato per lo stadio finale di surriscaldamento del vapore, sfruttando l'elevatissimo scambio termico solido/vapore in un ambiente meno aggressivo di quello dei fumi di combustione.

L'eccesso d'aria, ridotto grazie all'eccellente turbolenza, assicura rendimenti di caldaia elevati e volumi ridotti di fumi di combustione e, in ultima analisi, ridotte emissioni.

La recente abolizione della imposizione di legge di un minimo tenore di ossigeno libero nei fumi consentirà il pieno sfruttamento delle potenzialità del letto fluido nel campo della termovalorizzazione dei rifiuti.

La temperatura nel combustore è mantenuta in un campo ristretto al di sopra degli 850°C mediante una combustione a stadi.

Questa caratteristica limita significativamente la formazione di ossidi di azoto (NOx) per cui non è richiesta l'installazione di sezioni di DeNOx per il raggiungimento dei limiti di emissione previsti dalla vigente normativa.

L'aria secondaria è iniettata a due differenti elevazioni. Il volume del combustore per il calcolo del tempo di permanenza è conteggiato a partire dalla seconda iniezione di aria secondaria fino alla sommità del combustore stesso, anche se la soglia degli 850 °C può essere superata (in discesa) a valle del ciclone.

Lo schema di un moderno combustore a letto fluido circolante è mostrato nella Figura 1.

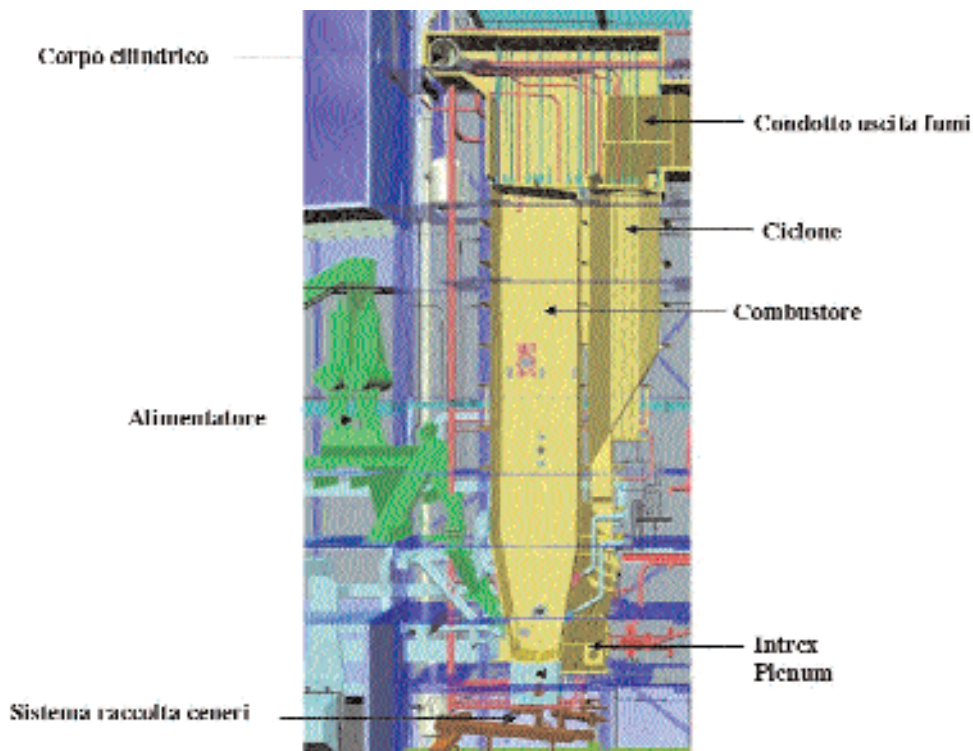


Fig. 1. Combustore a letto fluido circolante.

L'insieme combustore/ciclone è costituito da tubi d'acqua verticali "membrati" che costituiscono un sistema a tenuta di gas.

Descrizione dell'impianto di lomellina energia

Sezione di pretrattamento dei rifiuti e produzione combustibile

Lo schema di pretrattamento dei rifiuti è mostrato in Figura 2.

Nell'unità di pretrattamento si svolgono le seguenti operazioni principali:

- Preselezione dei rifiuti realizzata in 3 linee (due operative e una di riserva) costituite da un trituttore a coclea, un vaglio rotante a doppio stadio, che separa meccanicamente la frazione secca da quella organica, e da separatori magnetici e ad induzione per il recupero dei metalli.
- Produzione di combustibile derivato dai rifiuti realizzata in due linee (una operativa e una di riserva) costituite da un mulino a martelli e da separatori magnetici.

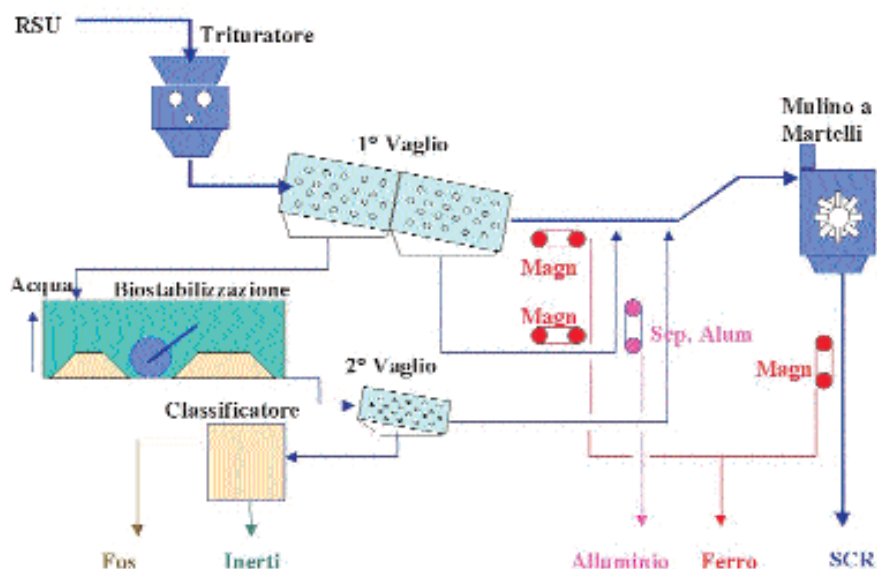


Fig. 2. Schema di pretrattamento dei Rifiuti Solidi Urbani.

- Stabilizzazione della frazione organica con ventilazione forzata.
- Raffinazione della frazione organica stabilizzata.

Termovalorizzazione Energetica

Lo schema della sezione di termovalorizzazione è mostrato nella Figura 3.

Caldaia CFB

La caldaia a letto fluido circolante con circolazione esterna (Circulating Fluidized Bed Boiler, CFB), di tecnologia Foster Wheeler, è composta dalle seguenti sezioni:

- Sistema di alimentazione del rifiuto;
- Combustione a letto fluido;
- Ciclone separatore dove i solidi trascinati dai fumi, e che possono ancora contenere tracce di materiale incombusto, sono separati e riciclati nella parte inferiore della camera di combustione, al fine di assicurare il completamento della combustione;
- Sezione di recupero termico con generazione di vapore;
- Sezione di estrazione della ceneri del tipo a secco, con recupero energetico del calore residuo contenuto nelle ceneri.

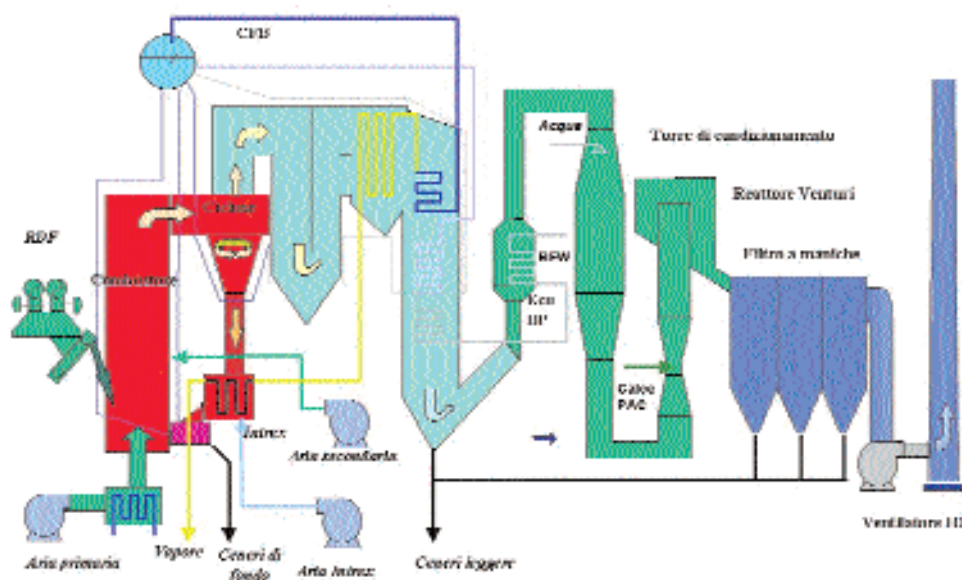


Fig. 3. Schema Termovalorizzatore e Depurazione Fumi.

Le condizioni di progetto del vapore generato sono: 440°C e 62 bar g.

Depurazione Fumi

- Economizzatore per il recupero del contenuto termico residuo dei fumi e l'ottimizzazione della temperatura dei gas (raffreddati fino a 160°C);
- Torre di condizionamento per il controllo dell'umidità e della temperatura dei fumi (140-150°C);
- Reattore nel quale sono alimentati un sorbente basico (calce) per la neutralizzazione dei composti acidi, e carboni attivi per la rimozione dei metalli pesanti e dei microinquinanti organici;
- Filtro a maniche per la rimozione delle ceneri, dei prodotti delle reazioni di neutralizzazione e della calce non reagita.
- Sistema di riciclo dei prodotti di reazione e della calce non reagite per massimizzare il rapporto Ca/H^+ e quindi l'abbattimento dei composti acidi.

Ciclo termico

Il vapore generato dalla caldaia alimenta una turbina a vapore da 19 MW, con tre livelli di estrazione del vapore. Le estrazioni del vapore sono utilizzate per servizi interni all'unità quali il degasaggio ed il preriscaldamento della condensa e dell'a-

ria di combustione. Il vapore esausto condensa, alla pressione di 0.1 bar a, in un condensatore ad aria.

È inoltre previsto un sistema di bypass completo della turbina a vapore. Il condensato è preriscaldato in una batteria di scambiatori di recupero, poi degasato con vapore nel degasatore per la rimozione degli incondensabili, e quindi rinviato in caldaia mediante le pompe di alimento.

L'esperienza operativa dell'impianto di lomellina

L'impianto di Lomellina Energia è entrato in marcia commerciale nel Settembre del 2000 ed ha potuto quindi offrire riscontri importanti, sia sul breve periodo (prestazioni) che sul medio/lungo periodo (affidabilità generale d'impianto, affidabilità dei singoli componenti, resistenza dei materiali).

Questi riscontri hanno sia confermato la bontà della tecnologia del CFB sia fornito spunti per lo sviluppo della tecnologia.

Sono state anche condotte delle analisi statistiche nell'arco di tempo di 2 anni (2001 e 2002) che hanno fornito ulteriori parametri di valutazione della tecnologia.

I principali riscontri sono elencati nel seguito.

Combustione stabile e completa anche con ridotto eccesso d'aria

L'impianto di Lomellina Energia riceve RSU e assimilabili.

La quantità di RSU copre circa il 60% della capacità dell'impianto. La rimanente parte è costituita da rifiuti assimilabili (imballaggi, rifiuti artigianali e industriali non pericolosi), con caratteristiche largamente variabili.

Alcune frazioni sono direttamente alimentabili alla caldaia senza necessità di pretrattamento.

La caldaia si è dimostrata in grado di bruciare queste frazioni senza richiedere una miscelazione spinta con gli altri rifiuti, sempre mantenendo i parametri emissivi direttamente legati alla combustione entro i limiti progettuali (e di legge).

I valori di emissione relativi ai composti organici volatili (COV) e agli idrocarburi aromatici policiclici (IPA) sono stati riscontrati stabilmente di alcuni ordini di grandezza inferiori ai limiti di legge (10 mg/Nm³ e 0.01mg/Nm³ rispettivamente)¹, mentre il 97 percentile dei valori orari di emissione relativi al monossido di carbonio (CO) sono stati inferiori al limite giornaliero (50 mg/Nm³).

¹ I valori di emissioni sono riferiti a gas secchi con un contenuto di ossigeno pari all'11% in volume in accordo alla normativa vigente.

Ridotta produzione di NOx

La combustione a stadi e le basse temperature intrinseche al CFB si sono dimostrate efficaci nella riduzione della produzione di ossidi di azoto (NOx) che si sono stabilmente attestati intorno ai 150-180 mg/Nm³ senza la necessità né di sistemi di riduzione DeNOx né di ricircolo di parte dei fumi.

Anche per questo inquinante l'analisi statistica dei valori di emissione relativi agli NOx nell'arco di due anni hanno evidenziato come il 100 percentile dei valori orari di NOx sia stato inferiore al valore giornaliero di progetto e di legge (200 mg/Nm³).

Efficacia del pretrattamento per una agevole operazione del CFB

Il sistema di pretrattamento del rifiuto si è dimostrato un valido aiuto nell'assicurare una combustione efficiente, stabile ed ambientalmente efficace.

Inoltre, la "specificità" imposta relativamente al contenuto ed alle dimensioni di materiale inerte si è dimostrata essenziale per assicurare una continuativa operazione della caldaia.

Il materiale inerte grossolano "non fluidizzabile" tende infatti ad accumularsi sulla griglia defluidizzando il letto e richiedendo alla fine lo spegnimento della caldaia e la rimozione del materiale non fluidizzabile.

La sezione di estrazione, raffreddamento, riciclo e evacuazione delle ceneri di fondo ha funzionato senza problemi.

Il pretrattamento del rifiuto è necessario nel caso di rifiuti solidi urbani tal quali.

Lo schema di pretrattamento deve essere deciso sulla base della tipologia del rifiuto in ingresso.

Operabilità e disponibilità

Nonostante la inerente maggiore complessità impiantistica del CFB rispetto alla caldaia a griglia, il CFB si è dimostrato facile da operare e ha raggiunto fattori di disponibilità equivalente annuali (espressi come energia utile prodotta rispetto a quanto teoricamente producibile alla capacità di progetto in 8760 ore) superiori alla media degli impianti del settore.

L'affidabilità equivalente nell'anno 2002 si è attestata all'86% con un sovradimensionamento termico della caldaia minimo (5%).

Le più importanti cause di fermo impianto sono stati, oltre alla manutenzione programmata, interventi di riparazione sulle parti in pressione della caldaia, confermando la risaputa aggressività dei prodotti di combustione alle condizioni di esercizio normali.

Surriscaldatore finale INTREX

Il surriscaldatore finale integrato nel sistema di ricircolazione del letto è stato utilizzato per la prima volta nel campo delle termovalorizzazione dei rifiuti solidi urbani nell'impianto di Lomellina Energia.

L'operazione dell'INTREX si è dimostrata efficiente ed affidabile, richiedendo una manutenzione inferiore ai surriscaldatori convettivi nonostante operi a temperature significativamente superiori.

Le sue ridotte dimensioni conseguenti agli elevatissimi coefficienti di scambio rendono inoltre agevole la sostituzione dello scambiatore che richiede tempi ridotti (inferiori alle 48 ore).

Semplificazione dell'operazione della sezione di trattamento fumi

Le condizioni operative del CFB (temperatura, eccesso d'aria, intima miscelazione gas/solido) sono ottimali per la cattura dello zolfo in presenza di un sufficiente contenuto di calcio nel materiale solido.

Il materiale del letto fluidizzato, nonostante che il materiale organico sia separato dal rifiuto nella fase di pretrattamento e che il materiale costituente il letto sia prevalentemente sabbia inerte, contengono ancora sufficiente calcio per catturare lo zolfo.

Ne consegue che la sezione di trattamento fumi opera in condizioni meno gravose per quanto riguarda la rimozione dei gas acidi.

Ciò ha consentito di operare il filtro a temperature superiori, mantenendosi più lontani dalle condizioni di potenziale agglomerazione dei sali di cloruro di calcio che sono igroscopici, senza pregiudicare l'efficienza di abbattimento dei composti acidi.

Anche i dosaggi di calce e carbone attivo sono risultati inferiori ai valori attesi.

L'impianto è stato adeguato per rispettare i nuovi limiti richiesti dalla vigente normativa (il già citato Dlg 29/04/2005); la sola modifica è stata tuttavia l'aggiunta di un analizzatore dei fumi in uscita dalla caldaia la cui misura è utilizzata con una logica di "feed forward" per il dosaggio della calce.

La risposta del sistema a variazioni del contenuto di composti acidi è notevolmente più veloce, compensando così la diminuzione del tempo su cui è calcolata la media delle emissioni al camino.

L'esperienza operativa di lungo periodo

Gli aspetti evidenziati nei paragrafi precedenti sono quasi tutti relativi alle prestazioni dell'impianto.

Esistono tuttavia altri aspetti che sono essenziali per una redditizia conduzione di un impianto industriale e che devono essere tenuti in considerazione nella sua progettazione.

Sono la affidabilità, la disponibilità, la manutenibilità.

È intuitivo che maggiore è il numero di ore in cui l'impianto è in funzione maggiore è la redditività dello stesso o, visto dalla parte del consumatore, più economica è la tariffa che l'operatore richiederà per il servizio fornito.

Non bisogna dimenticare infatti che lo scopo principale dei termovalorizzatori, pur non sottovalutando il contributo della produzione di energia o della riduzione della emissione di CO₂, resta lo smaltimento dei rifiuti.

La valutazione e la quantificazione di questi parametri operativi richiedono l'acquisizione dei dati di marcia del maggior numero di impianti per il maggior tempo possibili.

È altresì evidente che questi aspetti sono legati fra di loro.

Per esempio un ridotto tempo richiesto dalle attività di manutenzione può essere vanificato se il tempo che intercorre fra la fermata dell'impianto e l'effettivo inizio delle attività di riparazione (per esempio il tempo di raffreddamento dell'apparecchiatura) è lungo.

Ancora, la possibilità di manutenzione e/o di pulizia delle apparecchiature "in linea" (cioè senza lo spegnimento dell'impianto) permette di ridurre sia il numero sia la durata delle fermate necessarie per l'esecuzione della manutenzione e di pulizia (finalizzata al recupero dell'efficienza della caldaia) e quindi di massimizzare il fattore di servizio dell'impianto stesso.

Di seguito sono evidenziati gli sviluppi tecnologici più importanti che sono applicati nel design della caldaia di linea 2.

L'obiettivo è la massimizzazione del fattore di servizio e dell'economicità di gestione.

Il combustore compatto

L'ambiente aggressivo in cui avviene la combustione e, in particolare, la circolazione dei solidi impongono una adeguata protezione delle superfici interne del combustore, che, come abbiamo visto, sono costituite dai tubi d'acqua membranati.

Questa protezione è data da materiale refrattario resistente all'abrasione ma conduttivo, perché deve consentire lo scambio termico fra i fumi/solidi e l'acqua di caldaia.

È chiaro che maggiore è lo spessore del refrattario maggiori i tempi richiesti per raffreddare il combustore a una temperatura che permetta l'ingresso della squadra di manutenzione, così come i tempi di avviamento da freddo.

Un design che minimizzi gli spessori di refrattario senza pregiudicare il grado di protezione delle superfici metalliche consentirà quindi un fattore di servizio annuale superiore.

Il CFB “compatto” ha spessori di refrattari variabili fra i 15 e i 50 mm; le caratteristiche del materiale refrattario sono differenti nelle varie zone del combustore in corrispondenza delle specifiche condizioni di funzionamento e del servizio richiesto ai vari componenti.

Un altro aspetto la cui cura è fondamentale per una corretta progettazione di una caldaia è rappresentato dalle dilatazioni cui sono soggette le parti calde della caldaia quando sono poste in esercizio.

Un design che eviti l'accoppiamento di apparecchiature o parti di essa con dilatazioni e/o supportazioni diverse richiede l'interposizione di giunti di dilatazione che compensano le dilatazioni differenziali senza causare sforzi sui componenti entro valori accettabili.

Il CFB compatto è supportato dall'alto e non richiede quindi giunti di dilatazione, se non nelle connessioni con i sistemi di evacuazione delle ceneri che operano comunque a temperature molto inferiori.

Sono così eliminati componenti caratterizzati da alta manutenzione, sempre a vantaggio del fattore di servizio.

INTREX

Il letto fluido circolante assicura una combustione completa, con tenori di carbonio incombusto nelle ceneri pesanti inferiore allo 0.5%, grazie all'elevatissimo rapporto di ricircolazione interno.

Tuttavia il materiale in circolazione contiene ancora del materiale incombusto, che può bruciare quando è fluidizzato con aria esterna per essere reiniettato nel combustore.

Questi fenomeni di combustione possono accelerare la corrosione dei tubi metallici dell'Intrex che non sono protetti da uno strato di materiale refrattario.

Questo è stato risolto con una ricircolazione “esterna”, come mostrato nella Figura 4. Il materiale del letto dal canale di ritorno dei cicloni è fluidificato per entrare nella camera dell'Intrex evitando che fenomeni di combustione localizzati siano innescati in prossimità dei tubi.

Materiali

La definitiva conferma dell'applicabilità di un materiale sia metallico sia ceramico per specifiche condizioni (temperatura, composizione del fluido a contatto con esso, presenza di solidi, servizio eccetera) è data dal suo comportamento nelle condizioni reali di funzionamento.

Materiali diversi sono quindi continuamente sottoposti a prova per verificarne la resistenza.

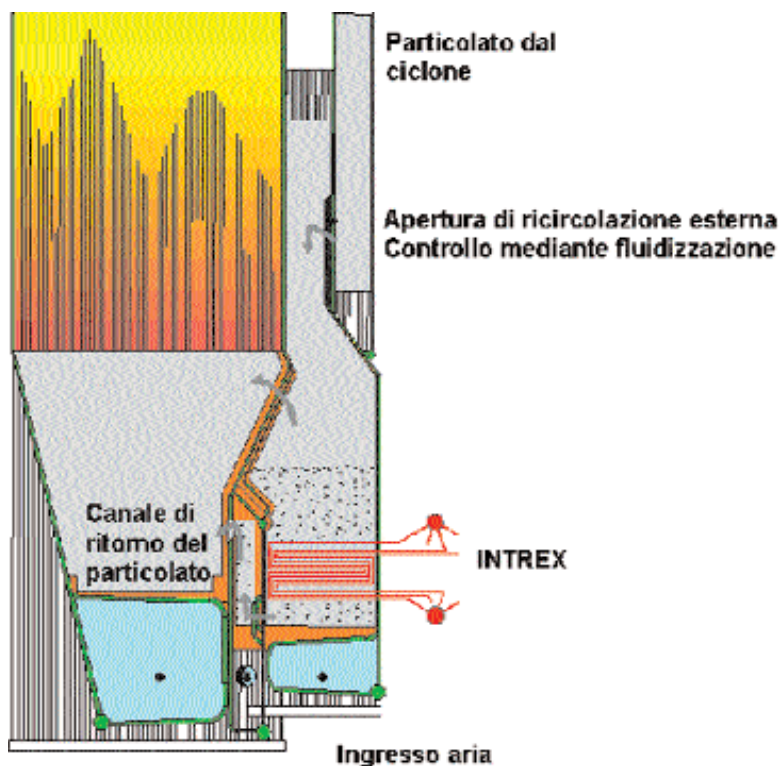


Fig. 4. Surriscaldatore INTREX.

Un materiale che ha fornito ottima prova di resistenza all'attacco del cloro ad alta temperatura (che rappresenta uno dei maggiori fattori di corrosione nei termovalorizzatori) è l'Inconel 625, che è comunemente utilizzato nei moderni termovalorizzatori a griglia come protezione dei tubi di caldaia per le superfici non protette da materiale refrattario.

Le temperature in queste applicazioni possono essere anche notevolmente superiori ai 1000 °C.

Nel CFB, le temperature operative immediatamente a valle delle sezioni protette da materiale refrattario sono comprese fra 800 e 850 °C, quindi le condizioni sono decisamente meno gravose. Inoltre, il primo servizio a valle del combustore è di generazione di vapore; l'elevato coefficiente di scambio fra il metallo e l'acqua in ebollizione limita ulteriormente la temperatura di pelle lato fumi.

La scelta del materiale per i tubi del passo vuoto della caldaia di Lomellina 1 fu perciò l'acciaio al carbonio.

L'analisi dell'operazione di Lomellina ha tuttavia mostrato che un miglioramento della resistenza all'attacco del cloro fosse auspicabile; pertanto nella caldaia di linea 2 è stata prevista la placcatura Inconel 625 di tutto il passo vuoto.

La griglia di fondo

La griglia di fondo ha il compito fondamentale di permettere l'evacuazione delle ceneri.

Nonostante il pretrattamento, la presenza di materiale grossolano e/o capace di aggroviarsi non è escludibile con certezza.

È quindi necessario che la costruzione della griglia di fondo sia tale da assicurare una superficie "liscia" e non presenti organi sporgenti che possano ostacolare l'evacuazione.

Il convogliamento del materiale verso le aperture di fondo, dato che la griglia non presenta parti mobili, è effettuato dall'aria primaria stessa che entra nel combustore con un moto orizzontale, come mostrato nella Figura 5.

Il particolare degli ugelli dell'aria è mostrato nella Figura 6.

La parte superiore è protetta mediante una piastrina ceramica resistente all'abrasione facilmente sostituibile.

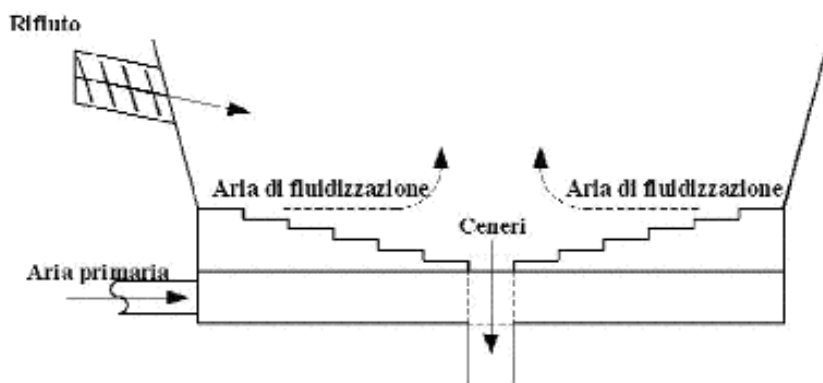


Fig. 5. Griglia e aria di fluidizzazione.

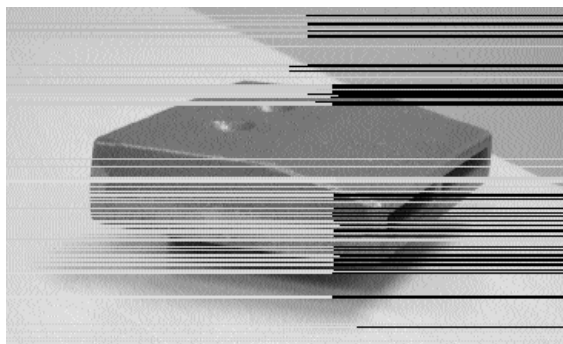


Fig. 6. Dettaglio ugello aria.

Velocità dei fumi

L'operazione del CFB di Lomellina ha evidenziato come le ceneri leggere prodotte dalla combustione di rifiuto siano caratterizzate da un maggiore potenziale erosivo e corrosivo rispetto a quelle prodotte da combustibili fossili convenzionali.

Sono stati inoltre confermati meccanismi di corrosione /erosione dovuti principalmente alla presenza di materiali bassofondenti.

Il percorso fumi, la velocità e la direzione delle particelle solide e gassose nelle varie zone della caldaia sono stati quindi oggetto di profonde verifiche mediante modellazione fluidodinamica tridimensionale. L'uso della modellazione tridimensionale è necessaria in quanto la geometria del percorso fumi fa sì che le velocità possano essere significativamente differenti in una determinata sezione trasversale della caldaia.

Il calcolo delle velocità medie non è quindi rappresentativo delle condizioni reali di funzionamento.

Le velocità puntuali per il CFB di Lomellina 2 sono comprese fra 4 e 5 m/s.

Surriscaldatori a fascio tubiero

I surriscaldatori a fascio tubiero, che sono a valle del passo vuoto, sono ulteriormente protetti da uno schermo a tubi d'acqua bollente che riduce ulteriormente la temperatura dei fumi.

Inoltre la temperatura del vapore in uscita dall'ultimo surriscaldatore a fascio tubiero è dell'ordine di 360 °C, significativamente inferiore a quella in analogha posizione del CFB di Lomellina 1.

La combinazione dei due fattori consente di mantenere la temperatura di metallo dei fasci tubieri a valori più bassi, pur mantenendo inalterata la temperatura finale del vapore (e quindi l'efficienza del ciclo termico) che è assicurata dal surriscaldatore Intrex a due stadi.

In aggiunta, nell'ottica di ottimizzare le operazioni di manutenzione e di minimizzarne i tempi, i tre fasci tubieri sono facilmente sostituibili mediante un carro ponte permanentemente installato.

Cicloni "freddi"

Uno dei punti deboli del CFB, particolarmente nel campo della termovalorizzazione, era rappresentato dalla maggior produzione di ceneri leggere.

Tale debolezza è peraltro compensata dall'estrazione a secco con vagliatura delle ceneri di fondo che ne permettono un riutilizzo (principalmente nel campo della produzione di cemento).

Il differenziale di tariffa di smaltimento fra le ceneri pesanti e leggere (e a maggior ragione fra smaltimento e recupero) rendono conveniente l'aggiunta di un ulteriore stadio di separazione del particolato mediante multicicloni che sono posti immediatamente a valle del banco convettivo evaporativo. La temperatura in questa parte del CFB è tale da non consentire la condensazione di composti tossici che possano rendere pericolose queste ceneri.

Campagne di analisi mirate condotte sulla caldaia di linea 1 hanno confermato che tali ceneri, che abbiamo chiamato "intermedie", sono, nel caso di combustione di rifiuto urbano, catalogabili come speciali (come le ceneri di fondo) e non pericolose (come le ceneri leggere).

L'aggiunta dei multicicloni consente in definitiva una maggiore economicità di gestione ed è stata prevista nel CFB di Lomellina 2.

Sistemi di pulizia

Il sistema di pulizia "in linea" è stato oggetto di una profonda riprogettazione che ha portato all'estensione del sistema al passo vuoto e all'incremento del numero di componenti per la pulizia dei surriscaldatori.

Conclusioni

Come già indicato, l'esperienza dell'operazione dell'impianto di Lomellina Energia insieme a quelle maturate su impianti analoghi hanno dimostrato le qualità di combustione, accettabilità ambientale, efficienza che erano state attribuite al CFB "a tavolino" e che ne hanno promosso l'utilizzo nel campo della termovalorizzazione.

L'esperienza in campo si è anche confermata come un insostituibile supporto per il continuo sviluppo e miglioramento della tecnologia, con l'obiettivo di poter offrire impianti che rispondano sempre meglio alle necessità di robustezza, affidabilità e operabilità che questo genere di applicazioni richiede.

I termovalorizzatori di Brescia e Bergamo

Antonio Bonomo

Il termoutilizzatore di Brescia

Premessa

Nel 1992 il Consiglio comunale di Brescia decise di attuare una strategia di sviluppo sostenibile includendo, come parte del “Sistema Integrato per la gestione dei rifiuti di Brescia”, la costruzione di un termoutilizzatore.

L'impianto è composto da tre linee di combustione con un sistema di trattamento del tipo “a secco” dei fumi di combustione ed una turbina e ciclo termico a vapore che genera simultaneamente elettricità e calore. L'elettricità è immessa nella rete nazionale. Il calore alimenta la rete del teleriscaldamento urbano della città di Brescia che serve 130.000 abitanti, con un volume totale di edifici allacciati pari a 37 milioni di metri cubi.

Le prime due linee, alimentate dai rifiuti solidi urbani sono entrate in funzione nel marzo 1998; la terza linea, alimentata da biomasse, è entrata in servizio nel marzo 2004.

In condizioni nominali, la potenza complessiva di combustione di rifiuti e biomasse è pari a 276 MW. In modalità di sola generazione elettrica, 75 MW di elettricità sono immessi nella rete, con un'efficienza netta superiore al 27 per cento. In modalità di piena cogenerazione (massimo prelievo di vapore dalla turbina per il teleriscaldamento) l'impianto produce 65 MW di elettricità e 165 MW di calore, con un rendimento netto di primo principio pari all'83,3 per cento.

L'impianto tratta i rifiuti solidi urbani prodotti nella Provincia di Brescia (1,1 milioni di abitanti) e fornisce alla città (200.000 abitanti) più di un terzo del suo fabbisogno di energia elettrica e termica. Dopo l'entrata in esercizio dell'impianto non si ricorre più alla discarica per lo smaltimento dei rifiuti solidi urbani della provincia.

Nel 2006 (Figura 1) l'impianto ha trattato 801.000 t di rifiuti, di cui 425.000 tonnellate di RSU e 376.000 tonnellate di biomasse residuali (potere calorifico inferiore medio = 9,5 MJ/kg) generando 528 GWh netti di elettricità immessa in rete e 505 GWh di calore utile.

Sempre nel 2006, l'impianto ha prodotto 134.000 tonnellate di "scorie" (cenere di fondo caldaia) e 34.000 tonnellate di residui dell'impianto di trattamento fumi. Inizialmente, tutte le scorie venivano inviate in discarica ed impiegate per la copertura giornaliera dei rifiuti in sostituzione della ghiaia vergine. Dal 2004 si è avviato un loro progetto di recupero: oggi oltre la metà delle scorie viene recuperata effettuando un'ulteriore separazione dei metalli (oltre alla separazione del ferro che viene effettuata direttamente nell'impianto) e utilizzando la parte rimanente nei cementifici.

Asm promuove e incentiva lo sviluppo del settore di mercato finalizzato al recupero delle scorie. L'obiettivo è raggiungere il 100 per cento di riciclaggio entro il 2010.

I rapporti con la popolazione

Fin dall'inizio il coinvolgimento della popolazione si è rivelato fondamentale. Furono organizzati molti incontri, presentazioni e dibattiti con la cittadinanza locale e le autorità. Solo per citare i passi principali intrapresi, nel 1991 il progetto fu presentato alla città, nell'ambito di un Convegno Internazionale "Energia dai Rifiuti. Una soluzione integrata per Brescia".



	TERMOUTILIZZATORE
Dati di esercizio 2006	
Rifiuti trattati (di cui biomasse 376.000 t)	801.000 t
Produzione elettrica netta	528 Gwh
Produzione termica netta	505 Gwh
Energia primaria risparmiata	> 150.000 TEP
Emissioni di CO2 evitate	> 400.000 t

Fig. 1. Dati principali di esercizio del TU di Brescia nel 2006.

Il Comune di Brescia costituì quindi, sempre nel 1991, una Commissione Tecnico-scientifica, composta da scienziati, rappresentanti delle autorità e della popolazione circostante, allo scopo di valutare e mettere a punto il progetto di ASM. La Commissione tenne 24 incontri, fino al 2003, arrivando alla definizione del “Sistema Integrato Brescia per la gestione dei rifiuti” (prevenzione, riciclaggio con obiettivo al 36% di raccolta differenziata – ora conseguito e superato col 42,6% del 2006 – Figura 2, rispetto al 6,3% dell’anno 1991, recupero energetico della frazione restante) e alla identificazione del sito ove costruire il termoutilizzatore.

Nel luglio 1992 il Consiglio comunale approvò il progetto e nell’agosto 1993 fu concessa l’autorizzazione finale alla costruzione dalla Regione Lombardia.

Nel 1993 fu organizzato un secondo Convegno Internazionale dal titolo “Verso nuove solidarietà ambientali” per un confronto aperto con altri contributi ed esperienze e nel 1998, congiuntamente con l’Agenzia Internazionale per l’Energia e l’ISWA, il Convegno “Energia dai rifiuti. Un passo verso l’energia rinnovabile”. Oltre cento ulteriori incontri e dibattiti aperti al pubblico sono stati organizzati dal 1991 ad oggi, tra i quali, nel 2003, un 4° Convegno internazionale: “Brescia: Nuovi impegni per una città sostenibile – Il contributo della raccolta differenziata e dell’energia da biomasse”.

L’Amministrazione comunale ha inoltre istituito un “Osservatorio sul termoutilizzatore”, organismo di garanzia presieduto dall’Assessore all’Ambiente del Comune e composto da esperti, autorità, rappresentanti dei cittadini, con lo scopo

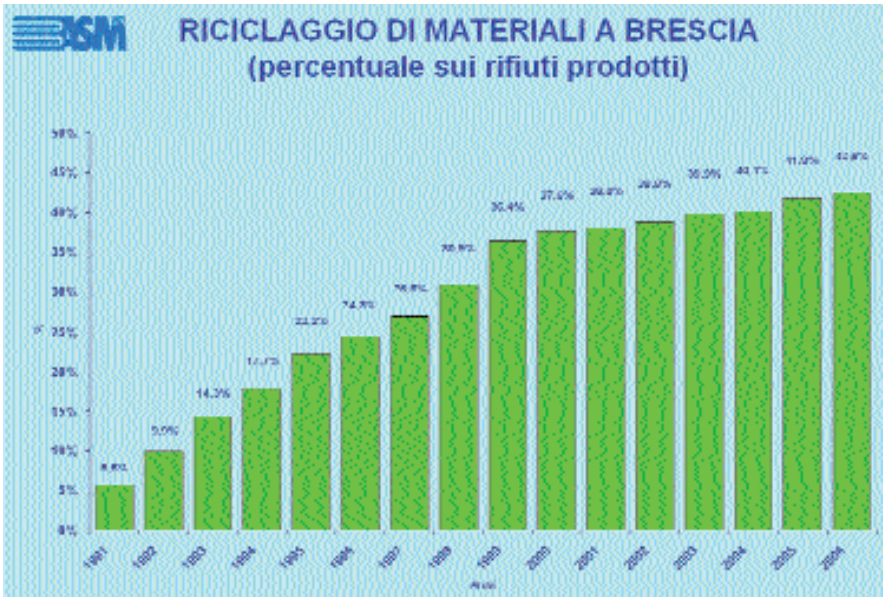


Fig. 2. Riciclaggio di materiali a Brescia.

di raccogliere i dati operativi relativi alla gestione dell'impianto e i risultati provenienti dalle autorità preposte ai controlli.

Ogni due anni, a partire dal 2000, l'Osservatorio pubblica un dettagliato Rapporto, disponibile sul sito internet del Comune di Brescia (www.comune.brescia.it).

L'impianto è anche particolarmente aperto ai visitatori esterni con visite guidate. Dall'inizio dell'attività oltre 20.000 persone hanno usufruito di questa opportunità.

Caratteristiche del progetto

Il termoutilizzatore di Brescia (Figura 3) presenta numerose caratteristiche rilevanti, alcune del tutto originali, per la protezione ambientale, il recupero di energia, la sicurezza e l'affidabilità.

Protezione ambientale

- Tutte le aree che possono generare odori molesti (vasca di stoccaggio rifiuti, area di scarico, eccetera) sono tenute in depressione. Nessun odore è percepibile, anche a pochi metri dall'edificio.

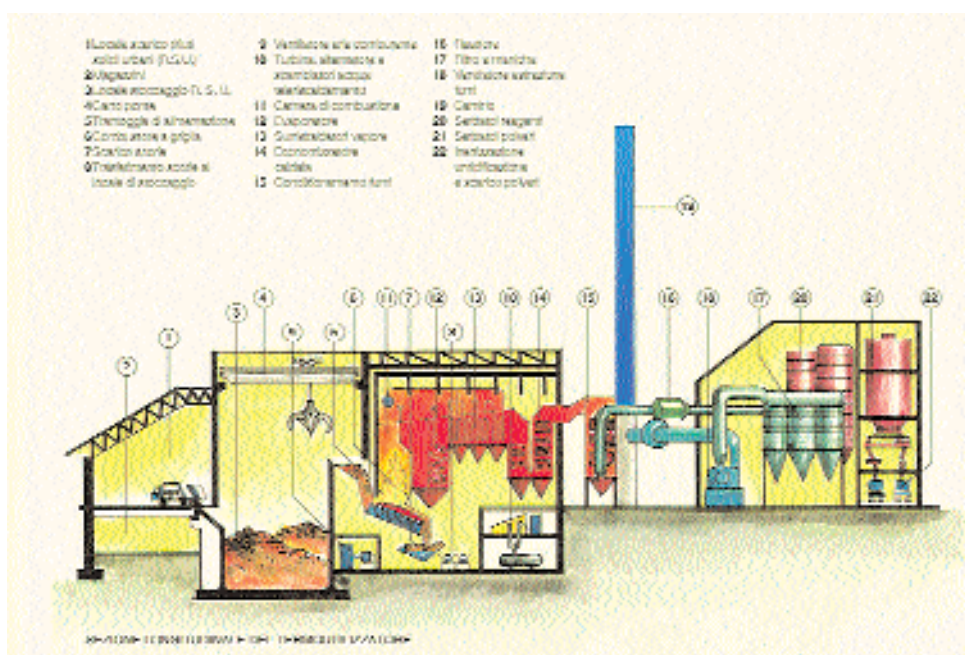


Fig. 3. Sezione longitudinale del termoutilizzatore di Brescia.

- Sistema avanzato di combustione per minimizzare la frazione incombusta e la formazione di NOx: un sistema “esperto” completamente automatico, guidato da due telecamere a raggi infrarossi installate sulla sommità della camera di combustione (che misurano in ogni istante la temperatura in centinaia di punti del letto di combustione), controlla l'alimentazione dei rifiuti, il movimento della griglia e la portata dell'aria di combustione; controllo automatico dell'aria di combustione che viene alimentata indipendentemente attraverso ciascuno dei 30 compartimenti sotto la griglia; ricircolo dei fumi in camera di combustione per ridurre la formazione di ossidi di azoto (NOx).
- Depurazione dei gas di combustione con sistema completamente a secco con calce idrata (a basso dosaggio stechiometrico) e carboni attivi.
- La temperatura dei gas di combustione a monte della depurazione (che influisce sull'efficienza dell'abbattimento dei gas acidi) è controllata automaticamente, con l'accuratezza di 1°C, per ottimizzare il consumo di reagente.
- Filtro a maniche ad elevata efficienza (emissione <0,5 mg/Nm³) con 6 sezioni indipendenti; gli elementi filtranti di ogni sezione possono essere ispezionati e sostituiti mantenendo gli altri 5 in esercizio.
- Sili e sistemi di iniezione dei reagenti completamente ridondanti.
- Sistema di monitoraggio in continuo delle emissioni con analizzatori avanzati e ridondanti.
- La qualità dei gas di combustione è monitorata anche a monte della depurazione, in modo da controllare la qualità dei rifiuti trattati e ottimizzare la depurazione dei gas con un controllo “feed forward”.
- Bassi consumi di acqua, senza effluenti liquidi dalla depurazione dei gas.
- Tutti i componenti sono a basse emissioni sonore (75 dBA) e isolati acusticamente.

Recupero di energia

- Combustione con bassi eccessi di aria (la concentrazione di ossigeno nei gas di combustione è 4 – 7 per cento).
- Il calore è recuperato dai gas di combustione, raffreddandoli fino a una temperatura minima di 130 °C, ed è trasferito totalmente al ciclo vapore ad alta pressione (la temperatura minima effettiva dei gas di combustione è controllata per massimizzare l'efficienza dell'abbattimento dei gas acidi con calce idrata).
- Basso consumo energetico degli ausiliari, mediamente pari a circa il 10% della produzione lorda di energia elettrica. Il risultato è ottenuto sia con una specifica progettazione del processo, sia adottando apparecchiature ad elevata efficienza (ad esempio motori azionati a frequenza variabile).
- Ciclo termodinamico ad elevata efficienza con vapore a 72 bar, 460 °C, condensazione del vapore esausto a 0,09 bar, 3 scambiatori rigenerativi per ogni linea per preriscaldare l'acqua di alimento.

- Nell'esercizio in cogenerazione, il vapore a bassa pressione che fornisce calore al teleriscaldamento (Figura 4) viene spillato a diverse pressioni per massimizzare l'efficienza energetica complessiva.

Affidabilità e sicurezza

- Tecnologie consolidate e di alta qualità, tutti i componenti sono certificati.
- Componenti ridondanti per i sistemi più critici, ad esempio sistema di dosaggio reagenti per la depurazione dei gas, elementi filtranti dei gas, sistema DCS, analisi dei gas.
- Sistemi avanzati di monitoraggio e automazione: oltre 20.000 parametri misurati e trasmessi alla sala controllo principale.
- Sistema di controllo distribuito con tre livelli gerarchici. I livelli più bassi possono operare anche in caso di guasto del livello superiore.
- La maggior parte delle misure di processo sono in doppio e vengono trasmesse al sistema di controllo con linee indipendenti.
- Oltre 8.000 ore di esercizio per anno.



Fig. 4. Rete di teleriscaldamento di Brescia.

Come il termoutilizzatore risparmia la CO₂

L'energia che ogni giorno viene utilizzata è prodotta prevalentemente con l'impiego di combustibili fossili: metano, petrolio e carbone, la cui combustione rilascia in atmosfera anidride carbonica (CO₂).

Il consistente, e sempre crescente, utilizzo dei combustibili fossili, oltre a ridurre a ritmi sempre maggiori le riserve per il futuro, è una delle cause principali del progressivo aumento della concentrazione di CO₂ nell'atmosfera, a sua volta causa, attraverso il cosiddetto "effetto serra", del riscaldamento globale del nostro pianeta e dei conseguenti cambiamenti climatici.

Nasce da qui la sollecitazione degli organismi internazionali (protocollo di Kyoto), comunitari e nazionali ad attuare ogni possibile sforzo per ridurre le emissioni di CO₂.

Tra le misure più rilevanti per attuare tale riduzione è stato individuato l'utilizzo delle fonti energetiche rinnovabili (sole, vento, moto dell'acqua, biomasse intese come materia biodegradabile) le quali, a differenza dei combustibili fossili, non solo appartengono ad un ciclo della natura che le rende continuamente disponibili, ma consentono di produrre energia senza aumentare il contenuto di CO₂ nell'atmosfera. In particolare, per quanto riguarda le biomasse, siamo di fronte al mantenimento di un sostanziale equilibrio della CO₂ in quanto la loro combustione, anche in impianti industriali, emette la stessa quantità di carbonio che era stata precedentemente sottratta dall'atmosfera e immagazzinata nella materia vegetale attraverso il processo della fotosintesi; tale quantità sarebbe stata comunque riemessa per decomposizione naturale delle stesse biomasse al termine del loro ciclo di vita.

Pertanto, utilizzando le biomasse come combustibile, il termoutilizzatore non solo impiega una fonte di energia rinnovabile, ma non produce emissioni aggiuntive di gas ad effetto serra; si evitano anche le emissioni di metano (un gas con un potenziale di effetto serra molto più alto, oltre 20 volte, della CO₂) che deriverebbero dai processi di degradazione della biomassa smaltita in discariche o riutilizzata nei suoli.

Il termoutilizzatore, inoltre, consente di ridurre ulteriormente le emissioni di CO₂ in virtù di alcune sue caratteristiche. Anzitutto, recupera dai rifiuti energia (non si limita ad incenerirli) e in tal modo risparmia combustibili fossili che verrebbero altrimenti impiegati; poi, il recupero dell'energia avviene attraverso la cogenerazione di elettricità e calore (utilizzato per il teleriscaldamento) e ciò consente un ulteriore risparmio dovuto al recupero a fini termici dell'energia altrimenti dissipata nell'ambiente quando si produce solo energia elettrica.

Infine, l'intero ciclo di cogenerazione avviene ad alta efficienza, recuperando così fino al 90% dell'energia liberata dalla combustione dei rifiuti.

È in questo modo che il termoutilizzatore evita ogni anno l'emissione di oltre 400.000 tonnellate equivalenti di CO₂, con un risultato pari a quello che si otterrebbe riforestando oltre 200 km² (20.000 ettari) di suolo coltivabile.

Certificazione, innovazione e ricerca

Sin dal primo esercizio dell'impianto, Asm ha continuamente lavorato per il suo ulteriore miglioramento. I passi principali possono essere riassunti in:

- Ottimizzazione del sistema SNCR: emissioni di NOx ridotte da 150 mg/Nm³ a 80 mg/Nm³;
- Ottimizzazione dell'abbattimento di HCl: emissioni di HCl ridotte da 20 mg/Nm³ a 4 mg/Nm³;
- Ottimizzazione della combustione: emissioni di CO ridotte da 25 a 15 mg/Nm³.

Il miglioramento più recente per la protezione ambientale riguarda l'installazione sperimentale, in una delle tre linee, di un catalizzatore "High-Dust" per l'ulteriore riduzione delle emissioni di NOx. Si tratta di un importante progetto di ricerca, della durata di 4 anni, finanziato dalla Commissione europea, nell'ambito del progetto "NextGenBioWaste" (Dimostrazione innovativa per impianti di combustione di futura generazione, alimentati a biomasse e rifiuti).

Nell'aprile 2006 l'impianto ha conseguito la certificazione ISO 14001 per la gestione del sistema ambientale e nell'ottobre 2006 ha ricevuto l' "Industry Award" da parte del WTERT (Centro per la ricerca e la tecnologia del Waste to Energy) presso il Centro di Ingegneria della Terra della Columbia University di New York, quale migliore impianto in assoluto; 2° si è classificato l'impianto di Malmö, 3° Amsterdam, 4° Londra, 5° 6° e 7° tre impianti USA.

Nella Figura 5 è rappresentato il combustore a griglia. Nella Figura 6 la sala di controllo, nelle Figure 7, 8 e 9 alcune immagini esterne dell'impianto.



Fig. 5. TU di Brescia: combustore a griglia in fase di montaggio.



Fig. 6. TU di Brescia: sala di controllo.



Fig. 7. TU di Brescia.

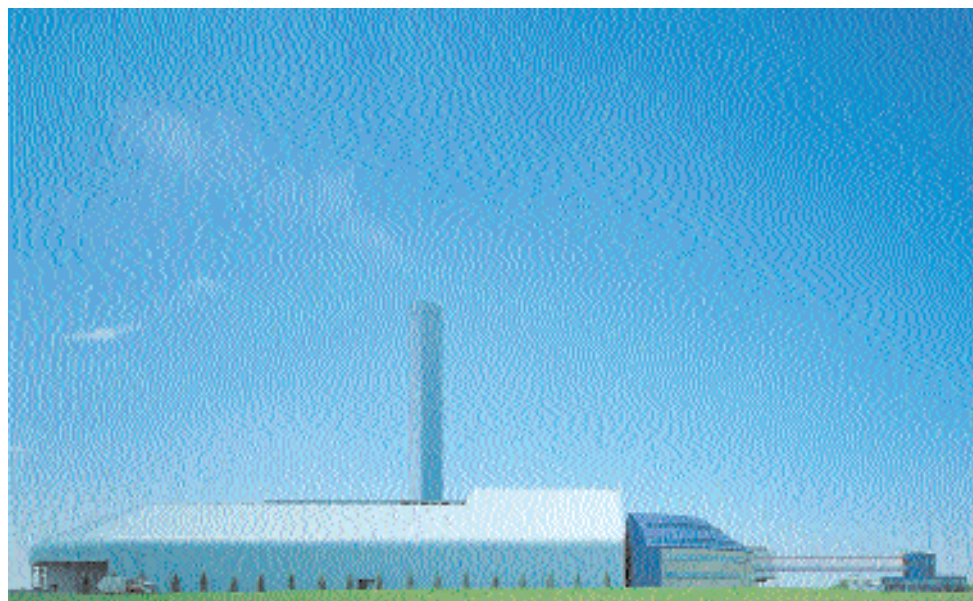


Fig. 8. TU di Brescia.

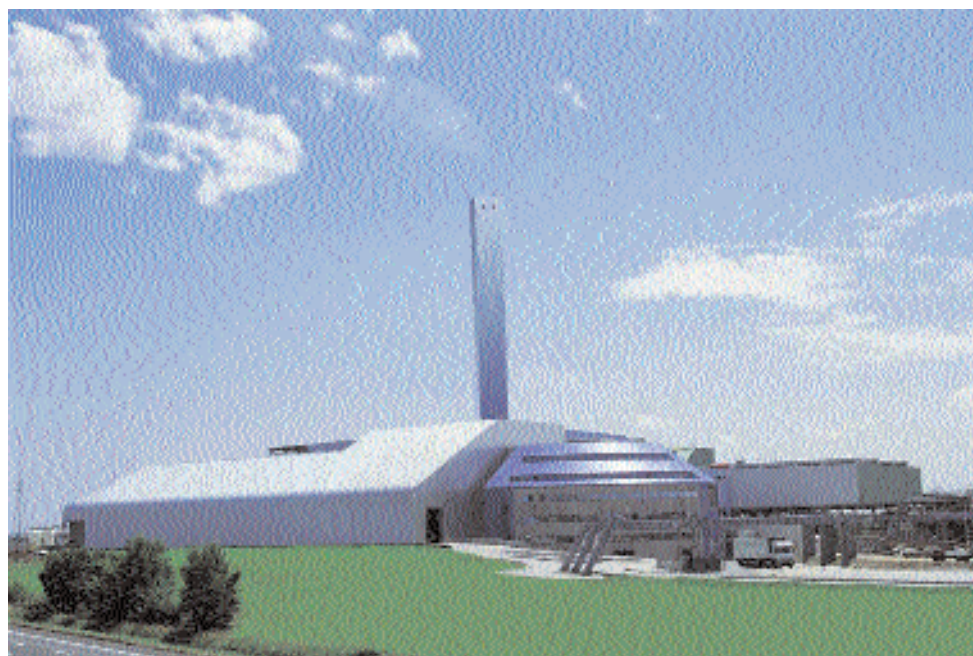


Fig. 9. TU di Brescia.

Caratteristiche del termoutilizzatore di Brescia.

Capacità di combustione	276	MW _{th}
Potenza elettrica netta (esercizio in sola generazione elettrica)	75	MW _{el}
Rendimento elettrico netto (esercizio in sola generazione elettrica)	27.2%	
Potenza elettrica netta (esercizio in cogenerazione)	65	MW _{el}
Potenza termica al teleriscaldamento (in cogenerazione)	165	MW _{th}
Rendimento complessivo netto (in cogenerazione)	83.3%	
Capacità nominale di rifiuti (Linee 1 & 2)	2 x 23	t/h al PCI 13,816 MJ/kg
Capacità nominale di rifiuti (Linea 3)	24.6	t/h al PCI 14,654 MJ/kg
Volume della vasca di stoccaggio	30,000	m ³
Valori permessi dei poteri calorifici inferiori	6,280 – 13,816 (Linee 1e2) 6,280 – 14,654 (Linea 3)	MJ/kg
Griglia di combustione: tipo/numero di gradini	Griglia a spinta inversa/15	
Area della griglia di combustione (ciascuna unità)	103	m ²
Temperatura di combustione	>1100	°C
Pressione del vapore surriscaldato	72	bar
Temperatura del vapore surriscaldato	460	°C
Pressione di condensazione	0.090	bar
Teleriscaldamento p / T nominali	16 bar / 130 °C	
Area di filtrazione delle maniche	5000 (Linee 1e2) 5600 (Linea 3)	
Eliminazione NOx	Tipo SNCR, iniezione di soluzione ammoniacale in 2 livelli	
Temperatura dei gas all'iniezione di NH ₃	850 – 950	°C

Dati di esercizio del 2006 del TU di Brescia.

Rifiuti trattati	801.000	t
Energia elettrica prodotta	528	GWh _{el}
Energia termica prodotta	505	GWh _{th}
Ceneri di fondo residue (totale)	134.000	t
Ceneri di fondo al recupero	85.000	t
Residuo di filtrazione	34.000	t
Ferro recuperato e riciclato	6.800	t
Emissioni evitate di CO ₂	>400.000	t
Petrolio equivalente risparmiato	150.000	tep
Ore annue di esercizio	8.000	h/a

Emissioni del TU di Brescia.

Valori in mg/Nm ³ (eccetto per le TCDD – ng/Nm ³) Valori riferiti a gas secchi, condizioni normali, 11% O ₂	Limiti autorizz. 1993	Limiti di progetto 1994	Limiti Unione Europea (recepiti in Italia 2005)	Dati reali di esercizio
Polveri	10	3	10	0,4
Biossido di zolfo	150	40	50	6,5
Ossidi di azoto (NOx)	200	100	200	<80
Acido cloridrico (HCl)	30	20	10	3,5
Acido fluoridrico (HF)	1	1	1	<0.1
Monossido di carbonio	100	40	50	15
Metalli pesanti	2	0.5	0.5	0.01
Cadmio (Cd)	0.1	0.02	0.05	0.002
Mercurio (Hg)	0.1	0.02	0.05	0.002
Idrocarburi policiclici aromatici	0.05	0.01	0.01	<0,0001
TCDD – Teq ng/Nm ³	0.1	0.1	0.1	0.002

Il termoutilizzatore di Bergamo

Premessa

L'approccio ad una gestione dei rifiuti urbani che prevede come ultima fase la combustione trova nella città di Bergamo una lunga e consolidata tradizione; già dalla metà degli anni '60, era presente un primo impianto di incenerimento, attraverso il quale venivano smaltiti i rifiuti.

Nei primi anni '80 l'impianto originale è stato oggetto di un rifacimento che ha portato alla realizzazione di un nuovo impianto di termovalorizzazione dei rifiuti costituito da due linee di produzione vapore alimentanti un turbogruppo con potenza elettrica pari a 5 MW e con capacità autorizzata di 45.000 tonnellate/anno di rifiuti solidi urbani. Questo impianto ha garantito la sua funzione fino a fine 2002.

Alla fine degli anni '90, tenendo conto dello scenario complesso all'epoca esistente, la linea di sviluppo individuata a Bergamo ha portato a considerare un processo di termoutilizzazione dei rifiuti suddiviso in due fasi:

- la prima inerente la lavorazione ed il trattamento dei rifiuti per la produzione di un combustibile di caratteristiche elevate e stabili;
- la seconda strettamente finalizzata alla produzione di energia elettrica tramite un impianto termico esclusivamente alimentato mediante combustibile derivato da rifiuti.

Produzione di combustibile da rifiuti

La linea di produzione del combustibile derivato da rifiuti, il cosiddetto CDR, prevede due sequenze distinte e separate di lavorazione.

Nella prima fase la frazione residua da raccolta differenziata, derivante da un bacino in cui i rifiuti organici sono per la quasi totalità raccolti separatamente, è prima tritata grossolanamente per omogeneizzarne la pezzatura e, successivamente, depositata su cumuli statici in un ambiente dove la continua estrazione forzata d'aria da sotto i cumuli accelera il processo di degradazione biologica e stabilizza il materiale.

Il calore prodotto dalla ossidazione delle componenti putrescibili porta ad una riduzione del contenuto globale di umidità, grazie al quale aumenta il potere calorico.

I reflui gassosi derivanti dal processo vengono inviati al sistema di presidio ambientale costituito da scrubber e biofiltri che garantisce l'abbattimento delle emissioni odorose provenienti dal sistema di aspirazione.

Nella seconda fase di lavorazione il prodotto già maturato subisce un processo di affinamento meccanico che comprende la separazione (mediante vagliatura, deferrizzazione e demetallizzazione) dei residui non combustibili, che vengono prevalentemente avviati a recupero. Il materiale di sovrvallo subisce infine una ulteriore triturazione per raggiungere i limiti di fine pezzatura richiesti per l'ottimale alimentazione dell'impianto di produzione di energia elettrica.

Impianto di produzione di energia elettrica

Dal 2003 è in servizio il nuovo impianto di produzione di energia elettrica, la cui alimentazione è prevista mediante impiego di 9,5 t/ora di combustibile derivato dai rifiuti, avente caratteristiche conformi alle specifiche di cui al Decreto Ministeriale 05/02/98. Il CDR proveniente dalla linea di produzione interna copre circa un terzo delle totali esigenze di alimentazione dell'impianto, la cui potenzialità viene saturata dal mercato esterno.

L'impianto è in funzionamento continuo dal giugno 2005 con alimentazione mediante combustibile derivato dai rifiuti e consegna in rete dell'energia prodotta.

Ricevimento del combustibile ed alimentazione del forno

Il CDR viene accettato per mezzo di quattro portoni di scarico che permettono di accumulare il combustibile in due fosse realizzate in cemento armato, tutte le operazioni descritte avvengono in ambiente confinato e mantenuto costantemente in depressione onde evitare fuoriuscite di odori.

Successivamente il CDR è immesso nelle due tramogge di carico di altrettante linee di alimentazione del forno e per mezzo del sistema di trasporto a nastri viene inviato alle tramogge dosatrici che permettono la corretta immissione del combustibile nella caldaia a letto fluido bollente.

Sistema di termovalorizzazione

L'impianto è dotato di forno a letto fluido "bollente", costituito da una piastra ugellata (plenum) con funzione di distributore dell'aria di supporto del letto, sopra la quale è realizzato un camino verticale ascendente rivestito con pareti evaporanti che costituiscono la camera di combustione all'interno della quale il combustibile è tenuto in sospensione dall'aria inviata dal plenum.

La camera contiene alla base i materiali inerti di riempimento del letto, costituiti da una miscela di sabbia e calcari, il cui compito è quello di favorire i processi di scambio termico. Fin dalla fase di combustione la riduzione per assorbimento degli ossidi di zolfo è prevista mediante il dosaggio nel letto fluido di dolomite, ottenendo come residuo della reazione semplicemente gesso.

Il combustibile viene immesso con due lanciatori posizionati sopra il letto.

Il combustore è dotato di sistemi di controllo delle temperature e della pressione: nelle zona del letto, di vaporizzazione superiore e di testa.

Produzione di vapore ed energia elettrica

Per la generazione di vapore i fumi caldi in uscita dal combustore vengono inviati nella caldaia a recupero per la produzione del vapore ad alta pressione (56 bar ad una temperatura di 440°C).

La caldaia fornisce una produzione di 45 ton/ora di vapore che, espanso in un gruppo turboalternatore multistadio a condensazione, permette l'ottenimento di una potenza elettrica netta pari a 10,7 MW.

Linea di trattamento fumi

La linea di trattamento fumi è costituita, in successione, da:

- un primo filtro a maniche per l'abbattimento delle ceneri, a valle del quale è realizzata la presa per il riciclo dei fumi in caldaia;
- un reattore verticale con iniezione di bicarbonato di sodio e carboni attivi, il primo volta alla rimozione dai fumi dei componenti acidi a base di cloro, fluoro, etc., i secondi utilizzati per trattenere i metalli pesanti volatili (mercurio e cadmio) e adsorbire i composti organici;
- un secondo filtro a maniche per l'abbattimento dei prodotti residui dal precedente trattamento e per il completamento delle reazioni;

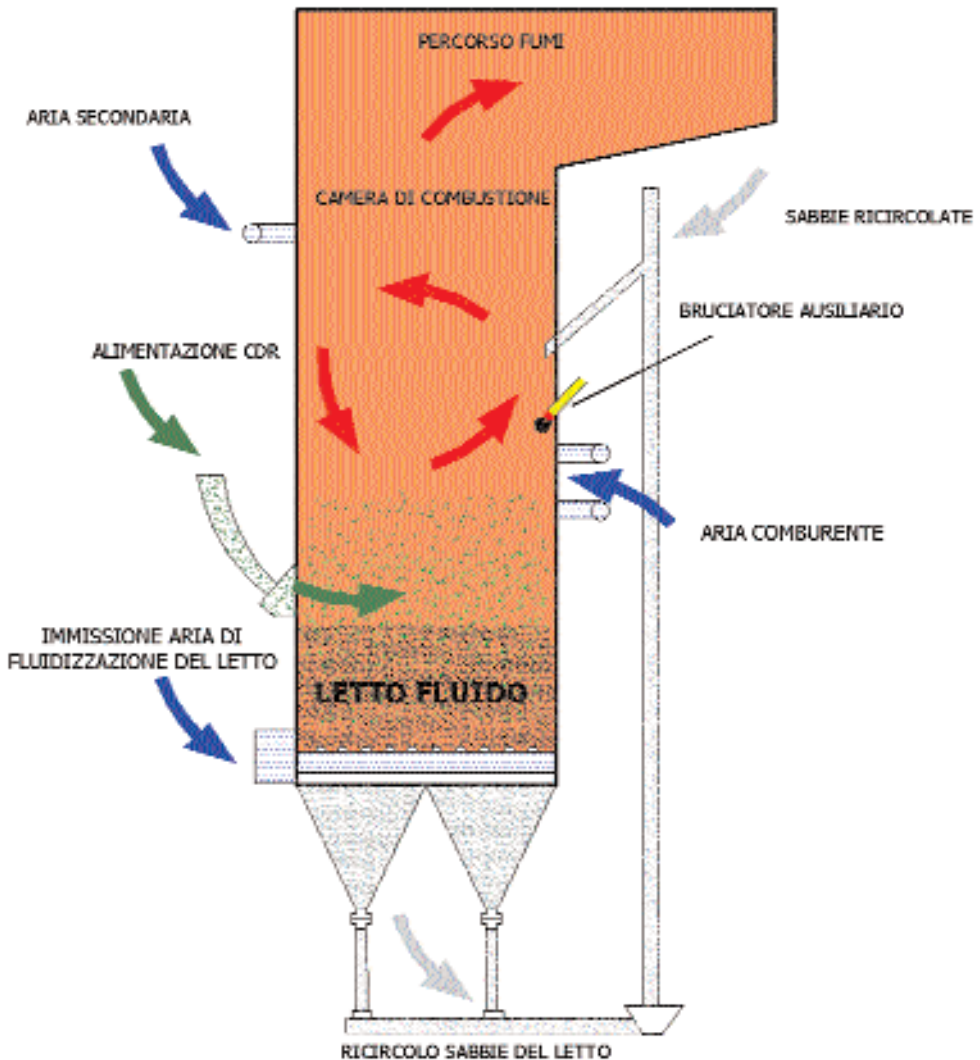


Fig. 10. Combustore a letto fluido di Bergamo.

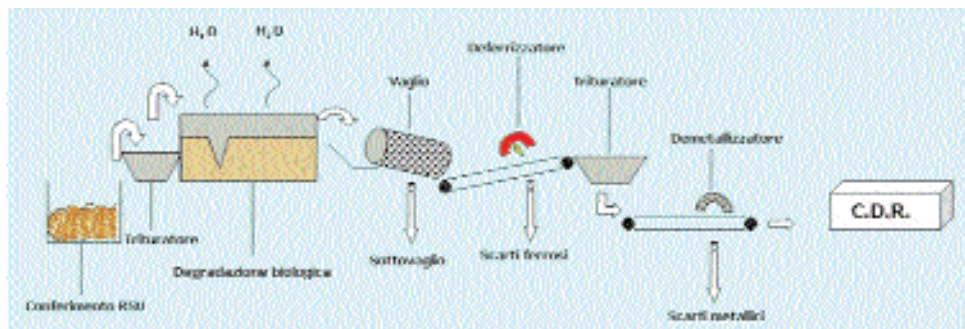


Fig. 11. Schema impianto produzione CDR di Bergamo.

- un sistema per l'abbattimento degli ossidi di azoto (NO_x) utilizzando un processo di riduzione catalitica selettiva (SCR) con iniezione di ammoniaca, con temperature di esercizio comprese tra i 165 e i 175 °C.

Una delle principali peculiarità della filiera di abbattimento sopra descritta è di operare completamente a secco, eliminando così la produzione di reflui da sottoporre a processi di trattamento chimico-fisico prima dello scarico.



Fig. 12. Il termovalorizzatore di Bergamo.

Caratteristiche del termoutilizzatore di Bergamo.

Capacità di combustione	48	MW _{th}
Potenza elettrica netta (esercizio in sola generazione elettrica)	10,7	MW _{el}
Rendimento elettrico netto	24%	
Capacità nominale di rifiuti	9,5	t/h al PCI 17.000 kJ/kg
Volume del Bunker di stoccaggio	3.400	m ³
Valori permessi dei poteri calorifici inferiori	13.000 – 21.000	kJ/kg
Combustore	Letto fluido bollente	
Area del letto	26	m ²
Temperatura di combustione	> 1100	°C
Pressione del vapore surriscaldato	56	bar
Temperatura del vapour surriscaldato	440	°C
Pressione di condensazione	0.090	bar
Area di filtrazione delle maniche	2700 (Filtro 1) 2000 (Filtro 2)	m ²
Eliminazione NOx	Tipo SCR, iniezione di soluzione ammoniacale	
Temperatura di funzionamento SCR	165	°C

Dati di esercizio 2006 dell'impianto di Bergamo.

Impianto di produzione CDR

Rifiuti trattati	52.760	t
CDR al recupero energetico	14.470	t
Bioessiccato a smaltimento	21.700	t
Sottovaglio	5.100	t
Ferro recuperato	730	t

Impianto di produzione energia elettrica

CDR totale in ingresso	59.500	t
Biogas utilizzato	675	kNmc
Energia elettrica prodotta	65,4	GWh _{el}
Ceneri di fondo e sabbie	5.100	t
Residuo di filtrazione	4.760	t
Ore annue di esercizio	7.100	h/a

Sistema di monitoraggio delle emissioni

Il sistema di monitoraggio emissioni permette di garantire il continuo controllo delle emissioni al fine di una costante verifica del soddisfacimento dei più ristretti limiti imposti dalla vigente normativa. L'impianto di monitoraggio effettua i prelievi attraverso un punto di campionamento sul camino a cui sono collegati un misuratore di polveri, un misuratore di COT, un sensore per rilevare il tenore di ossigeno e lo spettrofotometro per l'analisi degli altri composti.

Sinergie con l'impianto di depurazione delle acque reflue urbane

L'impianto di produzione di energia elettrica è dotato di un surriscaldatore esterno alimentato a biogas proveniente dalla digestione dei fanghi prodotti nell'attiguo impianto di depurazione dei reflui urbani a servizio della città di Bergamo.

Anche per la condensazione si è scelto di utilizzare i reflui provenienti dalle vasche di sedimentazione dell'impianto di depurazione reflui, evitando così l'impiego di risorsa idrica vergine. L'acqua di raffreddamento è poi successivamente restituita all'impianto di depurazione per migliorare, grazie all'apporto termico di circa 7 – 10 °C, le reazioni biologiche nel trattamento di nitrificazione a valle della sedimentazione secondaria.

Emissioni dell'impianto di Bergamo.

Valori in mg/Nm ³ (eccetto per le diossine – ng/Nm ³) Valori riferiti a gas secchi, condizioni normali, 11% O ₂	Limiti autorizz. DPR 203/88	Limiti di progetto	Limiti Unione Europea (recepiti in Italia 2005)	Dati reali di esercizio 2006
Polveri	10	5	10	1,8
Biossido di zolfo	50	25	50	<0.1
Ossidi di azoto	80	80	200	47,6
Acido cloridrico	10	5	10	5
Acido fluoridrico	1	0,51	1	<0.1
Monossido di carbonio	50	40	50	8,4
Metalli pesanti	0,5	0.5	0.5	0.012
Mercurio			0,05	0,001
Idrocarburi policiclici aromatici	0.01	0.0075	0.01	<0,0001
Diossina (TCDD Teq) ng/Nm ³	0.1	0.075	0.1	0.003

L'impianto di digestione anaerobica di Ottenbach

Mario Caviezel, Armando Iannotti

La tecnologia KOMPOGAS è stata sviluppata per la produzione di biogas mediante il processo di digestione anaerobica delle biomasse provenienti dalla raccolta differenziata dei rifiuti solidi urbani organici, dalla coltivazione dedicata di specie vegetali energetiche, dai residui delle usuali attività agricole, agroindustriali e forestali, dal settore zootecnico, dai fanghi di depurazione delle acque reflue urbane o da qualsiasi altra fonte di sostanza organica degradabile.



Fig. 1. Impianto di Ottenbach: vista d'insieme.

La valorizzazione energetica di tali biomasse mediante il sistema KOMPOGAS presenta una serie di vantaggi rispetto ai sistemi convenzionali di trattamento/smaltimento finora utilizzati (discarica, combustione, compostaggio, ecc.) dal momento che, tale sistema, chiude in modo completo il ciclo di riutilizzo della intera massa dei residui trattati. Infatti, i “prodotti” finali di questo procedimento sono: biogas (energia rinnovabile CO₂ neutrale), compost ed una frazione liquida eventualmente utilizzabile in agricoltura a seconda della qualità dei materiali in ingresso.

Negli impianti KOMPOGAS/CTU, le biomasse vengono trattate in un reattore di digestione anaerobica (fermentatore) dove, grazie all’attività di specifici microrganismi, la sostanza organica alimentata viene trasformata in biogas e compost. Il processo di fermentazione è termofilo, avviene ad una temperatura di circa 55°C ed ha una durata indicativa di 15-20 giorni; in casi particolari la durata può superare anche i 30 giorni. Quanto avviene nel digestore anaerobico non è altro che la riproduzione di un processo naturale che, però, viene fatto sviluppare in condizioni prestabilite e controllate.

Operando in condizioni controllate si ottengono due vantaggi fondamentali: l’aumento della resa e della qualità dei prodotti finali e la diminuzione dei tempi necessari per la trasformazione della biomassa. Gli impianti KOMPOGAS/CTU consistono in una o più unità modulari compatte per capacità di trattamento totale da 5.000 ad oltre 100.000 tonnellate l’anno. La scelta della modularità permette la realizzazione di impianti adatti alle più varie esigenze: sia per nuove installazioni sia per integrazione o sostituzione di impianti di compostaggio esistenti.

L’impianto di Ottenbach (Svizzera)

L’impianto di Ottenbach, costruito tra la fine del 2005 e l’inizio del 2006, è operativo dalla primavera del 2006. Esso ha sostituito la funzione di un impianto di compostaggio tradizionale apportando l’ulteriore vantaggio della produzione di energia elettrica e termica.

L’impianto serve un bacino di utenza di circa 80.000 abitanti nella zona di Saeuliamts e Reiamts (ZH) ed ha una capacità di trattamento di circa 16.000 ton/anno mediante un reattore di digestione di oltre 1.300 m³.

I materiali trattati sono costituiti essenzialmente da scarti organici di provenienza domestica e da materiale verde proveniente da manutenzione di giardini, parchi, ecc. Sin dalla fase operativa iniziale, successiva alla fase di avviamento, si è riscontrata una buona produzione di biogas e, conseguentemente una buona produzione di energia elettrica: circa 2,4 milioni di kWh/anno (al netto dei consumi interni).

Tale valore, inizialmente sufficiente al bisogno di circa 800 nuclei familiari, è in continua crescita grazie alla stabilizzazione del processo ed al continuo “aggiustamento” dei parametri operativi.

L'impianto è stato progettato e realizzato sulla base delle più moderne tecniche impiantistiche e sulla base della ventennale esperienza tecnologica Kompogas nel campo della digestione anaerobica "a secco".

Nei paragrafi che seguono vengono descritte le principali caratteristiche degli attuali impianti KOMPOGAS/CTU, che sono riscontrabili anche nell'impianto di Ottenbach.

Descrizione del concetto dell'impianto

Deposito intermedio/Carica

Le biomasse (substrati) provenienti da un pretrattamento di "pulizia" iniziale vengono preparate in modo da poter essere trattate nel reattore di fermentazione. A questo scopo il materiale deve presentare una granulometria < 50 mm ed essere fermentabile. Il materiale trattato è caricato nel deposito intermedio dell'impianto. Questo serve ad assicurare una alimentazione continua del fermentatore anche oltre il regolare orario di lavoro. La capacità del deposito intermedio è calcolata in modo da permettere lo stoccaggio anticipato di una quantità di materiale pari a circa due cariche giornaliere.

Modulo centrale di fermentazione/Fermentazione

Dal deposito intermedio il materiale da trattare viene trasportato da un trasportatore a catena, triturato con cilindri fresatori e immesso nel dosatore (miscelatore) mediante nastri trasportatori. In esso viene generata una miscela omogenea e pompabile, mediante addizione di acqua di pressaggio proveniente dal processo oppure, a seconda del contenuto di sostanza secca, con acqua esterna (acqua industriale o acqua di rete).

Dal dosatore (miscelatore) il "substrato" viene preriscaldato da uno scambiatore di calore a doppio mantello disposto nella condotta d'alimentazione e, con una pompa a pistoncini, pompato nel fermentatore orizzontale. Il processo di fermentazione si basa su una "digestione a secco" termofila anaerobica che si svolge ad una temperatura di ca. 55°C. Il tempo di ritenzione nel fermentatore è di circa 15-20 giorni.

Nel fermentatore anaerobico, completamente ermetico e riscaldato, l'incremento di temperatura elimina affidabilmente le semenze indesiderate, i germi di piante e gli organismi patogeni, igienizzando così il substrato.

Il fermentatore orizzontale, a flusso compatto, caricato continuamente permette un'elevata produzione di gas. Il miscelatore passante, interno, a rotazione lenta, supportato su entrambi i lati permette di ottenere un degasaggio ottimale, una mi-

scelazione omogenea del substrato e una distribuzione regolare della temperatura per ottenere la migliore fermentazione possibile.

Pretrattamento dell'acqua di pressaggio

Il materiale residuo della fermentazione (digestato) viene rimosso dal fermentatore mediante una pompa a pistone ed inviato alla pressa di disidratazione, del tipo a coclea. La pressa opera in base al principio della coclea di vagliatura: essa separa la sostanza secca residua, formando il cosiddetto “pannello”, dalla cosiddetta “acqua di pressaggio”. L'acqua di pressaggio viene inviata nel serbatoio di sedimentazione dell'acqua di pressaggio. Dopo una permanenza di ca. 4 giorni, l'acqua chiarificata, viene trasferita nel serbatoio d'alimentazione dell'acqua di pressaggio. Il serbatoio di sedimentazione deve essere svuotato di tanto in tanto e il sedimentato (sabbia, ecc.) deve essere rimosso.

Parte dell'acqua di pressaggio pre-depurata mediante sedimentazione, subisce un post-trattamento in un decanter centrifugo. Il decanter separa la gran parte delle sostanze solide rimanenti che, unitamente al “pannello” della pressa, vengono inviate alla fase di maturazione ed affinamento finale del compost. Il liquido chiarificato viene immesso in un serbatoio separato posto sotto il decanter. L'acqua di pressaggio (decantata e non decantata) viene in parte ricircolata al dosatore (miscelatore) per l'umidificazione del materiale alimentato.



Fig. 2. Alimentazione.



Fig. 3. Container cogeneratori.

La quantità di acqua prodotta dipende dal tenore di sostanza secca del materiale alimentato (biomassa di partenza).

Sfruttamento del biogas mediante BHKW (blocco di cogenerazione)

Lo sfruttamento del biogas per la produzione di elettricità e calore in blocchi di cogenerazione (BHKW) costituisce il tipo di utilizzazione più frequente del biogas. Questi BHKW oggi sono premontati e testati in container normalizzati pronti per l'allacciamento. Ciò facilita notevolmente il montaggio e la messa in esercizio, e permette un'utilizzazione ottimale dello spazio a disposizione.

Il biogas viene aspirato attraverso il fermentatore e, dopo la separazione della condensa, addotto direttamente come combustibile al BHKW. Il volume vuoto del fermentatore sopra il substrato serve da volume d'accumulo per il tamponamento del biogas. Ciò garantisce un funzionamento ottimale del BHKW e uno sfruttamento efficiente dell'energia sotto forma di elettricità e calore. Per l'avviamento autonomo dell'impianto e l'eventuale esercizio continuo del BHKW al limite di carico inferiore, si deve poter disporre di gas propano o gas naturale come combustibile supplementare.

L'impianto di fermentazione stesso richiede meno del 15% dell'energia elettrica prodotta. La parte più grande, cioè più dell'85% è disponibile per essere immessa nella rete elettrica locale.



Fig. 4. Scarico digestato.



Fig. 5. Digestato da pressa.

Per motivi di sicurezza è sempre prevista l'installazione di una fiaccola d'emergenza, che permetta di garantire la combustione del biogas eccedente.

Il calore di ricupero del BHKW viene condotto attraverso una tubazione alla distribuzione del calore, e da lì distribuita al fermentatore. Una parte del calore è utilizzata per il riscaldamento del fermentatore, per il preriscaldamento dell'aria o per il riscaldamento dell'impianto stesso.

Il resto diviene disponibile sotto forma d'acqua calda con una temperatura di mandata superiore agli 80°C per l'utilizzazione esterna. L'energia eventualmente non utilizzata deve essere smaltita attraverso un radiatore.

Comando e controllo dell'impianto

Per la sorveglianza automatica, la regolazione e il comando dell'impianto di fermentazione, è prevista una sala di comando in posizione centrale. La sala di comando è installata anch'essa in un container normalizzato. In questa sala di comando si trovano gli armadi di commutazione per la distribuzione della bassa ten-



Fig. 6. Fiaccola.

sione, gli apparecchi d'analisi per gli strumenti e il comando dell'impianto. I comandi stessi si effettuano mediante il pannello dei comandi. Sullo schermo l'impianto può essere comandato sia manualmente che automaticamente, premendo brevemente sul rispettivo elemento.

In caso di guasto, l'allarme per il personale addetto al servizio viene dato con tromba, luce e telefono. La sala di comando non deve quindi restare permanentemente presidiata e il personale resta libero per i lavori negli altri settori. Durante la notte ed i fine settimana, l'impianto funziona in modo d'esercizio automatico. Si deve però organizzare un servizio di reperibilità.

I parametri d'esercizio più importanti vengono memorizzati e possono essere stampati regolarmente a scopi di archivio-protocollo.

Dispositivi d'alimentazione

Per l'esercizio dell'impianto è necessario un dispositivo idraulico che serve da azionamento per la pompa di caricamento e per il comando delle valvole.

La distribuzione del calore per gli scambiatori di calore del substrato, il riscaldamento del fermentatore e gli aerotermini avviene attraverso un dispositivo di distribuzione centrale, installato in un container e fornito all'impianto sotto forma di elemento prefabbricato. Anche questi aggregati sono sorvegliati dal comando centrale.

Caratteristica dei materiali trattabili

In linea di massima l'impianto di fermentazione può essere alimentato con tutti i rifiuti biologicamente degradabili. Più sarà equilibrata la composizione del materiale da trattare, maggiore risulterà la stabilità di funzionamento dell'impianto. Il caricatore garantisce un dosaggio omogeneo dei rifiuti. Da esso risulta un esercizio stabile dell'impianto e una produzione d'energia costante.

A titolo esemplificativo si riporta la seguente tabella con denominazione, tipo e provenienza di alcuni materiali trattabili:

Denominazione	Tipo e provenienza
Rifiuti organici diversi	FORSU da raccolta differenziata di RSU
Rifiuti verdi da agricoltura convenzionale	Residui vegetali da produzione agricola di frutta, verdure, vigneti etc. includenti anche potature, spuntature, sfalci, etc.
Residui di cibi	Scarti di grandi cucine, mense, hotel, ristoranti. Grassi ed oli di frittura etc.
Rifiuti verdi	Residui di manutenzione del verde pubblico e privato, parchi, giardini, campi sportivi etc.
Fanghi di depurazione	Fanghi disidratati da impianti di depurazione di acque reflue civili.
Altre biomasse	Materiale proveniente da colture energetiche oppure da agroindustria come sanse esauste, scorie di estrazione oli vegetali etc.

La fermentazione non deve contenere buste di plastica, confezioni di materiali sintetici, legno vecchio con residui di vernici, spazzatura delle strade, piante trattate con insetticidi, tessili, olio minerale, vetro, pietre, barattoli di metallo, palloni di caucciù, sugheri, ecc.

La centrale di termogassificazione di Malagrotta

Mauro Zagaroli

Il Consorzio Laziale Rifiuti ha realizzato in località Malagrotta a Roma, due impianti per il trattamento e la valorizzazione dei RU indifferenziati prodotti dalla città di Roma. Detti impianti hanno potenzialità rispettivamente di 600 e 900 t/g e consentono la produzione di:

- 500 t/g di Combustibile Derivato dai Rifiuti (CDR);
- 75 t/g di materiali ferrosi e non ferrosi;
- 150 t/g di Frazione Organica Stabilizzata (FOS) da usare per recuperi ambientali.

È quindi evidente l'interesse del Co.La.Ri. di realizzare una soluzione tecnologica per un impianto di valorizzazione energetica a Malagrotta che consenta la piena valorizzazione del CDR prodotto, soprattutto tenendo conto del complesso contesto territoriale della città di Roma, nella quale da tempo si svolge un ampio dibattito sulla localizzazione degli impianti per la termovalorizzazione dei RU.

Da più di 10 anni il Co.La.Ri. ha avviato la ricerca di una soluzione tecnologica in grado di valorizzare a pieno il CDR prodotto a Roma, garantendo soprattutto un impatto ambientale assolutamente accettabile e congruente con le finalità del territorio.

Possibili soluzioni per la valorizzazione energetica dei rifiuti urbani indifferenziati

I processi di combustione dei RU in Italia sono normati principalmente dal DLgs152/06, DLgs 59/05 e DLgs 133/05 e per quanto riguarda le caratteristiche del CDR dalle Norme Tecniche UNI 9903.

In generale le tecnologie di trattamento termico dei rifiuti si suddividono in:

- sistemi di combustione diretta (forni a griglia, rotanti, letto fluido),
- sistemi di combustione indiretta (pirolisi e gassificazione).

La combustione diretta

Il recupero di energia da combustione diretta sfrutta il calore prodotto dal processo di incenerimento del CDR.

Il CDR è ottenuto dal trattamento del rifiuto residuo, quindi a valle della raccolta differenziata, mediante una serie di processi di separazione fisica: vagliatura, separazione metalli, triturazione, ecc, che isolano la frazione a più elevato potere calorifico. Le caratteristiche di detta frazione, regolate dalle norme tecniche UNI 9903, sono notevolmente differenti da quelle del rifiuto di partenza.

Il recupero di energia dalla combustione del CDR può essere finalizzato alla produzione di sola elettricità o di una combinazione di elettricità e calore, definita cogenerazione.

Il rendimento elettrico di questa tecnologia, per gli impianti di taglia medio-grande, risulta inferiore al 25%, al netto degli autoconsumi.

La produzione congiunta di calore ed elettricità (cogenerazione) si realizza sfruttando il calore prodotto dalla condensazione del vapore scaricato dalla turbina o spillando parte dello stesso dalla turbina (caso adatto ai climi freddi).

Generazione di energia nel caso di combustione diretta

Nel caso della combustione diretta, il recupero energetico del calore contenuto nei fumi prodotti dalla combustione, viene in genere effettuato attraverso uno scambio termico che determina produzione di vapore. Il vapore prodotto può essere utilizzato direttamente come calore (teleriscaldamento) od inviato ad un ciclo termico per la produzione di energia elettrica, oppure entrambe le opzioni (sistema cogenerativo).

Le tecnologie di combustione indiretta del CDR: il caso della gassificazione ad alta temperatura

La gassificazione è un processo termico che avviene in un reattore chiuso in presenza di una limitata e controllata quantità di ossigeno, in modo tale da realizzare una combustione parziale che fornisce l'energia necessaria per la reazione.

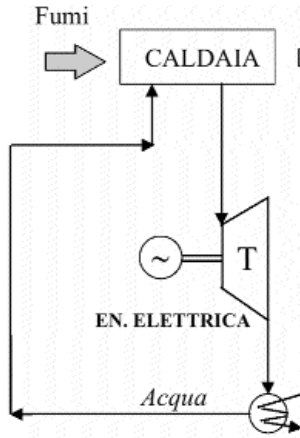


Fig. 1. Schema semplice recupero di energia elettrica.

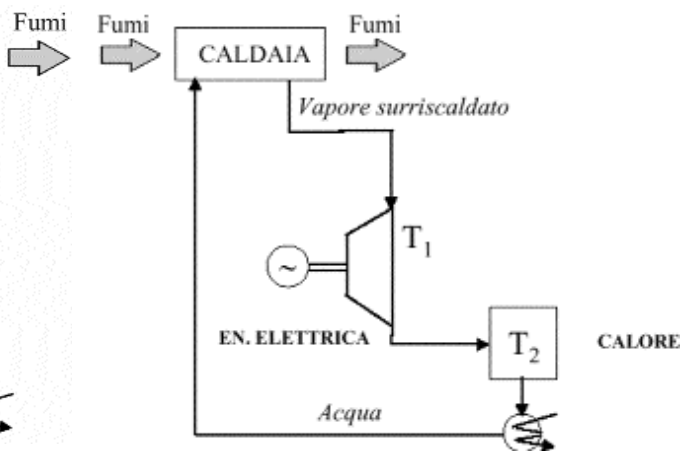


Fig. 2. Schema cogenerativo.

La gassificazione del CDR non si propone l'immediata fruizione del suo contenuto energetico bensì persegue preliminarmente l'obiettivo della sua trasformazione in un combustibile gassoso.

Il processo di gassificazione può essere schematizzato nel modo seguente:

1. Il CDR viene alimentato in un reattore dotato di bruciatori e lance ad ossigeno che consentono di raggiungere temperature superiori a 1600 °C, nella zona inferiore, e a 1200°C nella parte superiore.
2. Per effetto dell'elevata temperatura e l'addizione controllata di ossigeno, viene trasformato in:
 - un *syngas* avente potere calorifico medio-basso (ca. 9 MJ/Nm³), costituito principalmente da CO e H₂;
 - un residuo solido vetrificato, che non essendo per sua struttura lisciviabile, rispetta le normative italiane ed europee per il suo reimpiego.

Lo schema allegato n. SFI PFB GR0 002 riporta il processo di gassificazione, compreso il sistema di depurazione del gas di sintesi e delle acque di processo, dell'impianto di Malagrotta.

I vantaggi ambientali del trattamento depurativo del syngas

Il trattamento depurativo del *syngas*, prima del suo recupero energetico, porta una serie di vantaggi così riassumibili:

- forte ridimensionamento delle problematiche gestionali (corrosione, sporca-mento, erosione nel generatore di vapore),

- rimozione, prima del processo di combustione, di molte sostanze con forti problematiche ambientali (HCl, polveri fini, SO₂),
- riduzione e/o eliminazione degli impianti di depurazione dei fumi.

2.2.2. Generazione di energia nel caso della gassificazione

La soluzione che permette di massimizzare il rendimento di conversione dell'energia termica del rifiuto in energia elettrica, nel caso della gassificazione ad alta temperatura, consiste nell'utilizzare un turbogas in ciclo combinato.

Questa ovviamente non è l'unica soluzione possibile, ma quella che risponde maggiormente al requisito di migliore rendimento termodinamico.

Lo schema allegato N° 352 LG 00 003 04 descrive il ciclo combinato della Centrale di Malagrotta.

Nel ciclo combinato l'energia viene prodotta da un turbogas con generatore accoppiato. I gas di combustione caldi provenienti dalla turbina vengono fatti passare attraverso un generatore di vapore. Il generatore di vapore produce il vapore che viene fatto espandere in una turbina a vapore per produrre ulteriore energia elettrica.

Attività di ricerca e sperimentazione del Co.La.Ri.

Il Consorzio ha realizzato diversi impianti per il trattamento dei rifiuti indifferenziati che producono un CDR rispondente alle specifiche contenute nel DLgs 152/06 e nelle Norme Tecniche UNI9903.

Si è quindi interessato da tempo (circa dieci anni) alla ricerca della migliore soluzione tecnologica per la valorizzazione energetica del proprio CDR, nel quadro di una forte minimizzazione degli impatti connessi.

Per inciso si fa presente che la produzione di CDR degli impianti gestiti direttamente dal Co.La.Ri., e dalla aziende allo stesso collegate, è prossima alle 600.000 tonnellate all'anno.

L'attività di ricerca e sperimentazione si è incentrata sui processi di gassificazione sia su quelli a bassa temperatura che su quelli ad alta temperatura con ossigeno.

In particolare sono state effettuate prove sperimentali con il CDR prodotto dal Co.La.Ri. su impianti di gassificazione industriali che trattano rifiuti esistenti in Finlandia, Germania e Giappone.

Le prove con il CDR di Malagrotta 1, effettuate in Finlandia con un gassificatore a letto fluido, hanno evidenziato la presenza di TAR (composti organici condensabili a bassa temperatura) in grande quantità (18-20% in peso), con una drastica diminuzione del potere calorifico del gas di sintesi in caso di depurazione a bassa temperatura, e problemi di sporcamento del sistema.

La depurazione ad alta temperatura ($>350^{\circ}\text{C}$), possibile alternativa per evitare i problemi riportati al punto precedente non è ancora al livello di tecnologia sperimentata ma solo a livello dimostrativo.

Quindi la gassificazione a letto fluido normalmente è indicata in accoppiamento a caldaie a carbone o ad olio a combustibile di centrali termoelettriche che siano dotate di sistemi di depurazione dei gas acidi, in modo da potere bruciare senza problemi il gas di sintesi non depurato.

La gassificazione ad alta temperatura invece, permette di raggiungere nel gassificatore temperature che evitano la presenza dei TAR nel gas di sintesi, permettendone la depurazione a bassa temperatura (eliminando così i composti del cloro, dello zolfo ed il particolato fine) senza alterarne significativamente il potere calorifico. Di qui la possibilità di utilizzare il gas in cicli combinati con turbine a gas o motori endotermici ad alto rendimento energetico.

I trattamenti di gassificazione ad alta temperatura si possono suddividere in trattamenti a singolo stadio o trattamenti combinati.

I trattamenti termici di rifiuti basati sul singolo stadio di gassificazione si adattano bene al trattamento di rifiuti piuttosto omogenei quali quelli costituiti da rifiuti agricoli e forestali (biomasse) e dal CDR.

Per rifiuti invece aventi caratteristiche meno omogenee e variabili nel tempo, quali ad esempio i rifiuti solidi urbani tal quali e alcune tipologie di rifiuti industriali, sono necessarie tecnologie più complesse che impiegano la combinazione di due o più processi di trattamento termico al fine di massimizzare il recupero del gas derivato.

Come detto in precedenza per evitare problemi nella fase di depurazione del gas di sintesi è necessario ottenere un profilo di temperature elevate nel reattore di gassificazione. Tali temperature consentono anche di fondere e vetrificare i residui solidi (scorie). La vetrificazione delle scorie crea le condizioni di un loro potenziale riutilizzo invece dello smaltimento in discarica (normalmente un impianto di termovalorizzazione convenzionale di RSU indifferenziati produce circa il 25% di scorie da destinare a discarica).

Per le ragioni suddette il Co.La.Ri., successivamente alle attività svolte in Finlandia su gassificatori a letto fluido, ha focalizzato l'attività di ricerca e sperimentazione su processi di gassificazione con ossigeno che vantano numerose applicazioni industriali in Germania e specialmente in Giappone. L'obiettivo del Co.La.Ri. è stato quello di individuare, per l'impianto di Malagrotta, un processo di gassificazione capace di produrre un combustibile gassoso da destinare all'impiego in turbine a gas poiché tali turbine operano già con successo per l'utilizzo energetico del biogas da discarica di Malagrotta.

La soluzione scelta per Malagrotta è a nostro avviso ottimale in quelle realtà territoriali dove vi è la presenza di grandi centrali termoelettriche a turbogas che utilizzino cicli combinati. Tali centrali possono infatti accettare la co-combustione del gas di sintesi depurato direttamente nel turbogas.

Non si deve trascurare la possibilità in un prossimo futuro di recuperare dal gas di sintesi (ricco di idrogeno) lavorando ulteriormente sulla sua depurazione, un carburante pulito da utilizzare in veicoli per il trasporto pubblico.

Risultati della sperimentazione sulla gassificazione ad alta temperatura

Un test di gassificazione è stato svolto in un impianto industriale tedesco con centinaia di tonnellate di CDR prodotto dall'impianto di "Malagrotta 1".

I dati raccolti sono stati poi confrontati con le esperienze più significative giapponesi che da anni utilizzano la gassificazione ad alta temperatura con fusione e vetrificazione delle scorie.

Durante il test sono state effettuate le rilevazioni di tutti i parametri di funzionamento caratteristici e sono stati effettuati i prelievi necessari per l'analisi e la caratterizzazione del syngas prodotto, nonché delle emissioni in atmosfera. Le analisi sono state eseguite dal TUV, l'Ente tedesco per il collaudo e la verifica di compatibilità ambientale degli impianti, ed hanno incluso la valutazione dei TAR, dei metalli pesanti e delle diossine.

Durante il test sono stati prelevati anche campioni relativi alle scorie vetrificate prodotte, al fine di verificarne la non pericolosità e accertarne la possibilità di riutilizzo come materiale inerte.

Analisi dei risultati conseguiti

Durante il test di gassificazione sono stati osservati in particolare i seguenti aspetti principali:

- entità del recupero energetico,
- entità e qualità degli scarti di processo,
- valutazione del quadro emissivo rispetto alla normativa vigente.

Entità del recupero energetico

Le prove effettuate permettono di affermare che da una tonnellata di CDR si possono ottenere, in termini di gas di sintesi, circa 3000 KWh, con un rendimento medio di gassificazione pari al 70%. Tale valore è in linea con i rendimenti registrati negli analoghi impianti giapponesi.

Il potere calorifico inferiore medio del gas di sintesi, rilevato durante le varie prove sperimentali, è pari a circa 9.000 KJ/Nm³.

Le caratteristiche del gas di sintesi sono idonee per il suo utilizzo diretto in sistemi di valorizzazione energetica a ciclo combinato con turbine a gas. Non si pre-

vedono normalmente a valle del ciclo combinato impianti di depurazione dei gas esausti, se non per gli ossidi di azoto e, solo come elemento di sicurezza, per il monossido di carbonio. Nel caso dell'impianto di Malagrotta sono previsti due impianti per l'abbattimento catalitico degli ossidi di azoto e del monossido di carbonio al fine di rispettare i limiti restrittivi stabiliti dalla Regione Lazio rispetto al D.Lgs. 133/05 (vedere Tabella 1).

Il rendimento elettrico di un ciclo combinato con turbine a gas come quello di Malagrotta, avente una potenzialità pari a circa 43 MWe, è del 36-40%.

Pertanto il rendimento elettrico lordo complessivo del sistema gassificazione ad alta temperatura più ciclo combinato, è del 25-28%.

Considerando gli autoconsumi della centrale si prevede di ottenere circa 1000 KWh di energia elettrica da ogni singola tonnellata di CDR. Tale dato è confermato dai dati prestazionali di impianti di gassificazione similari giapponesi.

Entità e qualità degli scarti di processo

Il quantitativo delle scorie vetrificate prodotte durante il test ammonta a circa l'8% in peso del CDR alimentato all'impianto.

Sui campioni di scorie vetrificate l'Università di Roma ha effettuato le analisi previste dall'art.2 del nuovo Decreto 13/03/2003. In particolare per quanto riguarda i requisiti di cui al comma 1-b dell'art. 2 sono stati eseguiti test di cessione ed analisi relativi all'eluato sulla base di quanto previsto dalla Tabella 1 e le determinazioni sui contaminanti organici di cui alla successiva Tabella 2 allegate al decreto sopraccitato.

I risultati di tali analisi sono riportati nella Tabella 2 e confermano che la scoria vetrificata e granulata potrà essere utilizzata nelle seguenti applicazioni (come già avviene in Giappone):

- additivo in calcestruzzo in sostituzione della ghiaia,
- costruzione di massicciate stradali,
- materiale per sabbiature,
- produzione di clinker,
- produzione di asfalti,

o in subordine il conferimento in discarica per rifiuti inerti.

Valutazione del quadro emissivo rispetto alla normativa vigente

Durante il test sono stati controllati in modo continuo le concentrazioni degli inquinanti emessi dopo la combustione del gas di sintesi nella caldaia esistente. Tale controllo è stato effettuato attraverso il sistema di monitoraggio di cui l'im-

Tab. 1. Confronto tra il quadro delle emissioni rilevate nella fase sperimentale e i limiti normativi attualmente vigenti.

Inquinanti	Limiti fissati dalla D.Lgs. 133/2005 (@11% O ₂)	Limiti fissati dalla normativa nazionale DM 05.02.08 combustione Cdr (@11% O ₂)	Limiti fissati dalla normativa della Regione Lazio combustione Cdr (@11% O ₂)	Valori medi su 30 minuti (97%)	Valori medi giornalieri	Valori fissati dalla su 30 minuti (97%)	Valori medi su 30 minuti (97%)	Valori rilevati durante le prove con Cdr di Malagrotta 1 riparametrati (@11% O ₂)	% di riduzione rispetto alla Direttiva 2000	% di riduzione rispetto alla Norma Regione Lazio 2000	percentuali di ulteriore abbattimento rispetto ai valori di legge
Polveri totale	mg/Nm ³ 10	10	3	6	0.82	-73%	-92%				
C totale	mg/Nm ³ 10	10	9	9	0.60	-93%	-94%				
HCl	mg/Nm ³ 10	10	8	8	0.07	-99%	-99%				
HF	mg/Nm ³ 1	1	1	2	0.00	-100%	-100%				
SO ₂	mg/Nm ³ 50	50	40	40	1.72	-96%	-97%				
NOx	mg/Nm ³ 200	200	70	100	57.31	-18%	-71%				
CO	mg/Nm ³ 50	50	40	80	7.01	-82%	-86%				
Hg	mg/Nm ³ 0.05	0.05	0.05	0.05	0.001	-98%	-98%				
Cd, Tl	mg/Nm ³ 0.05	0.05	0.05	0.05	0.022	-55%	-55%				
Metalli pesanti tot.	mg/Nm ³ 0.5	0.5	0.5	0.05	0.022	-55%	-96%				
Diossine e furani (PCDD+PCDF)	ng/Nm ³ 0.1	0.1	0.1	0.1	0.047	-53%	-53%				
Idrocarburi (IPA)	mg/Nm ³ 0.01	0.01	0.01	0.01	0.001	-93%	-93%				

Tab. 2. Analisi delle scorie vetrificate e test di cessione sull'eluato.

Parametri	Unità di misura	Prova 1	Prova 2	Limite	Metodo
Oli minerali C ₁₀ -C ₄₀	mg/kg	<5	<5	500	ISO TR 11046 A
TOC	mg/kg	1100	1600	30000	Min.Amb,Sed.,Sch.4 ₁
Solventi aromatici	mg/kg			6	IRSA/CNR Q64 N23B
Benzene	mg/kg	<0,5	<0,5	–	IRSA/CNR Q64 N23B
Toluene	mg/kg	<0,5	<0,5	–	IRSA/CNR Q64 N23B
Etilbenzene	mg/kg	<0,5	<0,5	–	IRSA/CNR Q64 N23B
Xilene	mg/kg	<0,5	<0,5	–	IRSA/CNR Q64 N23B
Test di cessione acqua:					
Arsenico totale	mg/l	<0,005	0,005	0,05	UNI 10802/1999
Bario totale	mg/l	0,04	0,025	2	EPA 6010 B
Cadmio totale	mg/l	0,0008	0,0006	0,004	EPA 6010 B
Cromo totale	mg/l	0,005	0,005	0,05	EPA 6010 B
Rame totale	mg/l	0,047	0,051	0,2	EPA 6010 B
Mercurio totale	mg/l	0,0003	0,001	0,001	EPA 6010 B
Molibdeno totale	mg/l	0,0058	0,0062	0,05	EPA 6010 B
Nichel totale	mg/l	0,005	0,006	0,04	EPA 6010 B
Piombo totale	mg/l	0,011	0,015	0,05	EPA 6010 B
Antimonio totale	mg/l	0,001	0,003	0,0066	EPA 6010 B
Selenio totale	mg/l	0,001	0,001	0,01	EPA 6010 B
Zinco totale	mg/l	0,094	0,088	0,4	EPA 6010 B
Cloruri	mg/l	<1,0	<1,0	80	IRSA/CNR 4130
Fluoruri	mg/l	0,34	0,32	1	IRSA/CNR 4130
Solfati	mg/l	<1,0	<1,0	100	IRSA/CNR 4130
Indice di fenolo	mg/l	<0,01	<0,01	0,1	IRSA/CNR 5060
DOC	mg/l	8,2	8,6	50	STANDARD METHOD 5310 B

pianto è dotato, ed in aggiunta per alcuni inquinanti non monitorabili in continuo (diossine, furani e metalli pesanti), il TUV ha effettuato specifici prelievi per le successive analisi.

Il ciclo di valorizzazione energetica nell'impianto di gassificazione tedesco prevede la combustione del gas di sintesi in due caldaie per la produzione di vapore da far espandere in turbina, quindi il ciclo è uguale a quello previsto per la prima fase a Malagrotta ma differente da quello che si prevede a regime, ma le considerazioni in termini di qualità delle emissioni non cambiano in particolare per quanto riguarda i composti diossinici e furanici e i metalli pesanti.

La Tabella 1 evidenzia i valori massimi delle concentrazioni di inquinanti rilevate nel periodo di effettuazione del test.

Tali valori, nella Tabella 1, sono stati confrontati con i limiti fissati dalle normative nazionale e regionale.

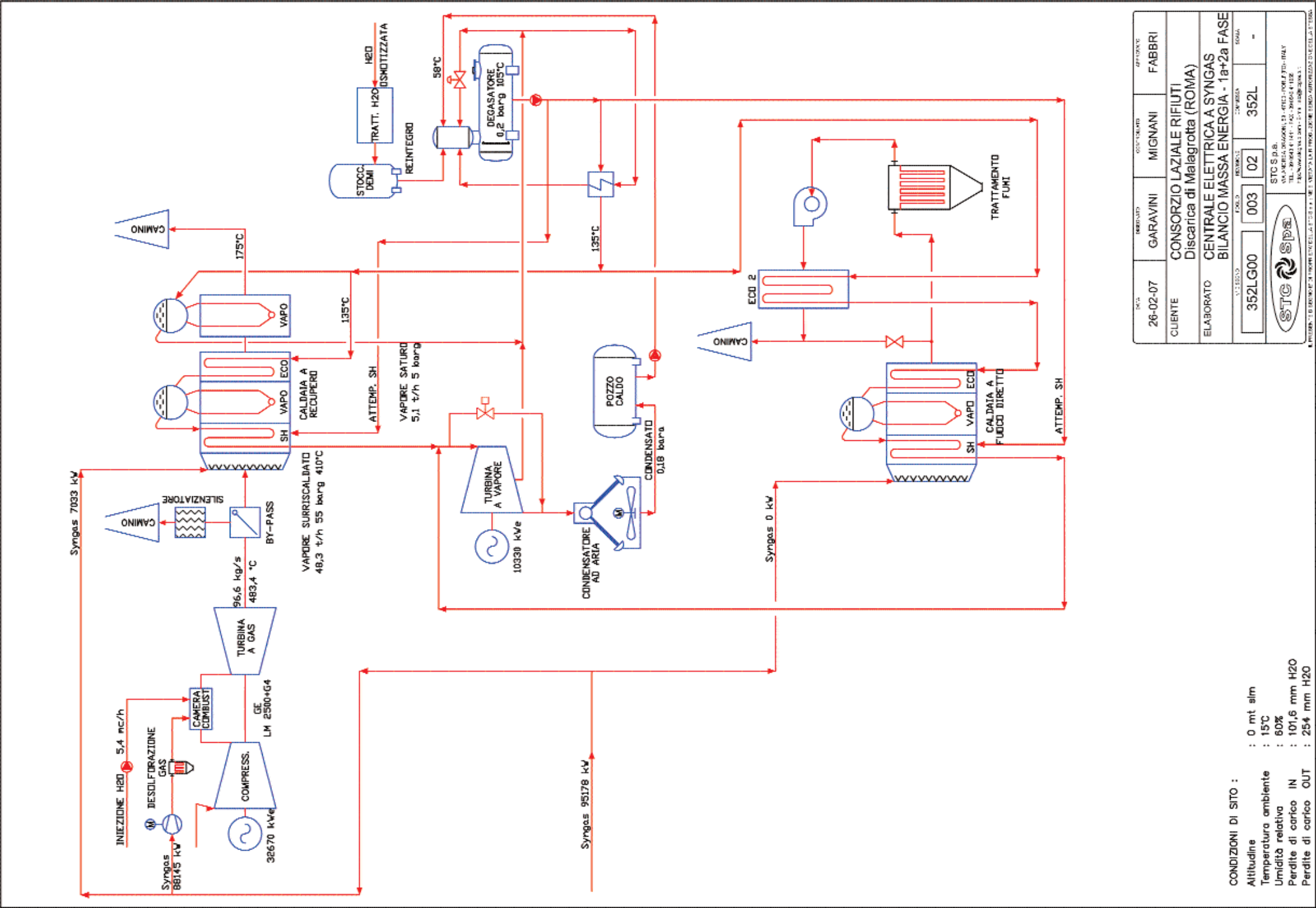
Come si evince dall'analisi del confronto le concentrazioni rilevate risultano ampiamente inferiori ai limiti più restrittivi fissati dal vigente Piano di Gestione dei RU della Regione Lazio.

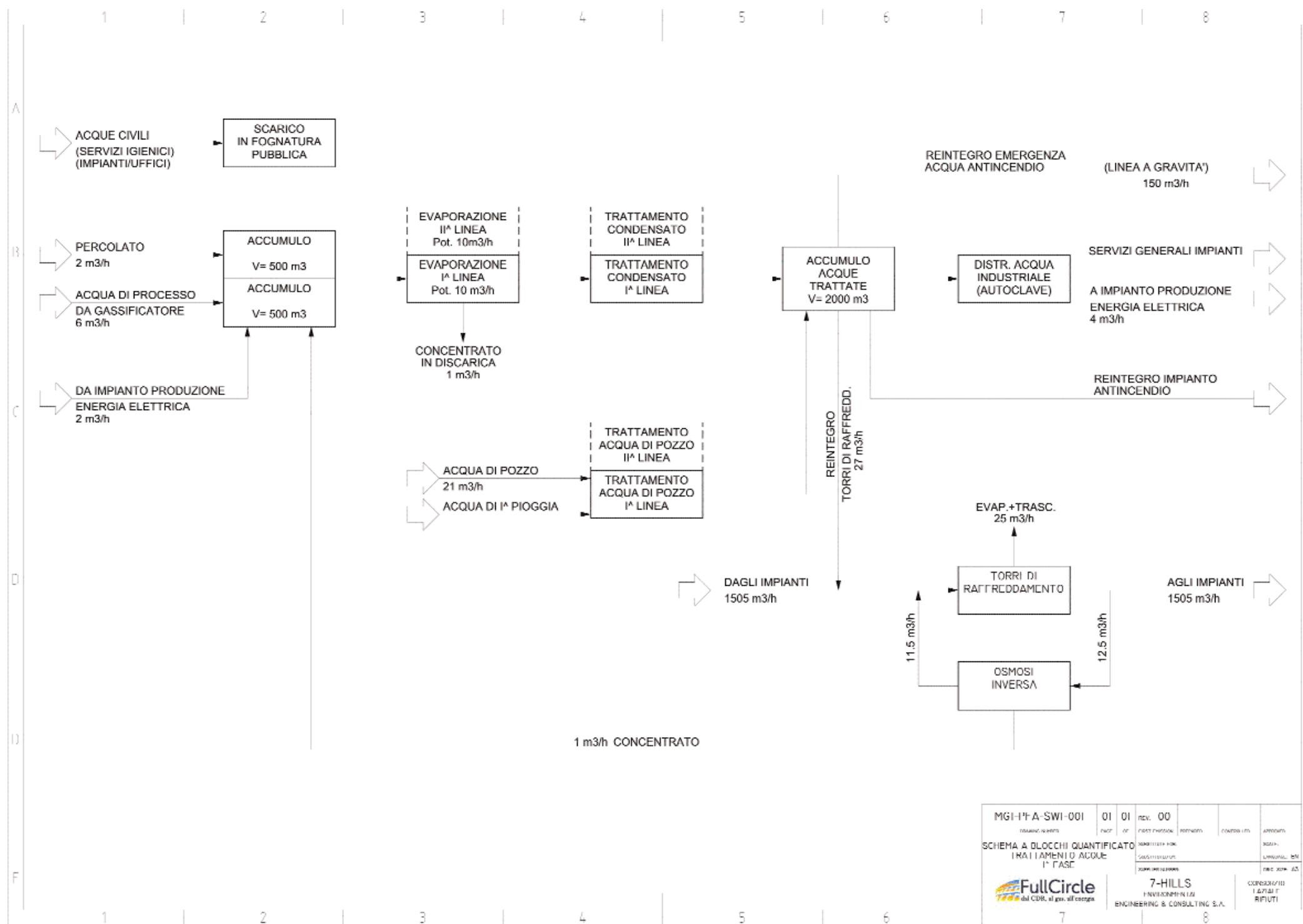
Minimizzazione della produzione dei residui e dell'uso della risorsa acqua

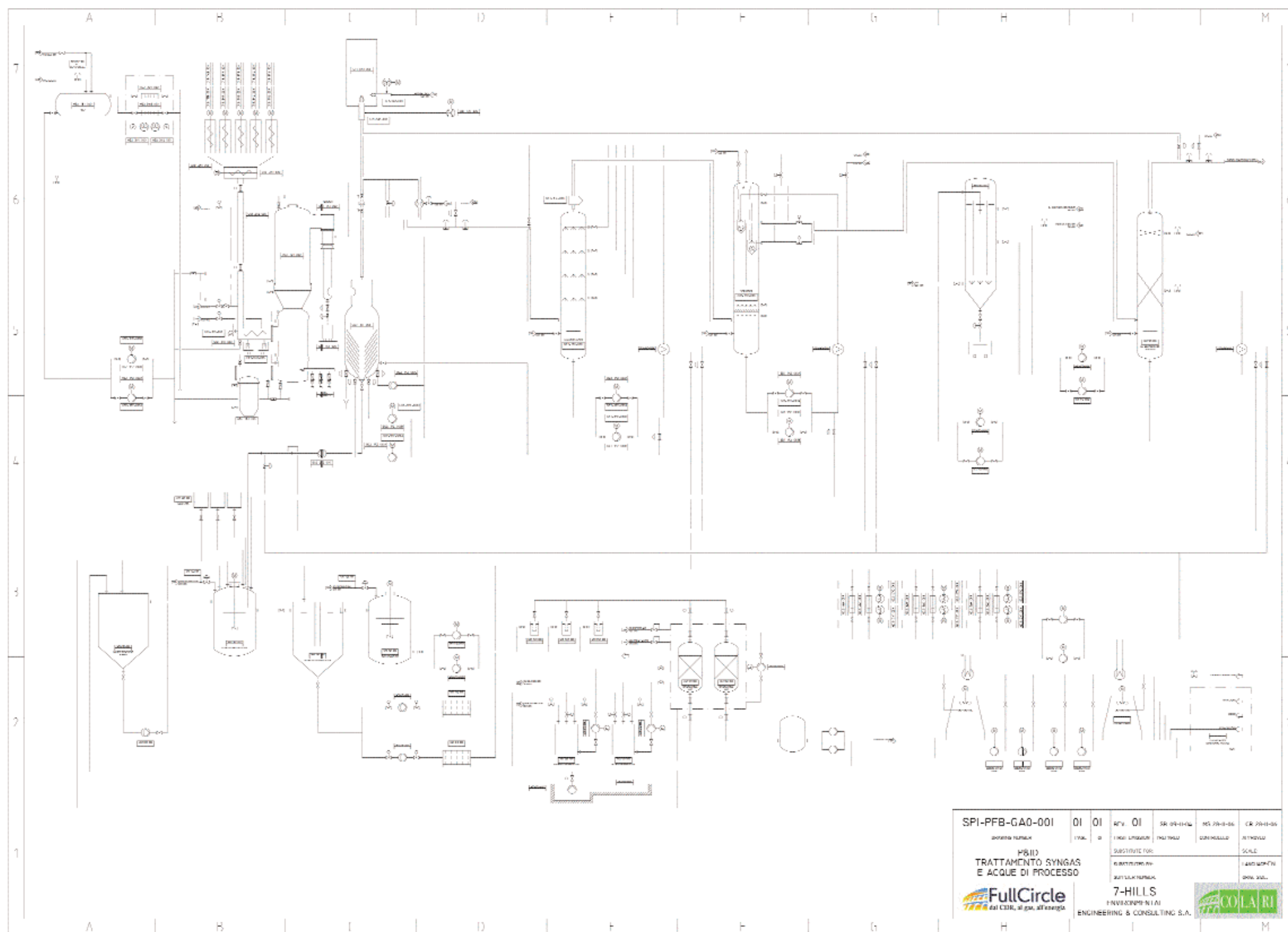
La centrale di gassificazione e produzione energia elettrica di Malagrotta si contraddistingue per la particolare attenzione posta alla minimizzazione della produzione di residui pericolosi e dell'uso della risorsa acqua.

Infatti l'impianto non produce scarti e ceneri pericolose ma scorie vetrificate e zolfo riutilizzabili. Si fa presente che è stato siglato un accordo tra il Co.La.Ri. e la Zolfital S.p.A. per il ritiro dello zolfo prodotto nell'impianto.

Particolare attenzione è stata poi posta al recupero di acqua industriale per gli usi della centrale dalle acque di processo e dal percolato di discarica mediante un impianto di evaporazione a multiplo effetto (vedere disegno n. MG1 PFA SW0 001 allegato). Ciò permette di diminuire drasticamente l'esigenza di approvvigionamento di acqua industriale dai pozzi esistenti.







LE EMISSIONI ED I CONTROLLI NEI DIVERSI COMPARTI AMBIENTALI

Tecniche di controllo delle emissioni atmosferiche da impianti di termovalorizzazione di rifiuti

Stefano Cernuschi, Michele Giugliano, Mario Grosso, Giovanni Lonati

Le caratteristiche qualitative e quantitative delle emissioni (Tabella 1) risultano principalmente correlate al tipo di rifiuto alimentato, alla tecnologia del forno ed alle modalità operative del processo di combustione e del recupero energetico ad esso abbinato.

Tab. 1. Livelli di concentrazione dei principali inquinanti da attività di termodistruzione di rifiuti solidi a monte dei sistemi di depurazione.

Inquinante	Concentrazione (mg m ⁻³ _n gas secco @11%O ₂)
Materiale particolato	1000 – 5000
CO	5 – 50
TOC	1 – 10
HCl	500 – 2000
HF	5 – 20
SO ₂	200 – 1000
NO _x (come NO ₂)	250 – 500
N ₂ O	< 40
Hg	0,05 – 1,5
Cd + Tl	0,5 – 5
Pb + altri metalli (Sb, As, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn)	10 – 50
PCCD/F (ngl-TEQ m ⁻³ _n)	0,5 – 10

Le esigenze di depurazione previste dall'attuale contesto normativo impongono configurazioni impiantistiche particolarmente potenziate nei riguardi dei microinquinanti tossici e comprensive di capacità di controllo anche spinte per alcuni macroinquinanti in precedenza poco considerati (SO_2 ed NO_x), con criteri di interventi primari, durante la combustione ed il successivo raffreddamento dei fumi, e secondari con l'impiego di tecnologie di depurazione a valle della combustione.

Il controllo primario delle emissioni

Una prima serie di misure si propone di realizzare una combustione il più possibile completa, in ogni condizione di regime del forno, puntando a valori ottimali di temperatura, tempo di contatto, tenori di ossigeno e turbolenza in camera di combustione. Tecniche avanzate di controllo della combustione impiegano la termografia all'infrarosso e logiche automatizzate di tipo "fuzzy" (1). Miglioramenti sono anche ottenibili in configurazioni impiantistiche innovative che incrementano l'efficienza di combustione modificando, rispetto alle installazioni convenzionali, la natura del comburente, il rapporto aria/combustibile e/o la distribuzione dell'aria stessa (2, 3). Interventi primari sono anche efficaci per ridurre la produzione di ossidi azoto sia attraverso un accurato controllo nell'alimentazione dell'aria primaria e secondaria che eviti eccessi di ossigeno e temperatura, sia attraverso il ricircolo parziale dei fumi.

Una serie di interventi riguarda, più specificamente, la prevenzione dei processi secondari di formazione e riformazione di diossine (sintesi de-novo) (4-7), attraverso l'inibizione dell'attività catalitica (6, 8-12), il ricircolo dei gas, dopo depolverazione, in camera di combustione (13) e la riduzione della permanenza dei fumi alle temperature critiche (14-16).

Processi di depurazione delle emissioni

Controllo del materiale particolato e dei gas acidi

La migliore tecnologia di depolverazione si basa sull'impiego di tessuti filtranti. L'entità della rimozione, già assai elevata con i tessuti in fibra sintetica di più comune utilizzo (polipropilene, Teflon, Ryton), raggiunge valori elevatissimi con l'utilizzo di materiali a base di fibre microporose (Goretex® e simili) per lo sviluppo di azioni filtranti di tipo superficiale che li caratterizza (17). Le modalità di esercizio del sistema lo rendono inoltre in grado di operare un controllo simultaneo di gas acidi e organici volatili, previa additivazione di reagenti neutralizzanti ed adsorbenti in polvere, grazie al contatto relativamente prolungato tra il gas da

trattare ed il pannello di materiale trattenuto sulla superficie filtrante: la recente introduzione di tessuti impregnati di catalizzatore (18-20) estende ulteriormente tali possibilità alla conversione con elevate efficienze di NO_x e di diossine, prospettandone interessanti applicazioni. Nel campo dei processi di depolverazione ad umido solo i sistemi di tipo Venturi, nei quali la captazione delle polveri fini è resa particolarmente efficace dall'atomizzazione spinta del liquido, presentano efficienze adeguate, seppur generalmente inferiori a quelle dei filtri a tessuto: le elevate perdite di carico richieste e la presenza di spurghi liquidi da trattare e smaltire costituiscono un indubbio svantaggio, mentre gli effetti di assorbimento e di saturazione adiabatica del gas lo rendono di particolare interesse per la rimozione simultanea di macroinquinanti gassosi e soprattutto per la condensazione dei microinquinanti più volatili.

Anche per il controllo dei gas acidi sono disponibili processi del tipo a secco o ad umido. I processi ad umido rappresentano la tecnologia convenzionale più consolidata per applicazioni di questo tipo, grazie all'affidabilità derivante dalle numerosissime applicazioni ed agli elevati rendimenti che ne caratterizzano le prestazioni. Le efficienze conseguibili con processi ad umido risultano estremamente elevate, con valori che in condizioni ottimali consentono concentrazioni in uscita assai contenute ($< 5 \text{ mg m}^{-3}$ per HCl e $< 10\text{-}20 \text{ mg m}^{-3}$ per SO_2): alla rimozione dei gas acidi si abbina inoltre la possibilità di controllo del mercurio, la cui forma ionica può essere efficacemente assorbita soprattutto in condizioni di pH fortemente acido, e la potenziale riduzione nelle presenze di microinquinanti volatili per effetti di condensazione derivanti dall'abbassamento di temperatura associato alla saturazione del gas. Processi di questo tipo presentano, per contro, potenziali problematiche nei confronti delle diossine, riconducibili a fenomeni di adsorbimento/desorbimento sui rivestimenti e materiali plastici delle colonne (21-23), noti come "effetto memoria" e ritenuti responsabili degli incrementi di concentrazione tra ingresso ed uscita del lavaggio rilevati con una certa sistematicità (24, 25).

Nei processi a secco e semisecco la rimozione dei gas acidi viene ottenuta tramite reazioni di neutralizzazione che si sviluppano, a seguito di fenomeni di adsorbimento, chemiadsorbimento ed assorbimento, sulla superficie del reagente alcalino utilizzato allo scopo. Quest'ultimo può essere additivato sia allo stato secco che come sospensione acquosa concentrata: in entrambi i casi i prodotti delle reazioni di neutralizzazione si ritrovano sotto forma di polveri nella corrente gassosa e richiedono quindi ulteriori operazioni di depolverazione per completare la rimozione. Il reagente di più comune è la calce, utilizzata nell'intervallo ottimale di temperatura $110^\circ\text{C} - 150^\circ\text{C}$ (26). Sensibili miglioramenti del processo sono ottenibili tramite l'adozione di sistemi di controllo innovativi della temperatura e dell'umidità del gas che, mantenendo costante l'umidità relativa sul filtro a tessuto, permettono un'operazione a temperature più basse ($120^\circ\text{C}\text{-}135^\circ\text{C}$) e con un consumo medio di reattivo più contenuto (27, 28). Sia pure con tali vantaggi difficilmente la calce raggiunge le prestazioni dei sistemi ad umido.

Un reagente alternativo nei sistemi a secco è il bicarbonato di sodio (NaHCO_3). Lo studio termodinamico e cinetico dei meccanismi coinvolti (29), i cui risultati sono sostanzialmente confermati dalle esperienze condotte su impianti reali (30, 31), evidenzia una maggior affinità del carbonato di sodio rispetto alla calce nei confronti di HCl ed SO_2 , con la possibilità di ottenere quindi le rimozioni richieste operando con eccessi di reagente più contenuti. Da tale punto di vista va tuttavia tenuto presente che la convenienza decresce con la diminuzione della temperatura di reazione, con i due processi che sostanzialmente si equivalgono in corrispondenza dei livelli termici più bassi ($125^\circ\text{C} - 150^\circ\text{C}$): ciò è da imputarsi tanto alla progressiva diminuzione dell'eccesso di calce richiesto per la neutralizzazione, che alla minor efficacia dell'attivazione termica del bicarbonato nel creare l'elevata superficie specifica indispensabile a garantire elevati rendimenti di rimozione. A tale proposito la necessità di operare a temperature non inferiori ai 140°C , con condizioni ottimali di reazione che negli impianti a piena scala si collocano intorno ai 170°C - 180°C (31), rende il sistema meno efficace nel contestuale controllo dei microinquinanti volatili

Controllo degli ossidi di azoto

I processi disponibili per la rimozione degli NO_x sono quelli convenzionalmente adottati per le sorgenti di combustione e fanno riferimento a tecnologie di riduzione non catalitica (SNCR = "selective non catalytic reduction") o catalitica (SCR = "selective catalytic reduction").

Nel primo caso, la trasformazione degli NO_x in azoto molecolare viene condotta ad alta temperatura, dosando ammoniaca, urea o composti ammidici direttamente in camera di combustione. Rispetto all'ammoniaca l'urea offre numerosi vantaggi in termini di esigenze di manipolazione e stoccaggio e di proprietà fluidodinamiche delle soluzioni acquose che ne facilitano l'utilizzo. L'ottimizzazione del sistema nei confronti dell'efficienza di conversione e della minimizzazione dell'ammoniaca residua, derivante sia dall'eccesso di reagente utilizzato che dalla sua formazione in reazioni secondarie non desiderate, richiede un accurato posizionamento degli ugelli di iniezione in zone comprese nell'intervallo di temperatura ottimale per la reazione (32), compreso tra 850°C e 950°C circa (800°C - 1050°C con l'utilizzo di opportuni additivi). Da tale punto di vista l'urea, pur presentando capacità di conversione inferiori, ha una maggior flessibilità di utilizzo, essendo caratterizzata da un intervallo di temperatura ottimale più ampio, ed è quindi più indicata per interventi di potenziamento su impianti esistenti non attrezzati per un adeguato controllo della stabilità di combustione. Nelle condizioni operative ottimali si ottengono rendimenti di riduzione di NO_x variabili tra il 30% ed il 75%, in funzione del tipo di forno, del reagente utilizzato e delle modalità di dosaggio (20). La fuga dell'eccesso di NH_3 non reagita (slip) se da una parte è potenzialmente in grado di

inibire l'attività catalitica di riformazione delle diossine, dall'altra rappresenta un'emissione aggiuntiva del processo. Un'ulteriore inconveniente dei sistemi SNCR deriva dalla potenziale emissione di N_2O , potente gas serra (20).

Nei sistemi di riduzione catalitica selettiva, la conversione degli NO_x avviene a livelli di temperatura più bassi ($220^{\circ}C$ - $350^{\circ}C$) grazie all'utilizzo di opportuni substrati catalitici, in genere a base di ossidi di vanadio, tungsteno e/o platino supportati su titanio. La presenza del catalizzatore consente efficienze di rimozione non raggiungibili con il processo non catalitico: nell'intervallo di temperatura indicato la conversione può superare anche il 90%, con fughe di ammoniaca contenute entro i 5 mg m^{-3} , ed è quindi in grado di mantenere concentrazioni in uscita che consentono il rispetto di limiti anche molto restrittivi. A fronte dei vantaggi che lo caratterizzano in termini di prestazioni complessive il processo presenta costi di investimento sicuramente superiori ai sistemi SNCR e problemi legati ai rischi di disattivazione del substrato catalitico che, soprattutto nel caso delle emissioni da termodistruzione di rifiuti, ne richiedono l'applicazione a valle dei trattamenti di depolverazione e rimozione dei gas acidi, con conseguenti incrementi negli oneri gestionali legati alle esigenze di riscaldamento dei gas sino alle temperature ottimali di esercizio. Per migliorarne le possibilità applicative al riguardo sono stati sviluppati ed adottati con buoni risultati tanto supporti catalitici maggiormente resistenti alla disattivazione, in modo da consentirne il contatto con gas non completamente trattati (configurazioni "high dust"), che formulazioni in grado di operare, con efficienze ancora confrontabili, a livelli di temperatura più ridotti (sino a $150^{\circ}C$ - $170^{\circ}C$) (33-35).

Controllo dei microinquinanti

La presenza degli inquinanti in traccia di interesse nelle emissioni da termodistruzione di rifiuti è generalmente associata, per le loro caratteristiche di volatilità, al particolato di granulometria più fine ed alla fase gassosa. Il primo, come già accennato, veicola gran parte dei metalli tossici (Cd e Pb in particolare) e degli organici clorurati di maggior peso molecolare mentre la quasi totalità del mercurio e consistenti frazioni degli organoclorurati a basso peso vengono di norma rilevate in fase di vapore. I processi di controllo usualmente adottati nei sistemi di depurazione fanno pertanto ricorso a quattro distinte tipologie di intervento:

- efficace captazione del particolato fine, in particolare quello submicronico;
- sviluppo di effetti di condensazione;
- utilizzo di additivi adsorbenti;
- tecniche di conversione catalitica di componenti presenti in fase vapore.

L'abbassamento della temperatura, favorevole ai processi di condensazione, costituisce una delle caratteristiche salienti di quelli ad umido che, oltre ad opera-

re di norma già a temperature assai contenute, possono ottenerne ulteriori riduzioni sino a livelli inferiori a quelle di saturazione del gas (60°C-70°C) normalmente adottate: è il caso degli scrubber a condensazione nei quali, spingendo il raffreddamento sino a 30°- 40°C, si intensifica il passaggio degli elementi più volatili nelle goccioline che si formano a seguito della condensazione dell'umidità contenuta nei gas (23, 36, 37). Riduzioni della volatilità tramite reazioni di trasformazione in prodotti stabili possono sfruttarsi nel caso del mercurio (20, 38). Sempre nel settore dei processi ad umido vanno segnalate le possibilità di aggiungere il liquido di lavaggio con agenti ossidanti, in grado di incrementare notevolmente le efficienze di rimozione del mercurio totale attraverso l'ossidazione del mercurio elementare (37).

L'utilizzo di additivi adsorbenti costituisce l'alternativa di maggior efficacia per i microinquinanti volatili: nei sistemi di depurazione più moderni essa viene largamente utilizzata, in particolare per il controllo di mercurio e diossine. Nel caso particolare del mercurio, la cui forma elementare (Hg^0) presenta difficoltà supplementari di captazione, sono da segnalare le possibilità offerte da carboni attivi trattati termicamente (39) o con cloro e zolfo (40-42).

Il controllo dei microinquinanti organici, e delle diossine in particolare, può anche fare ricorso a processi di conversione catalitica. I catalizzatori attivi nel processo sono gli stessi di norma utilizzati per la riduzione selettiva degli NO_x , costituiti da ossidi di vanadio e tungsteno supportati su platino. I rendimenti di ossidazione superiori vengono ottenuti, in virtù della maggior affinità del catalizzatore per l' NH_3 (43), in corrispondenza dei dosaggi più bassi di NH_3 e nelle sezioni del reattore prossime all'uscita: l'ottimizzazione del processo nei confronti della rimozione dei composti organici, oltre che degli NO_x , richiede quindi un volume supplementare di catalizzatore. Al di là di quest'ultimo aspetto, le condizioni operative per una conversione ottimale delle PCDD/F sono sostanzialmente le stesse richieste per gli NO_x . Dati rilevati alla scala pilota (44, 45) e su alcuni impianti reali (46-49) indicano, negli usuali intervalli di temperatura del processo (210°C-350°C) conversioni assai elevate (90-98%) per le diossine ed altri microinquinanti organici

Configurazioni impiantistiche della depurazione

Sistemi a secco

Nella loro configurazione di base gli impianti a secco comprendono un reattore di assorbimento dei gas acidi ed una fase di depolverazione. I sistemi adottati si differenziano ulteriormente secondo le modalità di alimentazione del reagente: negli impianti completamente a secco esso viene dosato tal quale in polvere mentre in quelli a semisecco si utilizza una sospensione acquosa concentrata. I rendimen-

ti di rimozione dei sistemi sono fortemente influenzati dalla temperatura di esercizio, di cui si è già discusso, e dal tipo di depolveratore. I filtri a tessuto consentono, rispetto agli elettrofiltri, una miglior captazione del particolato più fine ed un prolungamento del contatto dei gas con il reagente solido, in virtù dell'accumulo del materiale sulle maniche del filtro, e costituiscono pertanto l'apparecchiatura di utilizzo preferenziale.

Il reagente di neutralizzazione tradizionale è rappresentato, come già esposto, dalla calce che, per estendere adeguatamente le capacità di rimozione del sistema nei confronti dei microinquinanti volatili (mercurio e diossine in particolare), viene di norma utilizzata contestualmente ad additivi adsorbenti, generalmente costituiti da carbone attivo. Dal punto di vista impiantistico, nei sistemi completamente a secco (Figura 1) il dosaggio dell'adsorbente avviene separatamente o in miscela con la calce mentre in quelli a semisecco esso deve in genere avvenire in un apposito comparto tra l'atomizzazione ed il filtro a maniche: in alcune configurazioni di quest'ultimo tipo l'iniezione dell'adsorbente viene effettuata in un Venturi a secco, ottimizzandone il contatto con il gas da depurare. Il carbone attivo può inoltre essere additivato con materiali inerti di varia natura per agevolare la pulizia delle maniche anche con cicli di filtrazione prolungati, finalizzati ad incre-

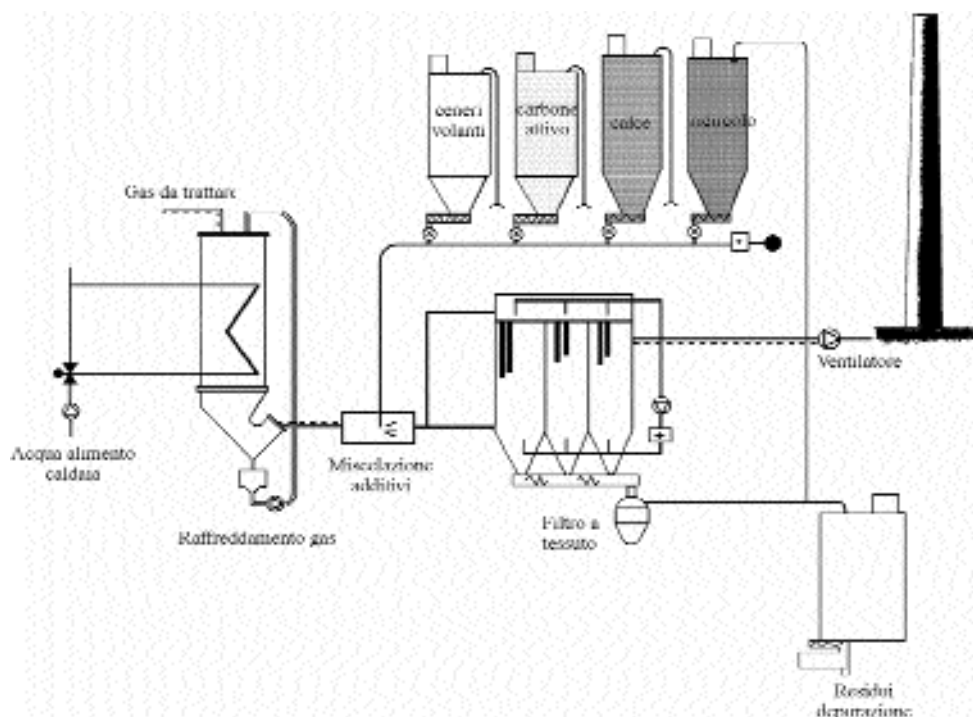


Fig. 1. Sistema di depurazione a secco con dosaggio di carbone attivo (ABB-Fläkt, 1997).

mentare il tempo di contatto gas/solido. Le prestazioni dei sistemi a secco con calce ed additivi adsorbenti consentono emissioni di mercurio inferiori ai $50 \mu\text{g m}^{-3}$ e di diossine in grado di rispettare il limite di $0,1 \text{ ng}_{\text{I-TEQ}}\text{m}^{-3}$.

Per quanto riguarda i macroinquinanti la presenza del filtro a tessuto garantisce concentrazioni di polveri di norma inferiori ai $5\text{-}10 \text{ mg m}^{-3}$, mentre per i gas acidi si ottengono valori tra 30 mg m^{-3} e 50 mg m^{-3} di HCl ed intorno a 100 mg m^{-3} di SO_2 in condizioni ottimali. Miglioramenti in tal senso sono da segnalare (27) con l'adozione di sistemi di regolazione avanzati già citati che tramite il controllo dell'umidità relativa dei fumi mantengono livelli medi di temperatura assai ridotti ($120^\circ\text{C}\text{-}135^\circ\text{C}$), con incrementi di efficienza in grado di raggiungere anche 10 mg m^{-3} e 50 mg m^{-3} per HCl ed SO_2 ed una contemporanea riduzione nei consumi di reattivo.

L'utilizzo del bicarbonato di sodio in alternativa alla calce non pone sostanziali differenze dal punto di vista della configurazione dell'impianto. Il reagente viene utilizzato allo stato secco, previa macinazione per ottenerne adeguate granulometrie, ed è anch'esso di norma additivato con carbone attivo. Il trattamento è strutturato come sistema a stadio singolo o a doppio stadio. Nel primo caso la configurazione è analoga a quella del trattamento con calce, con l'iniezione del reattivo in un Venturi a secco e la separazione dei prodotti solidi e del particolato contenuto nei fumi tramite un filtro a maniche. Nel secondo caso l'apparato di neutralizzazione è preceduto da un primo stadio di depolverazione, di norma tramite elettrofiltro, finalizzato alla captazione delle ceneri volanti: il flusso di residui solidi provenienti dalla neutralizzazione risulta così separato da quest'ultime e può, come tale, prestarsi ad operazioni di recupero dei sali di sodio in esso contenuti (31). Le prestazioni dei sistemi a bicarbonato, nei limiti delle applicazioni sinora effettuate sulle emissioni da termodistruzione di rifiuti, appaiono, come già accennato, in grado di contenere le emissioni di gas acidi a livelli inferiori a quelle dei corrispondenti sistemi a secco convenzionali con calce.

Esempio di trattamento a secco di una doppia filtrazione è il nuovo impianto di Milano (50) che allinea in sequenza un depolveratore elettrostatico, due economizzatori (alta e bassa pressione), l'iniezione della miscela reagente (calce e carboni attivi) ed un filtro a tessuto per la separazione finale dei prodotti di reazione (Figura 2).

Sistemi ad umido

Nella loro configurazione di base i sistemi ad umido comprendono un depolveratore ed un dispositivo per il lavaggio dei fumi che, nelle realizzazioni più recenti, è normalmente suddiviso in due stadi in serie, finalizzati alla rimozione degli acidi alogenidrici e dell' SO_2 , rispettivamente con acqua e con soluzioni alcaline (Figura 3). Negli impianti così costituiti il tipo di depolveratore adottato a mon-

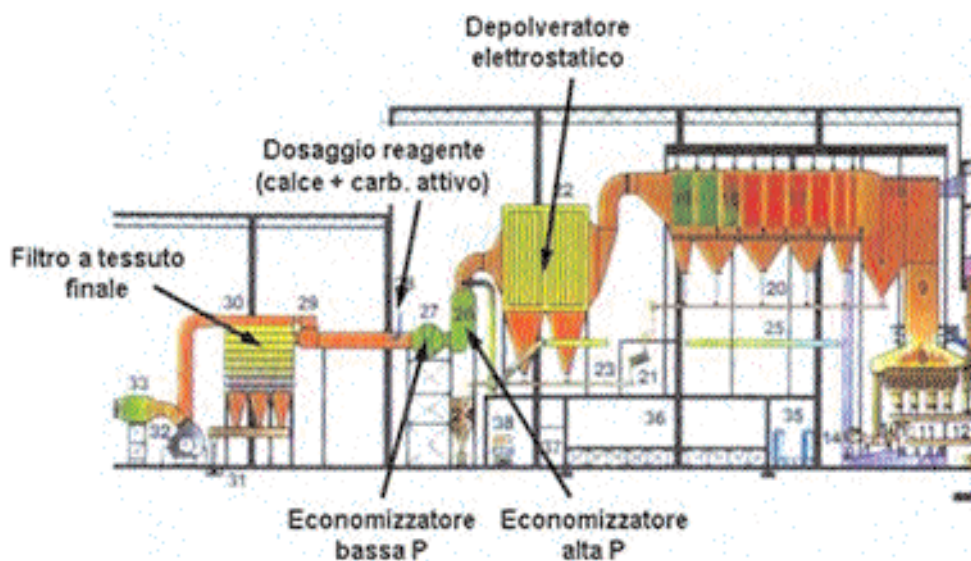


Fig. 2. Sistema di depurazione a secco con calce e doppia filtrazione.

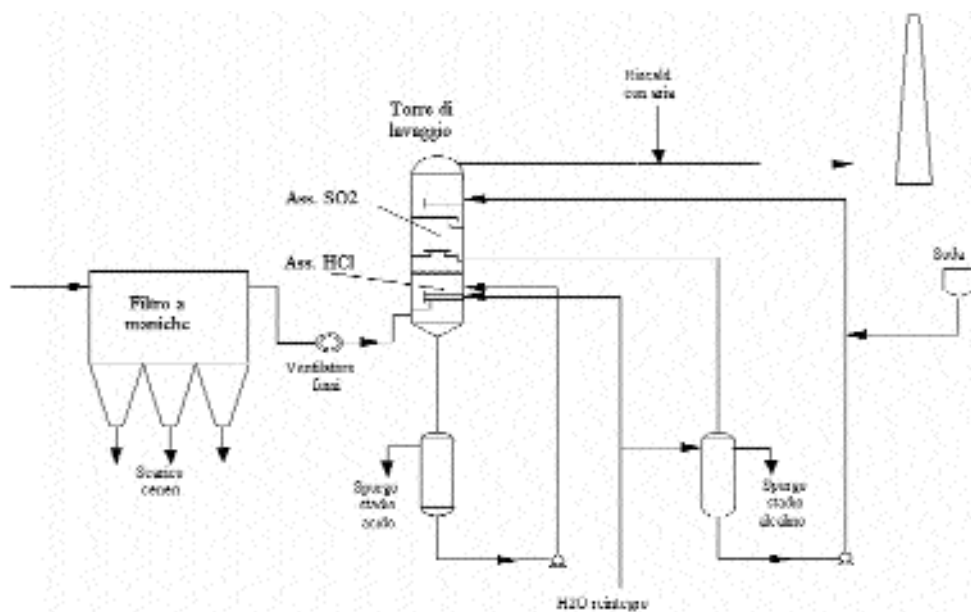


Fig. 3. Sistema di depurazione ad umido con lavaggio a due stadi.

te del lavaggio è in genere costituito da un filtro a maniche: sistemi alternativi possono altresì prevedere l'utilizzo di depolveratori ad umido Venturi per ridurre, oltre al particolato, anche il carico di gas in ingresso all'assorbitore e provvedere alla saturazione del flusso a monte dei dispositivi di lavaggio veri e propri.

I residui del processo di depurazione sono costituiti dalla soluzione esausta spurgata dalle torri, che richiede, di norma, un trattamento di neutralizzazione e precipitazione chimica, con conseguente produzione di fanghi. I gas depurati all'uscita delle torri si trovano in condizioni di umidità e temperatura corrispondenti alla saturazione (60-70°C), o molto prossime ad essa, e richiedono pertanto un post-riscaldamento prima dell'immissione al camino, solitamente per scambio termico con i fumi non trattati in ingresso alla colonna.

Le efficienze ottenibili con sistemi ad umido nella rimozione di macroinquinanti gassosi sono estremamente elevate, con valori superiori al 99% per HCl ed HF ed al 95% per l'SO₂ in condizioni ottimali e con concentrazioni in uscita difficilmente raggiungibili dalle tecnologie a secco e semisecco. Negli scrubber a condensazione il raffreddamento dei gas viene spinto sino a 30°-40°C, al di sotto delle condizioni di saturazione in una seconda torre di lavaggio (21). A valle del lavaggio è in genere previsto un dispositivo per la rimozione ad elevata efficienza degli aerosoli, costituito da un elettrofiltro ad umido o da un Venturi elettrodinamico.

Impianti così configurati mostrano ottime capacità di controllo per i metalli più volatili, in special modo mercurio, mentre paiono presentare le stesse difficoltà riscontrate nei sistemi convenzionali per il controllo spinto delle diossine a seguito dell'"effetto memoria". Per fronteggiare tale inconveniente le alternative proposte prevedono l'additivazione diretta del carbone in polvere nel liquido di assorbimento, senza dover quindi ricorrere ad apparecchiature supplementari, o l'adozione di stadi separati. La prima soluzione, indubbiamente meno costosa, ha già fornito buoni risultati a livello operativo tanto su sistemi convenzionali (24, 25) che a condensazione. Nel caso dell'additivazione separata la configurazione impiantistica più semplice prevede, analogamente ai sistemi a secco, l'iniezione di carbone in polvere immediatamente a valle dello stadio di lavaggio e la sua successiva separazione in un filtro a maniche (26, 51, 52), mentre sistemi più complessi utilizzano reattori a letto fisso in controcorrente (53-55) o processi a letto fluido circolante. L'adsorbente esausto è di norma bruciato nel forno.

Sempre all'applicazione di tecniche di adsorbimento è inoltre riconducibile la recente messa a punto di alcuni materiali plastici a base di polipropilene miscelato con carbone attivo granulare che, sotto forma di corpi di riempimento, possono essere utilizzati nelle colonne e nei dispositivi antitrascinamento delle stesse per controllare il rilascio attribuibile all'effetto memoria (56). La loro applicazione commerciale tanto in alcuni impianti europei di nuova costruzione che nel potenziamento di sistemi ad umido convenzionali già esistenti, ha dimostrato interessanti risultati, con efficienze di rimozione dell'ordine del 60-75% per concentra-

zioni in ingresso comprese tra 6 e 10 $\text{ng}_{\text{I-TEQ}}\text{m}^{-3}$ (20): le capacità di controllo appaiono così in grado di contrastare efficacemente il rilascio nonché, in presenza di interventi addizionali a monte, di garantire emissioni in linea con il limite di 0,1 $\text{ng}_{\text{I-TEQ}}\text{m}^{-3}$, con modalità di realizzazione che, rispetto ad altre alternative praticabili, appaiono decisamente meno complesse.

Sono infine da segnalare, ancora nell'ambito del potenziamento dei sistemi ad umido nei riguardi dell' "effetto memoria" per le diossine, alcune sperimentazioni che hanno evidenziato la possibilità di sfruttare le caratteristiche di adsorbimento reversibile dei materiali di rivestimento plastico delle colonne, responsabili dell'effetto stesso, utilizzandoli in moduli di adsorbimento. Il materiale che meglio si presta a tale scopo è il polipropilene: le configurazioni messe a punto, sono state valutate con ottimi risultati alla scala di laboratorio (57).

Sistemi ibridi

Costituiti dalla combinazione in serie di processi a secco e ad umido i sistemi ibridi, consentono di fruire dei vantaggi dell'umido senza scarichi liquidi. I sistemi sono costituiti da un'unità a semisecco con filtro a maniche collocata a monte di un processo ad umido: il primo stadio rimuove il particolato ad elevata efficienza e funge da evaporatore degli spurghi liquidi del secondo stadio, finalizzato al controllo dei gas acidi e dei microinquinanti volatili. Per evitare accumuli di questi ultimi (mercurio in particolare) nel circuito di ricircolo e far fronte anche ai problemi dello stadio finale ad umido nei confronti delle diossine, il trattamento comprende di norma un'additivazione di carbone attivo a monte del depolveratore.

Sistemi per il controllo degli NO_x

I sistemi di depurazione attualmente applicati alla scala commerciale comprendono configurazioni impiantistiche nelle quali le capacità di controllo delle linee di trattamento sono estese anche alla rimozione degli NO_x tramite processi di riduzione non catalitica (SNCR) o catalitica (SCR), già descritti in precedenza.

Il sistema SNCR è semplice dal punto di vista impiantistico perché aggiunge, anche con interventi di "retrofit", il riducente in testa alla camera di combustione. Può ottenere efficienze massime dell'ordine del 70%, e viene talvolta integrato con il ricircolo dei fumi per contenere i processi termici di formazione dell'inquinante. L'ammoniaca residua del processo può essere recuperata a valle, se la linea di depurazione comprende un lavaggio ad umido, mentre nel caso di sistemi a secco con filtri a tessuto, le fughe di ammoniaca di una certa consistenza, quali quelle che si possono verificare per rendimenti di rimozione richiesti particolarmente elevati, possono viceversa determinare problemi di impaccamento dello strato di

polvere depositato sulle maniche filtranti, dovuti alla formazione di sali ammoniacali igroscopici. La presenza di NH_3 in camera di combustione offre, come si è detto, la possibilità di ridurre la produzione di diossine a valle della caldaia: rilevamenti condotti su impianti reali attivando e disattivando il sistema SNCR indicano entità di riduzione comprese tra 47% ed 85% (58).

L'utilizzo di sistemi di riduzione catalitica selettiva consente rendimenti di conversione assai più elevati ma pone maggiori problemi di natura impiantistica e gestionale. L'installazione deve essere preferibilmente collocata a valle dei trattamenti di depolverazione ed assorbimento, per minimizzare i rischi di disattivazione del catalizzatore ed incrementarne in tal modo la vita utile. In tale posizione risulta necessario un oneroso preriscaldamento dei gas sino alle temperature ottimali di esercizio. Appaiono così di interesse le possibilità offerte da alcune configurazioni del catalizzatore sviluppate per funzionare anche con gas polverosi e quindi utilizzabili in posizione cosiddetta "high dust" senza la necessità di preriscaldare i fumi (Figura 4). Tali soluzioni sono state sperimentate con successo in Giappone (58) e recentemente anche in Italia. L'inconveniente del preriscaldamento può essere limitato, se non proprio evitato, anche da catalizzatori in posizione cosiddetta "tail end" (Figura 5), se i substrati catalitici sono in grado di operare con immutate capacità di conversione a livelli di temperatura più ridotti (35), come mostrano anche recenti installazioni in impianti italiani (59). Oltre che per il controllo degli NO_x il processo di catalisi selettiva è di particolare interesse anche per la possibilità di distruggere e non trasferire ai residui i composti organici in traccia e le diossine in particolare (20, 49).

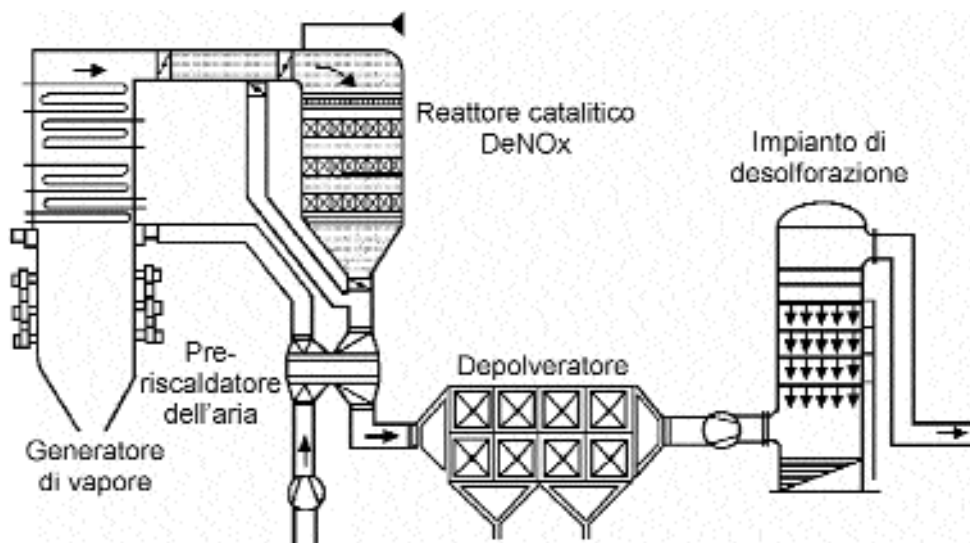


Fig. 4. Sistema di riduzione catalitica selettiva (SCR) collocato in posizione "high dust".

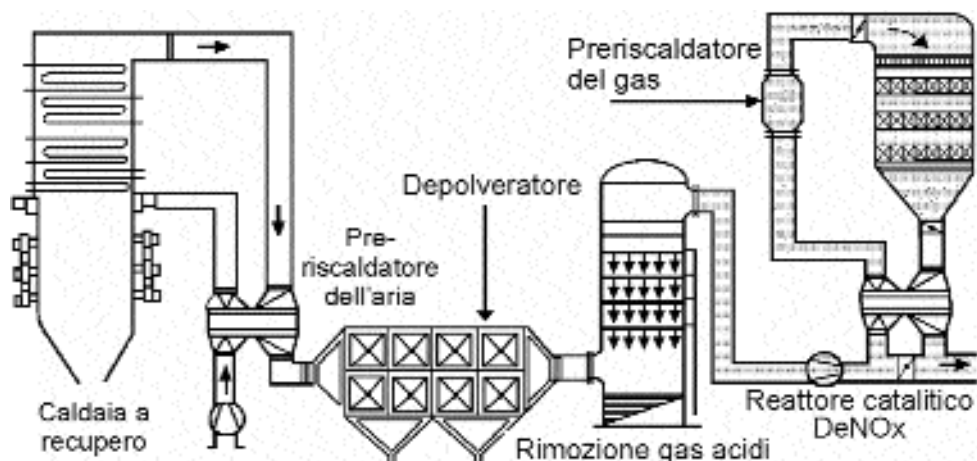


Fig. 5. Sistema di riduzione catalitica selettiva (SCR) collocato in posizione "tail end".

La recente messa a punto di tessuti filtranti con matrici contenenti substrati catalitici ha introdotto la possibilità di realizzare il trattamento catalitico contestualmente alla depolverazione. Le prime applicazioni documentate del sistema, finalizzate alla conversione delle diossine e condotte con un filtro con maniche catalitiche in GoreTex® (20, 60, 61), mostrano risultati di sicuro interesse, ma non ancora adeguatamente documentati, anche per la possibilità di rimozione contestuale degli NO_x (19).

Considerazioni comparative

Il controllo delle emissioni atmosferiche prodotte dalla termovalorizzazione di rifiuti si basa su interventi preventivi e su opportune tecnologie di depurazione dei fumi. I sistemi nel loro complesso devono garantire, in particolare, elevate efficienze per la rimozione del particolato, e dei metalli ad esso associati, nonché dei gas acidi e di alcuni microinquinanti organici presenti in fase vapore. L'attuale evoluzione in senso restrittivo delle normative, orientata all'adozione delle migliori tecnologie disponibili, prospetta sistemi di controllo costituiti da un'adeguata combinazione delle due tipologie di intervento, con configurazioni impiantistiche dei sistemi di depurazione particolarmente potenziate nel controllo di microinquinanti difficilmente condensabili (mercurio e organoclorurati soprattutto) ed estese anche alla rimozione degli NO_x.

Pur nella varietà di configurazioni impiantistiche possibili i sistemi di depurazione in linea con le migliori tecnologie applicabili per le emissioni di questo tipo si basano sull'utilizzo di processi a secco o ad umido. L'opzione ad umido presenta notevoli margini di sicurezza per i gas acidi (HCl, HF ed SO₂), con livelli di con-

centrazione difficilmente raggiungibili con sistemi a secco; essa è per contro più complessa dal punto di vista impiantistico, soprattutto per la produzione di residui liquidi e per le corrispondenti esigenze di smaltimento, ed appare meno cautelativa nei confronti di alcuni microinquinanti volatili in assenza di una fase separata di controllo. I processi a secco, nelle configurazioni con depolveratore finale a tessuto ad altissima efficienza e con additivazione di carbone attivo, posseggono ottime capacità di controllo per il particolato ed i microinquinanti volatili (mercurio in particolare), veicolati tanto dalle frazioni più fini delle polveri che dalla fase gassosa, mentre presentano minori margini di cautela per le emissioni di gas acidi. Per il controllo degli ossidi di azoto i sistemi non catalitici in fase di combustione presentano notevoli vantaggi operativi legati alla semplicità del processo ed apprezzabili contributi al controllo dei microinquinanti organoclorurati tramite la riduzione dei percorsi di riformazione. I sistemi catalitici, per contro, sviluppano efficienze di rimozione significativamente più elevate e sono in grado di garantire, se dimensionati in maniera adeguata, ottime capacità di conversione nei riguardi dei microinquinanti organici (diossine in particolare): la configurazione impiantistica risulta però più complessa, in particolare per le richieste di postriscaldamento dei gas in ingresso al reattore, e presenta esigenze ed oneri gestionali superiori.

Bibliografia

1. Buekens A. & Huang H., Comparative evaluations of techniques for controlling the formation and emission of chlorinated dioxins/furans in municipal waste incineration, *Journal of Hazardous Materials*, 62:1-33, (1998)
2. Gohlke O. & Busch M., Reduction of combustion by-products in WTE plants: O₂ enrichment of underfire air in the Martin Syncom process, *Chemosphere*, 42:545-550, (2001)
3. Akiyama J. et al., Development of the advanced waste incinerator – mass-burn renaissance, Atti del Convegno ISWA 2004, World Environment Congress & Exhibition, Roma, 17-21 ottobre, 2004
4. Stieglitz L. et al., On the De-Novo synthesis of PCDD/PCDF on flyash of municipal waste incinerators, *Chemosphere*, 18:1219-1226 (1989)
5. Addink R. et al., Mechanisms of formation and destruction of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in heterogeneous systems, *Environmental Science & Technology*, 29:1425-1435 (1995)
6. Tuppurainen K. et al., Formation of PCDDs and PCDFs in municipal waste incineration and its inhibition mechanism: a review, *Chemosphere*, 36:1493-1511 (1998)
7. Olie K. et al., Metals as catalysts during the formation and decomposition of chlorinated dioxins and furans in incineration processes, *JAWMA*, 48:101-105 (1998)
8. Takacs L., Development of the ammonia injection technology (AIT) for the control of PCDD/PCDF and acid gases from municipal solid waste incinerators, *J. Air and Waste Mang. Assoc.*, 43:889-897 (1993)
9. Ogawa H. et al., Dioxin reduction by sulfur component addition, *Chemosphere*, 32:151-157 (1996)
10. Raghunatan K. et al., Dioxin/furan formation and control in waste combustors, in University of California, Irvine (ed.), "1996 Int. Incineration Conference", Savannah (U.S.A.), 6-10 maggio, 685-688, 1996

11. Ruokojarvi P. et al., Chemical inhibition of PCDD/F formation in incineration processes, *Science of the Totale Environment*, 325:83-94 (2004)
12. Ruokojarvi P. et al., Effects of gaseous inhibitors on PCDD/F formation, *Environmental Science and Technology*, 32:3099-3103 (1998)
13. Brunner M., Von Roll combustion system, Atti del Convegno "Dai rifiuti all'energia: tecnologie per l'incenerimento", FAST, Milano, 29-30 giugno, 1995
14. Shin D. et al., The effects of operating conditions on PCDD/Fs emission in municipal solid waste incinerators: stack gas measurements and evaluation of operating conditions, *Organohalogen Compounds*, 36:143-146 (1998)
15. Hunsinger H. et al., Experiences gained from the sampling of chlorine aromatics in the raw gas of waste incineration plants – conclusions with regard of dedusting technology, *Chemosphere* 32:109-118 (1996)
16. Osada Y. et al., Behaviour of PCDD/Fs homologues at inlet/outlet baghouse under stable MSW combustion, *Organohalogen Compounds*, 36:249-252 (1998)
17. Brinckman G.A., Microporous Gore-Tex membrane filter media can help control submicron particulate matter, heavy metal and dioxin/furan emissions, Atti del 85th AWMA Annual Meeting, 21-26 giugno, Kansas City, U.S.A., 92.111.05, 1992
18. Weber R. et al., Destruction efficiency of catalytic filters for PCDD/F in laboratory tests and field operation – insight into destruction and adsorption behaviour of semivolatile compounds, *Applied Catalysis B: Environmental*, 31:195-207 (2001)
19. Von Roll-Inova, Von Roll 4D filter, documentazione tecnica, 2004
20. UE-IPPC, Draft Reference Document on Best Available Techniques for Waste Incineration, Draft March 2004, European IPPC Bureau, Institute for Prospective Technological Studies, Siviglia (Spagna), <http://eippcb.jrc.es/>, 2004
21. Sierhuis W.M. et al., PCDD/F emissions related to the operating conditions of the flue gas cleaning system of MWI-Amsterdam, *Chemosphere*, 32:159-168 (1996)
22. Kreisz S. et al., Wet scrubbers – a potential PCDD/F source?, *Chemosphere*, 32:73-78 (1996)
23. Marklund S. et al., Formation and degradation of chlorinated aromatic compounds in an air pollution control device for MSW combustor, *Chemosphere*, 25:139-142 (1992)
24. Van den Akker B. et al., Dioxin removal from wet phase flue gas treatment with powdered activated carbon, *Organohalogen Compounds*, 36:101-104 (1998)
25. Wevers M. et al., Dioxin emission reduction of a municipal waste incinerator by injection of activated carbon – the abatement of memory effects, *Organohalogen Compounds*, 36:343-346 (1998)
26. Carlsson K., Dry scrubbers for energy from waste plants: ten years of successful development, Atti del convegno ISWA 92, 6th Int. Solid Wastes Congress and Exhibition, Madrid (Spagna), 14-19 giugno, 1992
27. Currò-Dossi E., Tecnologie per il trattamento dei fumi da inceneritori: le proposte tecnologiche ABB Sae Sadelmi, Corso di Aggiornamento "Generazione di energia elettrica e cogenerazione da rifiuti solidi urbani, rifiuti industriali e biomasse", Politecnico di Milano, Milano, 1-4 luglio, 1996
28. Hunt R.P., Alstom-NID, ready for the future, Atti ISWA "Waste to energy Beacon Conference", Malmo (Svezia), 23-24 ottobre, 2003
29. Liuzzo G. et al., Il bicarbonato di sodio nel trattamento dei fumi: considerazioni teoriche, *Ingegneria Sanitaria-Ambientale*, 12/93:49-64 (1993)
30. Boschi G. et al., La trentennale esperienza dell'impianto di incenerimento di RSU di Padova, Atti Giornate di Studio "Luigi Chiappa", ATI – Ass. Termot. Italiana, Lugano (Svizzera), 16-17 marzo, 309-319, 1994
31. Solvay, Processo NEUTREC: informazioni tecniche, Milano, 1995, 1998
32. Stamatakis P. et al., Post combustion NO_x control technologies for incinerators, in University of California, Irvine (ed.), "1996 Int. Incineration Conference", Savannah (U.S.A.), 6-10 maggio, 511-516, 1996

33. Hamilton D.M. et al., A novel approach to the removal of nitrogen oxides from waste incinerator flue gas streams using the Shell DeNO_x system, in University of California, Irvine (ed.), "1996 Int. Incineration Conference", Savannah (U.S.A.), 6-10 maggio, 523-525, 1996
34. Stohr J. et al., SCR catalysts for low temperature in the flue gas of municipal solid waste incinerators, in University of California, Irvine (ed.), "1996 Int. Incineration Conference", Savannah (U.S.A.), 6-10 maggio, 531-534, 1996
35. Maaskant O. et al., The low temperature Shell Denox system for removal of NO_x and dioxins from waste incinerator flue gases, Atti del Convegno ISWA 2004, World Environment Congress & Exhibition, Roma, 17-21 ottobre, 2004
36. Boos R. et al., PCDD and PCDF destruction by a SCR unit in a municipal waste incinerator. *Chemosphere*, 25:375-382 (1992)
37. Siret B. et al., A new wet scrubbing technology for control of elemental (metallic) and ionic mercury emissions, in University of California, Irvine (ed.), "1997 Int. Incineration Conference", San Francisco (U.S.A.), 6-10 maggio, 821-824, 1997
38. Riley J. et al., Removal of heavy metals and dioxin in flue gas cleaning after waste incineration, Atti del 84th AWMA Annual Meeting, 16-21 giugno, Vancouver, Canada, 91.35.9, 1991
39. Ghorishi B. et al., Sorption of mercury species by activated carbons and alcium based sorbents: effect of temperature, mercury concentration and acid gases, *Waste Management & Research*, 16:582-593 (1998)
40. Krishnan S.V. et al., Sorption of elemental mercury by activated carbons, *Environmental Science & Technology*, 28:1506-1512 (1994)
41. Roberts D.L., Design of a sorbent based process for removal and recovery of mercury vapor from incinerator flue gases, in University of California, Irvine (ed.), "1995 Int. Incineration Conference", Bellevue (U.S.A.), 8-12 maggio, 693-697, 1995
42. Vidic R.D. et al., Uptake of elemental mercury vapors by activated carbon, *JAWMA*, 46:241-250 (1996)
43. Hiraoka M. et al., Catalytic destruction of PCDDs/PCDFs in municipal solid waste incineration, *Chemosphere*, 23:1445-1452 (1991)
44. Andersson P. et al., Low temperature catalytic destruction PCDD/F in flue gas from waste incineration, *Organohalogen Compounds*, 36:109-112 (1998)
45. Kashiwabara I. et al., Catalytic decomposition of dioxin from MSW incinerator flue gas, *Chemosphere*, 32:189-198 (1996)
46. Carlsson K., Dioxin destruction in catalysts for NO_x reduction (SCR – DENO_x), *Chemosphere*, 25:135-138 (1992b)
47. Hahn J., Technologies for dioxin control at municipal waste combustors (MWC) beyond good combustion practices (GCP) and dry scrubbers/fabric filters (DS/FF), *Chemosphere*, 25:57-60 (1992)
48. Boos R. et al., Sampling of PCDD and PCDFs at the MWI Spittelau / Vienna, *Chemosphere*, 29:2051-2055 (1994)
49. Grosso M. et al., Dioxin levels in flue gas and solid residues of a state-of-the-art MSW incineration plant, *Organohalogen compounds*, 63:106-109 (2003)
50. Salimbeni D. & Pezzella B., Nuovo impianto di termovalorizzazione rifiuti urbani di Milano, *Rifiuti Solidi*, XIV:342-351 (2000)
51. Ruegg H. et al., Dioxin removal in a wet scrubber and dry particulate remover, *Chemosphere*, 25:143-148 (1992)
52. Carboni G. et al., Tecnologie avanzate per la depurazione fumi per impianti di incenerimento rifiuti, Atti del convegno "La limitazione dell'inquinamento atmosferico da impianti fissi: quadro normativo e suoi riflessi sulla tecnologia", ATI – Sez. Lombarda, Milano, 25 novembre, 1992
53. Fell H. et al., Removal of dioxins and furans from flue gases by non flammable adsorbents in a fixed bed, *Chemosphere*, 37:2327-2334 (1998)

54. Thielen W. et al., Flue gas cleaning with activated coke in waste incineration, *La Rivista dei Combustibili*, XLVI:129-136 (1992)
55. Hartenstein H., Fixed bed activated coke filters for the control of toxic metals and organics from waste incinerators – the second generation, *Chemosphere*, 29:2071-2081 (1994)
56. Lindgren P. & Anderson S., Removal of dioxin from flue gases by the ADIOX[®] technology, Atti del Convegno ISWA 2004, World Environment Congress & Exhibition, Roma, 17-21 ottobre, 2004
57. Kreis S. et al., Technical plastics as PCDD/F adsorbers, *Chemosphere*, 34:1045-1052 (1997)
58. Brunner M., Operating experiences with plants conforming to the 17th Federal Immission Control Act (17th BImSchV), *Intern. Journal of Power Plant and Technology*, 7(93):1-8 (1993)
59. BAS, Il nuovo impianto di termovalorizzazione del CDR di Bergamo, *Bergamo Ambiente & Servizi*, informazioni tecniche, 2004
60. Gore, Remedia[®] D/F catalytic filter systems, informazioni tecniche, 1999
61. Bonte et al., Catalytic filtration: dioxin/furan destruction in the baghouse, *Organohalogen compounds*, 40:459-464 (1999)

Tecniche di trattamento di vapori di metalli pesanti nelle emissioni gassose da impianti di termovalorizzazione di rifiuti solidi

Dino Musmarra

La presenza di metalli nei fumi emessi dagli impianti di combustione dei rifiuti costituisce una delle principali preoccupazioni delle popolazioni residenti, non solo per la concentrazione elevata di tali sostanze nell'aria respirata, ma anche in virtù del rischio che i metalli possano arrivare all'uomo attraverso l'insieme dei processi di bio-magnificazione e bio-accumulazione che caratterizzano la catena alimentare. Pertanto la presenza, anche in tracce, di questi elementi è considerata un fonte di rischio per le popolazioni esposte (Committee on Health Effects of Waste Incineration, 2000).

Già nel 1980 il Consiglio Nazionale delle Ricerche americano (NRC, 1980) propose una classificazione dei metalli in funzione della loro pericolosità per l'uomo e l'ambiente. Secondo tale classificazione, che è tuttora considerata valida, gli elementi vengono suddivisi in diverse categorie, tra cui le tre di interesse in questa sede sono: metalli di massima pericolosità As, B, Cd, Hg, Mo, Pb e Se, metalli di media pericolosità Cr, Cu, Ni, V e Zn, e metalli di bassa pericolosità Ba, Co, Ge, Li, Mn, Sb e Sr. La classificazione americana individua altresì degli elementi pericolosi ma presenti solo in concentrazioni minime: Be, Sn, Te e Tl.

Nel tempo si è affermata la definizione di inquinanti prioritari per indicare quelli persistenti nell'ambiente e tossici per le specie viventi (Priority Persistent Toxic pollutants PPTp), e l'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente (EPA) americana ha individuato un elenco di 126 sostanze classificate come PPTps. Fra queste sono presenti diversi metalli fra cui: As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg per le sospette o acclerate caratteristiche cancerogene o tossiche per l'uomo (EPA, 1977).

I metalli sono classificati come metalli pesanti (Pb, Hg, Cd, ecc.) se presentano densità superiore a 5.000 kg/m^3 e metalli non pesanti per densità minore (As, Al, Be, ecc.). I metalli nelle emissioni atmosferiche degli impianti di combustione dei rifiuti sono dovuti, da un lato, alla presenza degli stessi nel rifiuto alimentato

in camera di combustione e, dall'altro, e in maggior misura, all'insieme dei fenomeni chimico-fisici che avvengono durante il processo di combustione. Risulta pertanto estremamente difficile, se non impossibile, prevedere l'ammontare delle emissioni di metalli in atmosfera in funzione delle quantità degli stessi metalli nel rifiuto alimentato (Ruth, 1998). Hasselriis e Licata (1996) riportano una dettagliata distribuzione di alcuni metalli nelle singole frazioni merceologiche del rifiuto, di cui si propone una versione sintetica in Tabella 1.

Durante il processo di combustione, i metalli presenti nel rifiuto sono sottoposti a un insieme di trasformazioni chimiche (ossidazione) e fisiche (fusione-vaporizzazione) che governano la distribuzione di tali elementi nelle diverse correnti in uscita dall'impianto di termodistruzione: gas al camino, fly ash (ceneri volanti), bottom ash (ceneri di fondo). I fenomeni alla base di tale distribuzione (partitioning) sono di cruciale importanza, in quanto determinano sia l'ammontare e sia in quali flussi si concentrano questi elementi; la corretta conoscenza di tali fenomeni consente di indirizzare al meglio le strategie per il contenimento delle emissioni.

Yoo et al. (2002) hanno analizzato cinque inceneritori di rifiuti allo scopo di valutare i rapporti di suddivisione dei metalli nelle fly ash e nelle bottom ash. Sebbene i risultati siano piuttosto dispersi, è possibile concludere che Cr, Cd, Pb e Zn sono prevalentemente (>90%) presenti nelle fly ash, mentre Mn, Mg e Cu si ri-

Tab. 1. Contenuto di metalli nelle diverse frazioni merceologiche del rifiuto solido urbano (estratto da Hasselriis e Licata, 1996).

		% nei RSU	Cd (µg/kg)	Cr (µg/kg)	Hg (µg/kg)	Pb (µg/kg)
Carta	Riviste	0,88	-	150	3	-
	Giornali	4,55	5	170	28	350
Plastica	Film flessibile	2,51	70	2.160	5	7.000
	Contenitori alimenti misti	0,7	542	300	3	1.080
Organico	Erba	10,87	652	10.980	152	16.740
	Residui alimentari	6,76	66	750	10	2.390
	Tessuti	4,4	123	19.360	48	5.630
Metalli	Banda stagnata	1,26	543	3.640	71	4.330
	Lattine bibite	0,182	11	160	1	60
Vetro	Chiaro	1,52	73	430	3	1.670
Inerti da costruzione	Muratura	0,6	120	1.112	2	9.270
Piccoli elettrodomestici		0,15	5	380	-	990
Batterie domestiche	Alcaline	0,012	230	10	29	20

partiscono equamente nei due flussi. Clarke e Sloss (1992) hanno proposto una suddivisione di questi metalli in tre macrogruppi (Figura 1) in funzione della loro volatilità e di come si suddividono nei flussi di uscita dagli impianti di combustione. Tale classificazione consente, in modo grossolano ma immediato, di affermare che gli elementi del gruppo 1 sono presenti nei fumi principalmente in fase vapore, quelli del gruppo 2 sono presenti maggiormente nelle fly ash, e possono pertanto sfuggire ai sistemi di raccolta del particolato, mentre quelli del gruppo 3 si ritrovano essenzialmente nelle bottom ash. Le sovrapposizioni fra gruppo 1 e 2 e fra gruppo 2 e 3 evidenziano quelle situazioni in cui tale suddivisione non è completamente netta.

Vogg et al. (1986) hanno definito un fattore di arricchimento che consente di stimare il rapporto fra la concentrazione di ciascun metallo nel rifiuto alimentato alla camera di combustione e la concentrazione dello stesso nelle fly ash che sfuggono ai sistemi di depolverizzazione dei fumi. Tali fattori di arricchimento, sebbene si riferiscano a sistemi di cattura del particolato non efficienti come quelli attuali, consentono di avere un chiaro riferimento della prevalenza di alcuni elementi in una corrente piuttosto che nell'altra. Fra questi, appare interessante notare che le fly ash presentano concentrazioni di Cd e Hg che sono decisamente più elevate delle concentrazioni nel rifiuto in ingresso (rispettivamente 100 e 600 volte), e in particolare per il mercurio, si noti che oltre il 70% del mercurio emesso è presente in fase vapore e non come particolato (Hall et al., 1995; Yoo et al., 2002). Yuan et al. (2005), analizzando sei impianti di inceneritori di rifiuti su scala reale, hanno mostrato che il mercurio nei fumi in fase vapore è, in media, circa il 65% del mercurio totale con valori di punta che superano l'85%.

Le emissioni di metalli nei fumi degli impianti di incenerimento dei rifiuti in Italia sono regolate dal D.Lgs 133 del 15 Luglio 2005, che ha recepito la

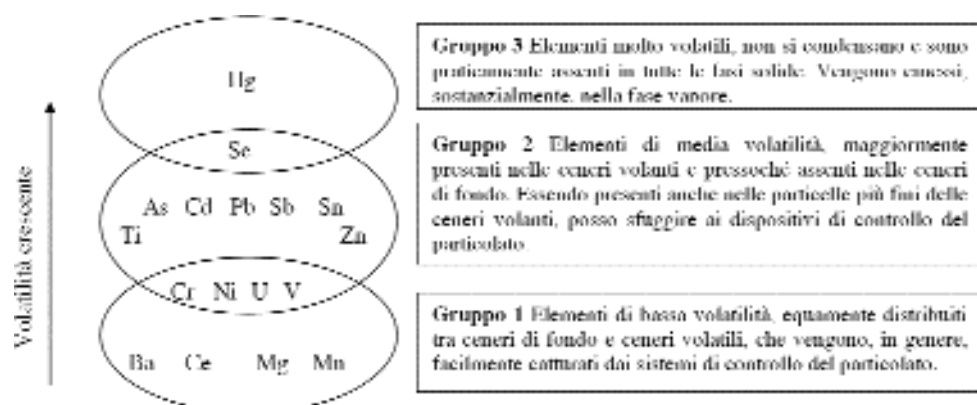


Fig. 1. Classificazione dei metalli in funzione della loro volatilità e di come si suddividono nei flussi di uscita dagli impianti di combustione (Clarke e Sloss, 1992).

Direttiva Comunitaria 2000/76, e che stabilisce le modalità di misurazione e i valori limite nelle emissioni in atmosfera degli impianti di termodistruzione dei rifiuti. Il D.Lgs 133/05 stabilisce un valore limite con periodo di campionamento giornaliero delle polveri totali pari a 10 mg/m^3 , mentre per i metalli il valore è stabilito su un campionamento di 1 ora ed i valori limite sono riassunti in Tabella 2.

Tab. 2. Valori limite medi per le emissioni di metalli nei fumi degli inceneritori (D.Lgs 138/05). I valori sono ottenuti con periodo di campionamento di 1 ora. Tali valori comprendono anche le emissioni in forma di polveri, gas e vapori.

	Valore limite ottenuto sommando le concentrazioni (mg/m^3)
Cd e i suoi composti espressi come Cd Ti e i suoi composti espressi come Ti	Totale 0,05
Hg e i suoi composti espressi come Hg	Totale 0,05
Sb e i suoi composti espressi come Sb As e i suoi composti espressi come As Pb e i suoi composti espressi come Pb Cr e i suoi composti espressi come Cr Co e i suoi composti espressi come Co Cu e i suoi composti espressi come Cu Mn e i suoi composti espressi come Mn Ni e i suoi composti espressi come Ni V e i suoi composti espressi come V	Totale 0,5

Metalli presenti nel particolato fine

La classificazione presentata da Clarke e Sloss (1992) e le maggiori evidenze sperimentali (Ruth, 1998) consentono di affermare che nei fumi degli inceneritori di rifiuti sono presenti metalli quali As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn ecc., in concentrazioni che variano in funzione del rifiuto alimentato e delle condizioni di combustione; di questi solo il mercurio è presente in fase vapore, mentre gli altri sono essenzialmente in fase solida sotto forma di particolato. I metalli meno volatili (Mg, Mn, W, ecc.), viceversa, si concentrano nelle ceneri di fondo. Yuan et al. (2005) hanno misurato in che modo si ripartiscono i metalli fra la fase gassosa e quella particellare, evidenziando che per Pb, Zn, Cd, Cr, e Cu oltre il 99,5% dell'ammontare di questi metalli è presente come particolato, viceversa per il Hg oltre il 70% è presente in fase vapore. Tale considerazione spinge a considerare il problema della rimozione di tali metalli dai fumi alla stregua del problema di una efficiente e sempre più affidabile rimozione del particolato.

Attualmente, negli impianti di combustione dei rifiuti, per la rimozione del particolato si impiegano i filtri a maniche che hanno soppiantato quasi ovunque i pre-

cipitatori elettrostatici (ESPs). I filtri a maniche hanno raggiunto un'efficienza di rimozione che raggiunge senza difficoltà il 99% e può essere spinta fino al 99,99%. Tali apparecchiature consentono una maggiore efficienza di rimozione della frazione fine e sono abbastanza insensibili al carico e alle proprietà del solido da rimuovere. Sono pertanto impiegate anche in combinazione con sistemi di rimozione del tipo spray-dry per la rimozione di sostanze presenti in fase vapore, quali le sostanze organiche e i vapori di mercurio. Tuttavia, una crescente preoccupazione sulla natura chimica (composizione) e fisica (dimensioni) delle particelle che, seppure in minima parte, sfuggono a tali sistemi di controllo, va progressivamente prendendo corpo nella comunità scientifica. In particolare, l'attenzione si è progressivamente spostata dal carico complessivo di particolato emesso (TPM) all'ammontare della frazione con diametro aerodinamico $<10\mu\text{m}$ (PM10), e poi a quella con dimensioni $<2,5\mu\text{m}$ (PM2,5) fino ad arrivare al particolato ultrafine con dimensioni inferiori a $1\mu\text{m}$. Tale preoccupazione riguarda sia le proprietà fisiche (la capacità del particolato fine di penetrare facilmente attraverso le vie respiratorie, raggiungendo gli organi bersaglio) che, e forse in misura maggiore, le proprietà chimiche di tali particelle (spesso costituite da sostanze di natura carboniosa sulla cui superficie sono adsorbiti o condensati metalli che possono avere effetti cancerogeni o tossici nell'uomo). Attualmente, le emissioni del particolato fine e di quello ultrafine non sono regolamentate, è però allo studio nell'Unione Europea l'emanazione di una direttiva volta alla limitazione di tali emissioni.

Yoo et al. (2002) hanno misurato la distribuzione granulometrica delle fly ash che sfuggono ai sistemi di rimozione del particolato in impianti di incenerimento di rifiuti a scala reale; tale distribuzione si presenta bi-modale con un picco intorno ai $2,5\mu\text{m}$ (particolato fine) ed un secondo picco intorno a $0,2\mu\text{m}$ (particolato ultrafine/nanoparticelle). La presenza di due picchi viene posta in relazione ai meccanismi di formazione del particolato fine evidenziando che le particelle più grandi si formano per abrasione meccanica mentre quelle più piccole si formano per condensazione o nucleazione di macromolecole. Yoo et al. (2002) hanno altresì misurato la composizione chimica delle singole frazioni granulometriche mostrando che nella frazione ultrafine si ha una concentrazione più elevata di metalli quali cadmio, cromo, zinco, piombo e rame.

Attualmente, i moderni sistemi di rimozione del particolato sembrano in grado di ridurre al minimo le emissioni di metalli dai fumi degli inceneritori; tuttavia, pur essendo tali emissioni ridotte al minimo, circa 60 g di polveri sono immessi nell'atmosfera per ogni tonnellata di rifiuto bruciato, livello considerato normale sia in Europa che negli USA (Yoo et al. 2002), e, di queste, circa il 50% sono costituite da PM10.

Si noti che, nonostante la significativa riduzione delle emissioni di metallo nel particolato, per ogni tonnellata di rifiuto sottoposto a trattamento, vengono comunque emessi in atmosfera circa 3 g di metalli. Alla luce di questa considerazione, sono auspicabili sforzi ulteriori finalizzati al miglioramento dell'efficienza dei

sistemi di depurazione. Si noti altresì che non risultano in letteratura dati relativi ai livelli di emissioni in condizioni anomale in regime non stazionario, che sono quelle in cui le emissioni di metalli possono raggiungere livelli più elevati.

La rimozione del mercurio

Le emissioni antropiche di vapori di mercurio (4.500 t/a) sono fortemente cresciute nell'ultimo secolo, raggiungendo quelle naturali (5.000 t/a) (Hasselriis e Licata, 1996) e determinando la quasi triplicazione della concentrazione di fondo del mercurio in atmosfera (Pacyna e Munch, 1991; Pirrone et al., 1991). Il mercurio ed i suoi composti sono considerati inquinanti molto pericolosi per l'ambiente in quanto sono persistenti, si accumulano nei processi biologici e sono tossici per l'uomo. Le principali sorgenti di vapori di mercurio sono le emissioni atmosferiche connesse alla combustione del carbone e dei rifiuti, in quanto il mercurio presente come impurità nel combustibile durante i processi di combustione vaporizza e la maggior parte del mercurio (>90%) viene emesso nei gas al camino. Il mercurio nella forma ossidata è più solubile in acqua, pertanto viene rapidamente rimosso (emi-vita in atmosfera: diversi giorni) dalle precipitazioni atmosferiche, creando una maggiore preoccupazione nelle vicinanze della sorgente di emissione; viceversa, il mercurio nella forma elementare permane a lungo (emi-vita in atmosfera: circa un anno) nell'atmosfera ed è considerato responsabile dell'incremento della concentrazione di fondo.

Il fato del mercurio nell'ambiente è caratterizzato da un insieme di fenomeni chimico-fisici complessi che possono avvenire sia in atmosfera e sia nelle acque superficiali (Figura 2). Tali fenomeni, su cui esiste ancora molta incertezza, includono sia fenomeni di adsorbimento/desorbimento e sia fenomeni di ossidazione/riduzione che continuamente modificano le concentrazioni di tale elemento nelle diverse matrici ambientali (Hall, 1990; Hall et al. 1995). Il mercurio viene emesso dagli impianti di combustione sia nella forma elementare (Hg^0) che in quella ossidata (Hg^{II}). Una volta immesso nell'ambiente, il mercurio può ritrovarsi nelle forme organiche: methyl-mercurio e dimethyl-mercurio sono altamente liposolubili e, di conseguenza, entrano facilmente nella catena alimentare (Seigneur et al., 1994).

Nei fumi degli inceneritori di rifiuti il mercurio è presente prevalentemente nella forma ossidata (Ghorishi e Gullett, 1998) e in particolare sotto forma di HgCl_2 , a causa della elevata concentrazione di HCl in tali fumi (Lancia et al., 1993), mentre nei fumi degli impianti di combustione del carbone il mercurio è presente quasi esclusivamente nella forma elementare, Hg^0 (Ghorishi e Gullett, 1998).

Tali differenze devono essere accuratamente valutate per un corretto sviluppo dei sistemi di controllo delle emissioni di mercurio; in particolare è parere unanime in letteratura che il mercurio nella forma ossidata sia più facilmente rimuovibile sia mediante adsorbimento su solidi che per assorbimento in soluzioni acquo-

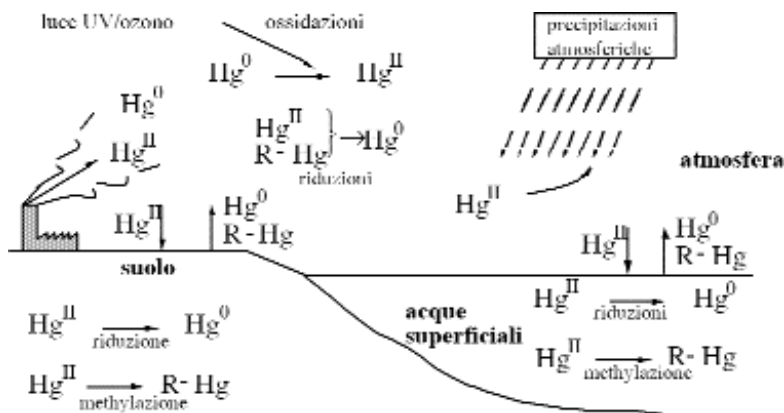


Fig. 2. Schematizzazione del ciclo del mercurio.

se, mentre la rimozione del mercurio nella forma elementare appare come un problema più difficile e tecnologicamente più complesso.

Tecnologie per la rimozione dei vapori di mercurio

Le strategie per limitare le emissioni di composti del mercurio nell'atmosfera comprendono la separazione alla fonte dei prodotti contenenti mercurio (raccolta differenziata), la sostituzione di alcuni prodotti contenenti mercurio con altri in cui il mercurio sia assente o comunque presente in quantità minori ed il trattamento dei gas di scarico degli inceneritori prima di inviarli in atmosfera (Tseng et al., 1990; Volland, 1991). Allo stato attuale il trattamento dei gas allo scarico è considerato necessario per il rispetto dei limiti normativi. Il trattamento delle emissioni può essere effettuato sia con processi a secco (adsorbimento su opportuni solidi) (Brown et al., 1999; Pavlish et al., 2003) che mediante processi ad umido (lavaggio dei gas con soluzioni assorbenti) (Pavlish et al., 2003). I processi a secco sembrano più attraenti di quelli ad umido in quanto danno luogo ad un prodotto di risulta dal trattamento che, proprio in quanto secco, è più facilmente inertizzabile e smaltibile in discariche. Tali processi sono ampiamente applicati a scala reale realizzando direttamente sulla linea dei fumi l'iniezione del materiale adsorbente sia sotto forma di solido polverizzato e sia in sospensione acquosa (*spray-dry*). Il materiale adsorbente viene, successivamente, raccolto insieme alle fly-ash dal filtro a maniche. I processi a secco presentano il vantaggio di non dar luogo a scarichi liquidi che sono di difficile e costoso smaltimento.

Il fenomeno dell'adsorbimento, mediante il quale delle molecole presenti in una fase fluida possono essere catturate selettivamente per adesione su una opportuna superficie solida, è alla base dei processi di rimozione a secco. L'efficacia di

tale tecnologia è, pertanto, direttamente connessa alla struttura chimico-fisica della superficie adsorbente, su tale aspetto negli ultimi dieci anni si è concentrata l'attenzione della comunità scientifica sviluppando materiali adsorbenti caratterizzati da una sempre più elevata efficienza di rimozione; molteplici sono, infatti, i lavori pubblicati al riguardo. Pavlish et al. (2003) hanno, di recente, effettuato un'accurata revisione della letteratura scientifica su tale argomento.

Lancia e collaboratori (Lancia et al., 1993; Lancia et al., 1996; Karatza et al., 1996a, b; Karatza et al., 2000) hanno presentato studi volti alla determinazione delle isoterme di adsorbimento; in questi studi sono stati testati diversi materiali sia nei confronti del mercurio elementare e sia nei confronti di HgCl_2 . In particolare, sono stati impiegati il carbone attivo Darco G60TM, che non ha un utilizzo specifico nella rimozione del mercurio, (prodotto da: BDH), il carbone attivo HGRTM (prodotto da: Calgon Carbon Corp.) commercializzato proprio per la rimozione dei vapori di mercurio, la SorbalitTM (prodotto da: Maerker Zementwerk gmbh), una miscela di carbone attivo e idrossido di calcio prodotta per la rimozione simultanea dei vapori di mercurio, dei gas acidi e delle sostanze organiche, ed un sottoprodotto quale le fly ash raccolte in inceneritori reali. Inoltre, il carbone attivo Darco G60 è stato impregnato con Na_2S o con AgNO_3 , evidenziando che l'impregnazione con tali composti può incrementare significativamente la capacità di adsorbimento dei vapori di mercurio. Fra i diversi materiali adsorbenti quello che ha evidenziato la più elevata capacità di adsorbimento è il carbone attivo HGR che presenta una capacità di adsorbimento circa tripla rispetto a quella del Darco G60.

L'insieme dei lavori ha mostrato che tanto più bassa è la temperatura dei fumi, tanto più elevata è la capacità di adsorbimento, e che il mercurio nella forma ossidata viene adsorbito molto più facilmente di quello nella forma elementare; infatti, alla $T=150^\circ\text{C}$, si ottiene, in corrispondenza di una concentrazione in fase gas di $1000\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$, capacità di adsorbimento $\omega=15$ (mg di Hg/g di carbone) per il mercurio ossidato, mentre per il mercurio elementare ω risulta circa 100 volte più piccolo. Infine, misure sperimentali effettuate impiegando il SEM hanno consentito di affermare che il mercurio si adsorbe in prevalenza dove sono presenti concentrazioni più elevate di impurezze del carbone quali zolfo o metalli (Karatza et al., 2000); analogo risultato è riportato da Li et al. (2000).

Gullett e collaboratori (Krishnan et al. 1994; Ghorishi e Gullett, 1998; Gullett et al. 2002) hanno impiegato diversi carboni attivi per la rimozione del mercurio elementare, e hanno mostrato che la capacità di rimozione aumenta all'aumentare dell'area superficiale del carbone attivo e al diminuire della temperatura dei fumi, riportando, inoltre, che nel caso in cui siano presenti sul carbone composti a base di zolfo, la presenza contemporanea di composti acidi aumenta la capacità di adsorbimento.

Pavlish et al. (2003) riportano l'effetto della composizione dei fumi sulla capacità di rimozione dei vapori di mercurio evidenziando che l'interazione fra SO_2 ed NO_2 diminuisce sensibilmente tale capacità, che risulta, viceversa, fortemente

amplificata dalla presenza di HCl, NO. Anche la parziale riduzione del vapor d'acqua dai fumi dà luogo ad un aumento della capacità di adsorbimento. Torre (2006) ha estesamente studiato l'effetto della concentrazione di ossigeno ed ha proposto un meccanismo interpretativo per spiegare l'incremento di capacità di adsorbimento riscontrata sperimentalmente.

Cariboni e Moreschi (1998) hanno effettuato un'estesa campagna di misure su diversi impianti di incenerimento dei rifiuti a scala reale, fra cui l'inceneritore di rifiuti di Ferrara (Soc. AGEA; 150 t/g di RSU e assimilati). Gli Autori riportano che, impiegando circa 10 kg di SorbalitTM per tonnellata di rifiuto alimentato in un sistema *spray-dry*, è possibile ridurre le emissioni di mercurio di circa il 90% scendendo ben al di sotto del valore limite stabilito dal recente D.Lgs 138/05; inoltre, contemporaneamente si riuscivano ad ottenere significative riduzioni di SO₂, HCl, NO_x e di importanti composti organici quali diossine e furani.

Le attuali tecnologie consentono di ridurre in modo significativo le emissioni di vapori di mercurio, tuttavia, circa 0,25 g di mercurio sono emessi in atmosfera per tonnellata di rifiuto trattato. Ulteriori sforzi devono essere indirizzati sia per ridurre la presenza di composti del mercurio nel rifiuto e sia per rendere ancora più efficienti i sistemi di depurazione. Infine, deve essere notato che non sono presenti in letteratura dati di emissione riguardanti da un lato condizioni di *start-up* e di *shut-down* e dall'altro condizioni di malfunzionamento o di anomalie. Proprio in tali condizioni le emissioni di vapori di mercurio possono essere di gran lunga più elevate di quelle in condizioni stazionarie.

Conclusioni

Le emissioni atmosferiche dei metalli dai camini degli impianti di termovalorizzazione dei rifiuti possono essere contenute nei limiti di legge impiegando le tecnologie di trattamento che sono state sviluppate e ampiamente applicate a scala reale. Tuttavia, le popolazioni esposte manifestano ampie preoccupazioni nei confronti di tali impianti e se, da un lato, tale preoccupazione può essere attribuita a mancanza di informazione, dall'altro, è necessario garantire la massima informazione e la massima trasparenza nel processo di gestione e di controllo di tali impianti. Il coinvolgimento di comitati civici ed associazioni di cittadini nei processi decisionali può risultare determinante per consentire l'accettabilità di tali processi da parte delle comunità interessate.

Bibliografia

Brown D.T, Smith D.N., Hargis R.A. Jr., O'Dowd, Mercury measurement and its control: what we know, have learned, and need to further investigation, *J. of Air and Waste Association*, 49:628-640 (1999)

- Carey T.R., Richardson C.F., Chang R., Meserole F.B., Rostam-Abadi M., Chen S., Assessing Sorbent Injection Mercury Control Effectiveness in Flue Gas Streams, *Environmental Progress*, 19:167-174 (2000)
- Cariboni L. & Moreschi R., Esperienze europee di utilizzo della Sorbalit nella depurazione dei fumi degli inceneritori dei rifiuti, 8° Convegno Nazionale Inquinamento dell'Aria e Tecniche di Riduzione, Padova, 30 novembre-3 dicembre, 1998
- Committee on Health Effects of Waste Incineration, Waste Incineration and Public Health, The National Academic Press, Washington D.C., 2000
- Clarke L.B., Sloss L.L., Trace elements-emissions from coal combustion and gasification, *IEA Coal Research London*, 49:34-45 (1992)
- Environmental Protection Agency, http://oaspub.epa.gov/wqsdatabase/wqsi_epa_criteria.rep_parameter, 1977
- Ghorishi B. & Gullett B.K., Sorption of mercury species by activated carbons and calcium-based sorbents: effect of temperature, mercury concentration and acid gases, *Waste Management & Research*, 16:582-593 (1998)
- Gullett B.K., Li Y.H., Lee C.W., Importance of activated carbon's oxygen surface functional groups on elemental mercury adsorption, *Fuel* 82:451-457 (2002)
- Hall B., Mercury chemistry in simulated flue gases related to waste incineration conditions, *Environmental Science and Technology*, 108:24-30 (1990)
- Hall B., Schager P., Weesmaa J., The homogeneous gas phase reaction of mercury with oxygen, and the corresponding heterogeneous reactions in the presence of activated carbon and fly ash, *Chemosphere*, 30:611 (1995)
- Hasselriis F. & Licata A., Analysis of heavy metal emission data from municipal waste combustion, *J. of Hazardous Materials*, 47:77-102 (1996)
- Karatza D., Lancia A., Musmarra D., Pepe F., Volpicelli G., Kinetics of adsorption of mercuric chloride vapors on sulfur impregnated activated carbon, *Combust. Sc. Tech.*, 112:163-171 (1996)
- Karatza D., Lancia A., Musmarra D., Pepe F., Adsorption of Metallic Mercury on Activated Carbon, 26th Intern. Symposium on Combustion, 2439-2445, 1996
- Karatza D., Lancia A., Musmarra D., Zucchini C., Study of mercury adsorption and desorption on sulphur impregnated carbon, *Experimental Thermal and Fluid Science*, 21:150-155 (2000)
- Krishnan S.V., Gullett B.K., Jozewic W., Sorption of elemental mercury by activated carbons, *Environmental Science and Technology*, 28:1506-1512 (1994)
- Lancia A., Musmarra D., Pepe F., Volpicelli G., Adsorption of mercuric chloride vapours from incinerators flue gases on calcium hydroxide particles, *Combust. Sc. Tech.*, 93:277 (1993)
- Lancia A., Karatza D., Musmarra D., Pepe F., Adsorption of mercuric chloride from simulated incinerator exhaust gas by means of SorbalitTM particles, *J. of Chem. Eng. Japan*, 29:939 (1996)
- Li Y.H., Serre S.D., Lee C.W., Gullett B.K., Effect of moisture on adsorption of elemental mercury and mercuric chloride by activated carbon, Proceedings of the Air Quality II, McLean, VA, September, 15-17, 2000
- National Research Council, Trace element geochemistry of coal resource development related to environmental quality and health, PECH report, National Academic Press, Washington, D.C., 1980
- Pacyna J.M. & Munch J., Anthropogenic Mercury Emissions in Europe, *Water Air Soil Pollution*, 5:51-64 (1991)
- Pavlish J.H., Sondreal E.A., Mann M.D., Olson E.S., Galbreath K.C., Laudal D.L., Benson S.A., Status review of mercury control options for coal-fired power plants, *Fuel Processing Technology*, 82:89-165 (2003)
- Pirrone N., Costa P., Pacyna J.M., Ferrara R., Atmospheric Mercury Emissions from Anthropogenic and Natural Sources in the Mediterranean Region, *Atmospheric Environment*, 35:2997-3006 (2001)

- Seigneur C., Wrobel J., Costantinou E., A chemical kinetic mechanism for atmospheric inorganic mercury, *Environmental Science and Technology*, 28:1589-1597 (1994)
- Ruth L.A., Energy from municipal solid waste: a comparison with coal combustion technology, *Prog. Energy Combustion Science*, 24:545-564 (1998)
- Torre G., Studio sull'adsorbimento di vapori di mercurio elementare su carbone attivo in presenza di ossigeno, Tesi di Laurea, Università Federico II, Napoli, 2006
- Vogg H., Braun H., Metzger M., Schneider J., The specific role of cadmium and mercury in municipal solid waste incineration, *Waste Management Resource*, 4:65-74 (1986)
- Yoo J.I., Kim K.H., Jang H.N., Seo Y.C., Seok K.S., Hong J.H., Jang M., Emission characteristics of particulate matter and heavy metals from small incinerators and boilers, *Atmospheric Environment*, 36:5057-5066 (2002)
- Yuan C.S., Lin H.Y., Wu C.H., Liu M.H., Partitioning and size distribution of heavy metals from municipal solid waste incinerators in Taiwan, *Chemosphere*, 59:135-145 (2005)

Tecniche di smaltimento e/o recupero dei residui solidi dei processi di valorizzazione energetica dei rifiuti

Raffaele Cioffi

I residui solidi prodotti nei moderni impianti di valorizzazione energetica possono essere raggruppati in tre distinte tipologie: ceneri pesanti e scorie separate direttamente in caldaia, ceneri volanti trattenute dalle apparecchiature di depolverazione e sottoprodotti derivanti dal trattamento delle emissioni contenenti gas acidi. Questi ultimi possono provenire sia da processi effettuati a secco o semisecco (residui solidi dell'assorbimento) che da sistemi di lavaggio ad umido (fanghi provenienti dalla depurazione degli spurghi dalle torri).

La natura del rifiuto trattato, le modalità di combustione e la configurazione del sistema di controllo delle emissioni influenzano strettamente le principali caratteristiche qualitative e quantitative delle singole tipologie di residui, nonché l'entità dei corrispondenti flussi e la loro ripartizione percentuale sul complesso del materiale prodotto.

La composizione del combustibile (contenuto di inerti e di componenti precursori dei gas acidi) determina le quantità globali, mentre quelle relative delle singole frazioni derivano anche dalle modalità di combustione (separazione scorie e ceneri volanti) e dall'efficienza dei sistemi di trattamento delle emissioni (separazione ceneri volanti e particolato emesso ed eventuale produzione di residuo dall'assorbimento a secco, semisecco o umido).

La Tabella 1 riporta le quantità specifiche di residui da attività di valorizzazione energetica di rifiuti solidi urbani (RSU).

È possibile osservare che l'ammontare totale di scorie e ceneri può raggiungere circa il 30% del totale dei rifiuti trattati, mentre le ceneri provenienti dal trattamento delle emissioni gassose possono raggiungere circa il 10% del totale rappresentando circa il 3,0% della carica.

Nel caso in cui gli impianti sono alimentati con CDR, il totale scorie più ceneri può raggiungere un ammontare pari a circa il 15% dei rifiuti.

Nella stessa tabella sono riportate anche le quantità di sottoprodotti derivanti dall'abbattimento dei gas acidi eseguito mediante differenti tipologie di processo.

In conseguenza del rischio legato al rilascio di specie contaminanti, le scorie e le ceneri volanti possono porre problemi una volta re-immessi nell'ambiente. Infatti, le ceneri volanti sono classificate quali rifiuti pericolosi e necessitano, pertanto, un trattamento prima di essere avviate in discarica o proposte per eventuale recupero. Questi problemi assumono una maggiore rilevanza nel caso della gestione dei residui da trattamento di depolverizzazione dei fumi in quanto in essi si accumulano per condensazione metalli pesanti quali: Hg, Cd, Zn, ecc.

La produzione totale in Italia di residui da impianti di incenerimento di RSU (codice CER 19.01.xx) è stata nel 2004 pari a circa 1,5 milioni di tonnellate di cui 209.000 tonnellate classificate pericolose. Le ceneri leggere e le polveri di caldaia ammontano a circa 103.000 tonnellate di cui 57.400 tonnellate sono pericolose (codice CER 19.01.13*). Per quanto riguarda le frazioni classificate non pericolose, solo 140.000 tonnellate su oltre 940.000 tonnellate prodotte nell'anno 2004 sono avviate a recupero nelle industrie di produzione di cemento (1).

I principali trattamenti cui possono essere sottoposti i residui sono legati ai seguenti processi: stabilizzazione/solidificazione in matrice cementizia, termico per fusione, stabilizzazione con reagenti chimici e lisciviazione con acidi o altri solventi. In aggiunta, per ciascuna delle tecnologie proposte, al termine del trattamento è necessaria una attenta verifica dell'efficienza del trattamento in termini di qualità, quantità e possibile utilizzazione dei prodotti finali, costi e affidabilità.

Per quanto riguarda i metalli, è opportuno sottolineare che essi possono essere presenti nei residui solidi sia separatamente e sia solidificati all'interno della matrice solida. Nel primo caso, la loro separazione può avvenire attraverso processi fisici o fisico-chimici quali, ad esempio, selezione, separazione magnetica, lisciviazione, scambio ionico, cristallizzazione, distillazione e processi elettrochimici. Nel secondo caso, invece, si rendono necessari trattamenti sia di stabilizzazione che di solidificazione che abbassano la mobilità dei metalli contribuendo a ridurre al minimo il rischio di rilascio degli stessi una volta avviati allo smaltimento o recupero.

La riduzione della mobilità può determinarsi attraverso l'impiego di composti inorganici caratterizzati da una bassa solubilità quali, ad esempio, solfuri, fosfati e carbonati, o utilizzando agenti chelanti come leganti organici. Inoltre, un ulteriore legame metallo-matrice può svilupparsi grazie all'aggiunta di ossidi formatori di reticoli vetrosi.

Nel caso si vogliano invece applicare trattamenti combinati di stabilizzazione/solidificazione, essi possono realizzarsi attraverso l'impiego di cementi, materiali pozzolanici e additivi (silicati solubili, etc.), nonché mediante processi termici di fusione o sinterizzazione. In particolare, i processi termici rappresentano l'unica tecnica che consente la degradazione di diossine e altri contaminanti organici presenti nei residui.

Tab. 1. Produzione specifica di residui da attività di valorizzazione energetica di rifiuti solidi urbani.

Tipologia di residuo prodotto	(kg t ⁻¹ rifiuto)
Ceneri pesanti + scorie	150-250
Ceneri volanti + polveri di caldaia	10-30
Residui dell'assorbimento:	
– Secco (calce)	20-45
– Secco (bicarbonato)	15-20
– Semi-secco (calce)	15-35
– Umido	0,2-3
– Carbone attivo	0,5-1
Totale	160-330

Trattamenti di stabilizzazione/solidificazione in matrici cementizie

Generalità sui processi di stabilizzazione/solidificazione

I processi di inertizzazione mediante stabilizzazione/solidificazione sono finalizzati a ridurre la mobilità degli inquinanti presenti nel rifiuto, attraverso una duplice azione di fissazione chimica e strutturale del rifiuto all'interno della matrice inerte (2). Essi constano di due fasi:

- *stabilizzazione*: insieme di tecniche che sono in grado di ridurre il potenziale pericoloso del rifiuto attraverso la conversione dei contaminanti in una forma meno solubile, meno mobile e meno tossica;
- *solidificazione*: insieme di tecniche che operano la trasformazione del rifiuto in una massa solida ad alta integrità strutturale.

Si ottiene così una riduzione sia della superficie di contatto tra il rifiuto e le acque di percolazione sia dell'inquinante nel rifiuto per la sua fissazione (chimica e fisica) conferendo al prodotto quei requisiti di innocuizzazione desiderati.

Processi di solidificazione/stabilizzazione

In via del tutto generale, le fasi che caratterizzano un processo di *solidificazione/stabilizzazione* sono le seguenti:

- *caratterizzazione e classificazione iniziale*, per selezionare i rifiuti idonei al trattamento da quelli meno adatti;
- *pretrattamento*, che può essere costituito da vari processi sia fisici che chimici. Tale fase, dipendendo dalla natura del rifiuto non è sempre indispensabile;

- *miscelazione* del rifiuto con i reagenti, tramite specifici impianti, del tipo di quelli illustrati in seguito;
- *smaltimento* del rifiuto, stabilizzato in discarica controllata nel caso in cui il processo venga all'uopo ottimizzato;
- *reimpiego* del rifiuto nel settore dei materiali per l'ingegneria civile nel caso che l'ottimizzazione del processo favorisca le proprietà tecnologiche dei prodotti ottenuti.

In tale tipologia di trattamento sono i reattivi impiegati a determinare le caratteristiche dei processi e dei prodotti da inertizzare. Una prima classificazione può essere fatta tra:

- *reagenti inorganici* a base di cemento, calce, silicati etc..
- *reagenti organici* a base di sostanze termoplastiche o polimeri. Questi ultimi richiedono tecnologie più sofisticate dei primi. Infatti nel caso di sostanze termoplastiche è necessario portare il rifiuto, addizionato ad asfalto o bitume, a temperature al di sopra dei 100°C per consentire la fusione degli additivi che raffreddando daranno origine ad una struttura solida in grado di imprigionare l'inquinante con un meccanismo puramente fisico. Con i processi a base di polimeri organici si miscela al rifiuto un monomero che, in presenza di un catalizzatore e ad una temperatura adeguata, polimerizza incapsulando nella struttura polimerica il rifiuto. È possibile poi ricorrere ad un macro incapsulamento rivestendo la massa rifiuto-polimero con polietilene ad alta densità fuso.

Da questa sommaria descrizione si può già intuire che i processi a base di reattivi organici, pur presentando vantaggi quale l'elevato rendimento di fissazione, le piccole quantità di reagenti richiesti e l'elevata densità del prodotto finale, trovano scarsa applicazione essenzialmente per motivi economici (i costi dei reagenti, delle apparecchiature e di energia sono maggiori di quelli relativi ai reagenti inorganici) e gestionali (vista la necessità di impiegare manodopera specializzata a causa della complessità del processo). Nel seguito saranno quindi trattati solo i processi organico-cementizi e a base di calce che, grazie al basso costo dei reagenti, alla semplice tecnologia, ai contenuti costi di investimento e all'impiego di impianti affidabili e di semplice gestione, rappresentano la scelta ottimale per le applicazioni su scala industriale.

Processi a base di reagenti inorganico-cementizi

I processi che impiegano reagenti inorganici-cementizi rappresentano i trattamenti più ricorrenti, e gli unici praticamente utilizzati su discreta scala fino ad oggi in Italia; si distinguono per l'aggiunta rispettivamente di cemento o di calce insieme con opportuni additivi.

Il sistema dei processi a base di cemento utilizza il normale processo di presa del cemento come metodo per imprigionare il rifiuto nella matrice cementizia. Il fenomeno di presa del cemento è interpretabile dal punto di vista fisico come un processo a due stadi: nel primo si formerebbe uno strato gelatinoso e semipermeabile di silicato di calcio idrato sulla superficie dei grani di silicato di calcio; nel secondo, attraverso un meccanismo di tipo osmotico, a partire da tale strato si generano protuberanze fibrillari (tale effetto di rigonfiamento sembra essere dovuto alla soluzione della calce libera dalla decomposizione dei silicati) che, aumentando rapidamente di numero e di lunghezza, vanno a formare una vera e propria rete responsabile del fenomeno di presa.

Allorché il fenomeno di idratazione del cemento avviene a contatto con il rifiuto, l'inquinante viene inglobato in questa rete di gel rigonfiati. Con questa tecnica si ottiene un prodotto monolitico, a basso rapporto area superficiale/volume e a bassa permeabilità.

Vengono comunemente usati i cementi commerciali nelle varie versioni, a più o meno presa rapida e a più o meno alto contenuto di allumina, a seconda del rifiuto da trattare, insieme a vari additivi fra cui silicati, solfuri e ceneri da carbone.

La tecnica è adatta a trattare anche rifiuti con alto contenuto di acqua.

Il processo presenta i seguenti vantaggi:

- il cemento e gli altri additivi sono facilmente disponibili a prezzi ragionevoli;
- la tecnica di miscelazione del cemento è ben sviluppata;
- gli impianti necessari sono agevolmente acquisibili;
- il processo sopporta notevoli variazioni chimico-fisiche del rifiuto da trattare;
- si può intervenire sulle proprietà chimico-fisiche e meccanico-microstrutturali mediante ottimizzazione delle variabili di processo;
- i prodotti di alcuni processi possono essere riciclati;
- le proprietà del prodotto finale possono essere variate in funzione della quantità e della qualità degli additivi aggiunti.

D'altra parte i principali svantaggi sono:

- i prodotti a più bassa resistenza possono essere facilmente attaccati dagli acidi, provocando il rilascio del materiale fissato;
- possono essere necessari pretrattamenti, tipi di cemento speciale o additivi costosi quando nel rifiuto sono presenti sostanze che agiscono sulla presa e sulla resistenza del cemento;
- il cemento e gli additivi aumentano la massa del rifiuto da smaltire.

Quanto ai processi a base di calce, questa, in combinazione con materiali pozzolanici, dà luogo ad una matrice cementizia in grado di intrappolare il rifiuto. Oltre alla calce quindi, è essenziale l'uso del processo di pozzolane che possono essere naturali (tufi vulcanici) o artificiali (argille cotte, scorie metallurgiche, ceneri volanti da combustibili vari, etc...).

Per quanto riguarda il meccanismo della reazione calce-materiale pozzolanico, esistono diverse interpretazioni: tra le più recenti è quella basata su un modello di tipo osmotico (del tutto analogo a quello descritto per la presa del cemento) che, attraverso reazioni tra la calce, l'allumina e la silice, prevede la formazione di miscele di gel, responsabili del microincapsulamento dell'inquinante.

Un'altra interpretazione ipotizza che i materiali pozzolanici abbiano grande affinità nei confronti dello scambio ionico: tale capacità favorirebbe quindi sia il legame con la calce sia con gli ioni metallici contenuti nel rifiuto da inertizzare.

Il processo è idoneo a trattare anche materiale umido. Il prodotto può essere fatto indurire in loco o direttamente in discarica.

I vantaggi e gli svantaggi sono del tutto analoghi a quelli dei processi a base di cemento.

Produzione di aggregati artificiali mediante stabilizzazione/solidificazione di ceneri volanti

L'applicazione di processi di stabilizzazione/solidificazione al trattamento di ceneri volanti allo scopo di produrre aggregati artificiali da utilizzare in opere di ingegneria civile è particolarmente interessante in considerazione del duplice obiettivo che è possibile raggiungere: riduzione dei volumi di ceneri da avviare in discarica e minore sfruttamento di materie prime da impiegare quali aggregati naturali. Infatti, negli ultimi anni l'uso di aggregati naturali nelle numerose opere di ingegneria civile è in crescente aumento e la richiesta di tali materiali ha raggiunto la quantità stimata di circa $1,3 \cdot 10^8 \text{ m}^3$ nel 2002 (3).

La produzione di aggregati artificiali può realizzarsi mediante trattamenti di granulazione che si sviluppano prevalentemente attraverso due tipi di processi: sinterizzazione ad alta temperatura e impiego di leganti idraulici.

Nei processi di sinterizzazione i residui solidi, dopo opportuna caratterizzazione chimica, vengono miscelati con sostanze che ne correggono il contenuto in ossidi allo scopo di favorire i processi di saldatura superficiale ad alta temperatura indispensabili per garantire adeguate proprietà fisico-meccaniche ai granuli ottenuti. Questa tecnologia, diffusamente impiegata nel trattamento di numerosi residui solidi industriali (4, 5), può ben essere applicata al trattamento dei residui provenienti da processi di valorizzazione termica di RSU.

La riduzione di porosità con conseguente acquisizione di resistenze meccaniche consente di ottenere granuli con proprietà paragonabili agli aggregati naturali e che garantiscano, inoltre, un buon comportamento al rilascio nei confronti delle specie contaminanti, in particolar modo i metalli pesanti. Quest'ultimo aspetto assume una rilevanza maggiore nel caso si provveda al trattamento delle ceneri volanti che, a differenza delle scorie, sono classificate come rifiuti speciali pericolosi.

I trattamenti termici di sinterizzazione risultano essere particolarmente costosi, in considerazione delle elevate temperature necessarie e possono determinare inquinamenti secondari dovuti alla all'emissione di sostanze gassose pericolose.

I processi di granulazione a base di leganti idraulici risultano particolarmente interessanti sia perché realizzati a temperatura ambiente e in assenza di emissioni gassose e sia grazie alla loro flessibilità nei confronti delle differenti caratteristiche dei materiali da trattare (6). Infatti, l'estrema eterogeneità dei residui da trattamento di RSU impone un continuo aggiustamento dei parametri di processo per garantire la qualità del prodotto finale. È possibile, in particolare, in questi processi ottimizzare la composizione della matrice legante (tipo di cemento, aggiunte attive: pozzolane, loppe d'altoforno, fumi di silice, etc.), il rapporto legante/rifiuto, il rapporto acqua/solidi, il tempo e le modalità (umidità, temperatura) di stagionatura e la quantità e il tipo degli specifici additivi.

Questa tipologia di processo consente, inoltre, per alcune specie chimiche, quali cloruri e solfati, che possono inibire le reazioni di idratazione, di valutare preliminarmente il contenuto minimo sopportabile per garantire un livello qualitativo dei prodotti finali il più uniforme possibile. In tal modo, si riesce ad ottimizzare la fase di pretrattamento, riducendone i costi e tempi di realizzazione.

Una ulteriore potenzialità dei processi di granulazione attraverso sistemi cementizi è legata alla possibilità di impiegare matrici leganti innovative a base di rifiuti e sottoprodotti industriali. In particolare, è possibile utilizzare, in aggiunta alle già consolidate ceneri di carbone e loppe d'altoforno, gessi chimici provenienti dai processi di trattamento dei fumi delle centrali termoelettriche (7).

Gli impianti di granulazione possono essere costituiti da piatti o cilindri rotanti per i quali è possibile variare il numero di giri al minuto e l'inclinazione in modo da ottenere granuli di dimensioni diverse.

La possibilità di ottenere prodotti con diametro variabile è molto apprezzata nell'industria delle costruzioni in considerazione della necessità di ottimizzare la distribuzione granulometrica degli aggregati in funzione delle proprietà dei diversi tipi di conglomerati cementizi (sottofondi stradali, elementi di separazione, etc.) che si intende produrre.

La Tabella 2 riporta le composizioni delle miscele impiegate nella produzione di granuli ottenuti a partire da due differenti tipologie di ceneri volanti (6).

Recupero di ceneri pesanti e scorie come materie prime nell'industria del cemento

La composizione chimica delle ceneri pesanti e delle scorie derivanti da un processo di valorizzazione energetica di RSU varia in dipendenza della composizione merceologica dei rifiuti, in ogni caso essa è strettamente collegata alla natu-

Tab. 2. Composizione dei granuli, % in peso.

Sistema	Origine delle ceneri		Tipo di legante			Rapporto acqua/solidi
	Forno rotante	Forno a griglia	Cemento	Calce	Cenere di carbone	
R70C	70	-	30	-	-	0.25
G70C	-	70	30	-	-	0.41
R70Ca	70	-	-	30	-	0.25
G70L	-	70	-	30	-	0.36
R60CaCe	60	-	-	15	25	0.32
G60 CaCe	-	60	-	15	25	0.39
R50 CaCe	50	-	-	30	20	0.35
G50 CaCe	-	50	-	30	20	0.40

ra dei residui solidi di vetro, ceramica, materiali ferrosi e non ferrosi, degli ossidi metallici e dei sali di varia natura.

L'industria del cemento impiega nel ciclo di produzione del clinker una miscela di materie prime costituita da un componente (calcareo) ad alto tenore di CaO e un componente (argilloso) a basso tenore di CaO che contenga però percentuali maggiori di SiO₂, Al₂O₃ e Fe₂O₃ (8).

Le composizioni chimiche tipiche delle miscele impiegate per alimentare un forno di cottura del clinker di cemento e quelle delle ceneri pesanti e scorie sono di seguito riportate nella Tabella 3.

Una comparazione tra i valori riportati per le materie prime tradizionali e quelli tipici di ceneri pesanti e scorie consente di affermare che il contenuto dei principali ossidi è del tutto confrontabile. Infatti, il DM 5.2.1998 prevede che le ceneri pesanti e le scorie da trattamento termico di RSU e assimilati (codice CER 19.01.12), costituite da inerti, ossidi, idrossidi, silicati, cloruri, solfati, carbonati metallici, metalli pesanti e tracce di inquinanti organici, possano essere recuperati nei cementifici in parziale sostituzione delle materie prime.

Tab. 3. Composizione chimica delle materie prime per la produzione del clinker e delle ceneri pesanti e scorie da RSU.

Ossidi, % in peso	Materie prime cemento	Ceneri pesanti-scorie RSU
SiO ₂	21,0-33,0	34,9
Al ₂ O ₃	4,0-10,9	6,8
Fe ₂ O ₃	1,7-4,9	4,9
CaO	27,3-39,3	28,0
MgO	0,7-1,9	2,1
K ₂ O	0,06-0,20	0,7
Na ₂ O	0,08-0,33	0,2
SO ₃	0,37-0,70	1,0

Un confronto analitico tra i componenti delle ceneri pesanti e delle scorie e quelli delle materie prime del cemento consente di notare che la sostanziale differenza è riconducibile alla presenza di materiale ferroso e non ferroso nei residui degli impianti di trattamento termico di RSU. Questi materiali sono contenuti, in percentuale maggiore, nella frazione granulometrica più grossolana e, pertanto, si rende necessario operare attraverso i seguenti processi di pretrattamento:

- selezione per separare le frazioni granulometriche più grossolane e i materiali ferrosi e non ferrosi di pezzatura maggiore;
- selezione per separare dalla frazione fine i materiali ferrosi e non ferrosi di pezzatura minuta.

A conclusione dei due processi di selezione, le polveri ottenute rappresentano un materia prima seconda commercializzabile in parziale sostituzione della miscela di alimentazione dei cementifici.

Trattamenti di vetrificazione tradizionali e al plasma e recupero nell'industria dei materiali da costruzione

I trattamenti di vetrificazione tradizionali o al plasma sono particolarmente interessanti se si tiene conto delle particolari proprietà inertizzanti dello stato vetroso. Infatti, il vetro possiede un'elevata stabilità chimica, che consente di ottenere un prodotto inerte che può essere depositato in discarica per rifiuti non pericolosi, in aggiunta, sta emergendo sempre più la possibilità di ricavare nuovi materiali dai residui vetrificati che siano caratterizzati da un definitivo valore aggiunto. Tra questi spiccano i materiali vetroceramici, materiali inorganici compositi vetrocristallini che sono progettati in funzione della composizione delle materie prime originarie e delle applicazioni finali del prodotto.

Gli ossidi che contribuiscono alla formazione di un vetro o di un vetroceramico possono distinguersi nelle seguenti tre famiglie:

- ossidi formatori di reticolo (vetrificatori, che costruiscono il reticolo vetroso): SiO_2 , Al_2O_3 , B_2O_3 , P_2O_5 ;
- ossidi modificatori (fondenti, che abbassano la temperatura di fusione e la viscosità del fuso ma indeboliscono il reticolo vetroso): Na_2O , Li_2O , K_2O ;
- ossidi intermedi (stabilizzanti, abbassano la temperatura di fusione e la viscosità del fuso senza intaccare le proprietà chimiche del materiale): ZrO , ZnO , CdO , CuO , NiO .

In considerazione del ruolo che ossidi diversi possono svolgere nella formazione di un vetro, è possibile preparare miscele da vetrificare che contengano differenti tipologie di rifiuti solidi industriali (9, 10). Infatti, residui, quali scorie e ceneri volanti da RSU, caratterizzati da complessità ed eterogeneità composizio-

nale e presenza di elementi contaminanti, possono essere trattati simultaneamente con altri rifiuti contribuendo al raggiungimento delle appropriate quantità di agenti vetrificanti, fondenti e stabilizzanti nel vetro finale. Pertanto, elementi e minerali pericolosi diventano parte integrante del vetro, in uno dei tre ruoli descritti, e la presenza di maggiori quantità di agenti vetrificanti e stabilizzanti aumenta la resistenza chimica del solido favorendone il successivo recupero.

Gli esempi più significativi di prodotti commerciali ottenuti dalla vetrificazione di miscele di rifiuti pericolosi (11, 12) fanno riferimento alla realizzazione di:

- fritte vetrose, da utilizzarsi tal quali o come promotori di sinterizzazione di impasti ceramici;
- fibre di vetro, corte per isolamento termico e acustico, lunghe per rinforzo di cemento, plastica, etc.;
- vetro schiume, supporti in catalisi, scambiatori ionici, isolanti termici;
- vetroceramica, applicazioni come materiali da costruzione.

I trattamenti di vetrificazione, inoltre, a dispetto di una non elevata economicità del trattamento, dovuta principalmente alle alte temperature e alla necessità di aggiungere correttivi per migliorare la qualità del prodotto finale, sono in grado di realizzare grandi diminuzioni di volume e offrire garanzie di inertizzazione anche a lungo termine.

Negli ultimi anni, le tradizionali tecniche dei forni fusori, grazie all'evoluzione costruttiva degli stessi, alla messa a punto di impianti più economici e alle proprietà fisico-meccaniche dei prodotti finali stanno diventando sempre più concorrenziali rispetto agli altri sistemi di trattamento e smaltimento.

In aggiunta, i dispositivi che fanno uso di plasmi termici (ad arco elettrico o ad induzione) trovano sempre maggiori applicazioni in campo industriale e diventa sempre di maggiore rilevanza il loro impiego per il trattamento di rifiuti solidi pericolosi di diversa provenienza (13, 14). Infatti, l'interazione tra plasma e rifiuto (cenere volante da RSU) produce effetti positivi in termini di:

- riduzione del volume;
- stabilizzazione chimica e distruzione di eventuali diossine formatesi;
- fusione e vetrificazione.

Un processo realistico di inertizzazione e recupero attraverso trattamento con plasma termico deve comprendere valutazioni circa l'efficacia del processo, in riferimento agli effetti sopra citati, e circa i costi di funzionamento e di conseguenza dei prodotti ottenuti.

Il prodotto vetrificato con plasma dovrebbe soddisfare, in particolare, le più stringenti norme di protezione ambientale e possedere le qualità di un vetro (tipo basalto) utilizzabile nell'industria delle costruzioni o, ancor meglio, garantire la possibilità di un riutilizzo pregiato nell'industria dei materiali vetrosi.

I prodotti vetrificati ottenuti da scorie e ceneri volanti, possono essere ridotti in polveri e queste a loro volta possono essere utilizzate per produrre rivestimenti, cariche per vernici, cariche rinforzanti per compositi a matrice polimerica, metallica e vetroceramica.

Infine, per valorizzare le proprietà dei prodotti del trattamento si può pensare ad un primo trattamento al plasma per inertizzare il residuo e un successivo trattamento volto alla sferoidizzazione delle particelle vetrificate per favorirne il riutilizzo.

Bibliografia

1. APAT – ONR, Rapporto rifiuti 2006, ISBN 88-448-0235-X
2. Spence R.D. & Shi C., Stabilization and solidification of hazardous radioactive and mixed wastes, CRC Press, Boca Raton, FL, USA, 2005
3. Collivignarelli C. & Sorlini S., Reuse of municipal solid wastes incineration fly ashes in concrete mixtures, *Waste Management* 22:909-912 (2002)
4. Wang K.S., Sun C.J., Yeh C.C., The thermo-treatment of MSW incinerator fly ash for use as an aggregate: a study of the characteristics of size-fractioning, *Resources, Conservation and Recycling*, 35:177-190 (2002)
5. Cheeseman C.R., Makinde A., Bethanis S., Properties of lightweight aggregate produced by rapid sintering of incinerator bottom ash, *Resources, Conservation and Recycling*, 43:147-162 (2005)
6. Cioffi R., Colangelo F., Montagnaro F., Santoro L., Artificial Aggregate Made by Cementitious Granulation of Waste Incinerator Fly Ash, in Conservation and Recycling of Resources: New Research ISBN 1-60021-125-9, Christian V. Loeffe (ed.), pp. 1, Nova Science Publishers, Inc, 2006
7. Beretka J., Cioffi R., Santoro L., Valenti G.L., Cementitious mixtures containing industrial process wastes suitable for the manufacture of preformed building materials, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 59:243-247 (1994)
8. Collepari M., Il Nuovo Calcestruzzo, ENCO, Milano, Italy, 2003
9. Chapman C.C., Evaluation of vitrifying municipal incineration ash, *Nuclear Waste Management*, IV:223 (1992)
10. Gutman R., Thermal technologies to convert solid waste residual into technical glass products, *Glasstech. Ber. Glass Sci. Technol.*, 69:285 (1996)
11. Saccani A., Sandolini F., Barbieri L., Corradi A., Langellotti I., Structural studies and electrical properties of recycled glasses from glass and incinerator wastes, *J.Mater. Sci.*, 36:2173 (2001)
12. Barbieri L., Corradi A., Langellotti I., Manfredini T., Use of municipal incinerator bottom ash as sintering promoter in industrial ceramics, *Waste Man.*, 22:859 (2002)
13. Coulibaly K., Plasma process for the vitrification of incineration fly ash, *Progress in Plasma Proc. Of Mat.* Begell House, NY, 765 (1999)
14. Cheng T.W., Treatment and recycling of incinerated ash using thermal plasma technology, *Waste Man.*, 22:485 (2002)

La qualità dell'ambiente e le problematiche tossicologiche relative alle emissioni di microinquinanti organici

Elena Fattore, Enrico Davoli

Le diverse azioni di trattamento dei rifiuti solidi urbani (RSU) che produciamo, sono una necessità che tutte le comunità devono affrontare. Le direttive generali della comunità europea (Direttiva del Consiglio 442/75) puntano ad approcci diversificati che abbiano obiettivi finali la “prevenzione”, la riduzione della produzione, il riciclo, la trasformazione, l'estrazione di materie prime e, alla fine, il recupero di energia, prima dello smaltimento (finale?) in discarica. In questo ciclo del rifiuto, l'incenerimento viene classificato come uno “smaltimento” finale, a meno che non vi sia un recupero energetico, un co-incenerimento, nel qual caso rientra fra le operazioni di “recupero” (nelle sentenze ECJ-226 e ECJ-454). Le diverse tecniche di termodistruzione dei rifiuti, tra cui anche quelle con recupero energetico, così come tutti i processi di combustione, producono emissioni di inquinanti sia organici che inorganici, il cui destino ambientale e la cui pericolosità per gli organismi e per l'ambiente può essere molto diversa a seconda delle diverse proprietà chimico-fisiche e tossicologiche delle singole sostanze.

I microinquinanti organici sono solo una delle tipologie di sostanze emesse dai processi di combustione, e la normativa nazionale e comunitaria non solo ne limitano le emissioni, ma prevedono anche i controlli e la loro periodicità. Il tutto nell'ottica della “prevenzione e riduzione integrate dell'inquinamento (ad esempio nel DLgs 18/2/05). Negli ultimi anni, infatti, le evidenze scientifiche hanno dato indicazioni sulla possibilità che queste sostanze, in seguito ad esposizione continuata anche a dosi estremamente basse, siano coinvolte in un ampio spettro di risposte avverse sulla salute che includono lo sviluppo dei tumori e la distruzione del sistema endocrino.

Fra i microinquinanti emessi, oltre alle sostanze la cui tossicità è nota, e che quindi vengono descritti nelle normative vigenti (da ultimo il DLgs 3/4/06 n. 152 “Norme in materia Ambientale”), sono da ricordare anche le emissioni di inqui-

nanti che solitamente, se non in casi particolari, non vengono normati e che possono peraltro contribuire a un degrado della qualità ambientale anche notevole. Un esempio rilevante, che negli ultimi anni diventa sempre più sentito dalla popolazione residente nelle aree limitrofe agli impianti di trattamento dei rifiuti, è quello relativo agli odori. L'odore ambientale, pur non essendo a tutti gli effetti un vero e proprio inquinante, rappresenta un disturbo reale che pregiudica la qualità dell'ambiente e inficia la fruibilità dello stesso da parte dell'uomo con ripercussioni, quindi, sul benessere psico-fisico e con conseguenti effetti negativi sulla salute. La presenza di odori ambientali può essere dovuta sia a emissioni canalizzate, come nel caso degli impianti di compostaggio o delle discariche, o a emissioni diffuse, possibili da tutti gli impianti che trattano materiali con elevato carico di odore quali i rifiuti solidi urbani.

In questi casi gli odori sono il risultato di miscele complesse di "odoranti", le cui concentrazioni parziali conferiscono un particolare tono edonico, un "odore", appunto, ambientale, che può persistere e spostarsi anche a distanza, a seconda delle condizioni meteorologiche. Le difficoltà analitiche legate alla complessità del campione, oltre che alle bassissime concentrazioni già percepibili per molti odoranti, nonché la obiettiva scarsa tossicità, espressa in senso classico, hanno portato a una carenza legislativa che poco tutela la qualità della vita in ambienti degradati in questo senso.

Nella presente relazione si farà quindi riferimento a due classi di microinquinanti organici particolarmente rilevanti da un punto di vista tossicologico: gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) e le policlorodibenzo-p-diossine (PCDD) e policlorodibenzofurani (PCDF), che verranno riferite anche con il nome generico di "diossine", ed agli "odori" in generale, la cui tossicità è controversa ma che sono particolarmente importanti per la qualità dell'ambiente.

I primi due gruppi di microinquinanti presentano caratteristiche simili e diverse allo stesso tempo. Innanzitutto il fatto che vengono generalmente emesse sotto forma di miscele e che quindi anche l'esposizione si verifica sempre a miscele complesse; inoltre, che alcuni dei componenti di queste miscele sembrano agire con il medesimo meccanismo d'azione che inizia con l'interazione della sostanza con il recettore arilico (Ah). Infine che il meccanismo di tossicità di questi singoli componenti sia fondamentalmente additivo. Queste caratteristiche hanno permesso di definire uno schema detto di "tossicità equivalente" (TEQ) per entrambe queste classi di sostanze, mediante il quale è possibile quantificare la potenza tossica dovuta alle miscele ambientali. Sia nel caso quindi delle diossine che degli IPA, la potenza tossica di alcuni dei componenti di queste classi viene espressa in rapporto alla tossicità del componente più tossico e per il quale esistono maggiori informazioni tossicologiche. Questi composti di riferimento sono la 2,3,7,8-tetracloro-dibenzo-p-diossina (TCDD) e il benzo[a]pirene per le diossine e gli IPA, rispettivamente. Nella pratica a ciascun componente della miscela viene assegnato un Fattore di Tossicità Equivalente (TEF) che dovrebbe esprimere l'ordine di

grandezza della tossicità di quel composto rispetto alla tossicità della TCDD o del benzo[a]pirene. La tossicità complessiva infine, è espressa come “equivalenti tossici di TCDD o di benzo[a]pirene” e viene calcolata mediante la sommatoria delle concentrazioni di ogni singolo composto moltiplicate per il corrispondente TEF:

$$TEQ = \sum_i C_i \times TEF_i$$

dove:

TEQ = concentrazione espressa in tossicità equivalente (TEQ)

C_i = concentrazione del composto “i” della miscela

TEFi = Fattore di Tossicità Equivalente corrispondente al composto “i”

Sia per le diossine come per gli IPA sono stati sviluppati e proposti diversi schemi TEF (Tabelle 1 e 2) dalle organizzazioni internazionali e dai ricercatori del settore (1-3).

Tab. 1. Fattori di Tossicità Equivalente (TEF) definiti dalla Organizzazione Mondiale della Sanità per i 7 congeneri 2,3,7,8-cloro sostituiti delle policlorodibenzo-*p*-diossine e i 10 congeneri 2,3,7,8-cloro sostituiti dei policlorodibenzofurani.

	TEF ₁₉₉₈ (van den Berg et al., 1998)	TEF ₂₀₀₅ (van den Berg et al., 2006)
Policlorodibenzo-<i>p</i>-diossine		
2,3,7,8-TCDD	1	1
1,2,3,7,8-PeCDD	1	1
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	0,01
OCDD	0,0001	0,0003
Policlorodibenzofurani		
2,3,7,8-TCDF	0,1	0,1
1,2,3,7,8-PeCDF	0,05	0,03
2,3,4,7,8-PeCDF	0,5	0,3
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1	0,1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01	0,01
1,2,3,6,7,8,9-HpCDF	0,01	0,01
OCDF	0,0001	0,0003

TCDD = tetraclorodibenzo-*p*-diossina; PeCDD = pentaclorodibenzo-*p*-diossina; HxCDD = esaclorodibenzo-*p*-diossina; HpCDD = eptaclorodibenzo-*p*-diossina; OCDD = ottaclorodibenzo-*p*-diossina; TCDF = tetraclorodibenzofurano; PeCDF = pentaclorodibenzofurano; HxCDF = esaclorodibenzofurano; HpCDF = eptaclorodibenzofurano; OCDF = ottaclorodibenzofurano.

Tab. 2. Fattori di Tossicità Equivalente riferiti al benzo[a]pirene per gli idrocarburi policiclici aromatici definiti dalla Agenzia di Protezione Ambientale Americana e da Nisbet and LaGoy (1992).

	TEQ USEPA	Nisbet and LaGoy (1992)
Dibenz(a, h)antracene	1	5
Benzo(a)pirene	1	1
Indeno(1,2,3-cd)pirene	0,1	0,1
Pirene		0,001
Benzo(b)fluorantene	0,1	0,1
Benzo(k)fluorantene	0,01	0,1
Benzo(g,h,i)perilene		0,01
Fluorantene		0,001
Benzo(a)antracene	0,1	0,1
Crisene	0,001	0,01
Antracene		0,01
Acenaftene		0,001
Acenaftilene		0,001
Fluorene		0,001
2-metil-naftalene		0,001
Naftalene		0,001
Fenantrene		0,001

Una differenza fondamentale tra le diossine e gli IPA è il loro tempo di dimezzamento nell'organismo. Le diossine appartengono alla classe dei POP (Persistent Organic Pollutants) che comprendono composti persistenti sia nell'ambiente che negli organismi. Il tempo medio di dimezzamento nel corpo umano della TCDD, ad esempio, varia tra 7 e 10 anni. Gli IPA generalmente non sono persistenti ma vengono metabolizzati velocemente e il carico corporeo (body burden) che è presente negli organismi tra i quali l'uomo è dovuto all'esposizione costante.

Diossine e idrocarburi policiclici aromatici

Meccanismo d'azione

È ormai ampiamente accettato che un evento fondamentale per il manifestarsi della tossicità determinata sia da IPA che dalle PCDD e PCDF è il legame con il recettore arilico (Ah). Il recettore Ah è una proteina citoplasmatica solubile che lega una vasta gamma di molecole aromatiche alogenate e non. Si tratta di una proteina appartenente ad una classe specifica di fattori di trascrizione conosciuti come bHLH/PAS (basic helix-loop-helix/per-Arnt-Sim) e che sembrano essere coinvolti nelle risposte agli stimoli ambientali (4). Il dominio bHLH è presente verso l'estremità N-terminale e sembrerebbe responsabile per l'interazione con il DNA, una volta che il complesso ha formato un eterodimero con un'altra proteina a dominio bHLH (5). Il recettore Ah sembra essere espresso nella maggior parte dei

tessuti, anche se in maniera quantitativamente diversa e che si sia conservato per oltre 500 milioni di anni nella evoluzione dei vertebrati (6). La sua funzione naturale non è ancora stata chiarita, come non è stato individuato un suo ligando endogeno. Una ipotesi è che si sia evoluto per metabolizzare/disattivare sostanze potenzialmente tossiche provenienti dal mondo vegetale e/o attivare sostanze lipofile presenti nella dieta, che potrebbero avere un ruolo fisiologico nell'omeostasi cellulare. Gli animali deficienti di questo recettore infatti mostrano alterazioni in diversi tessuti ed organi, quali il cuore, il fegato e lo stomaco, e anomalie nei sistemi immunologico e riproduttivo (7). Inoltre in uno studio con topi transgenici in grado di esprimere in modo costitutivo la forma attivata del recettore Ah, si è vista una riduzione della durata media della vita e un'induzione di tumori nella parte ghiandolare dello stomaco, indicando una funzione del recettore nella regolazione della proliferazione cellulare (8).

La Figura 1 schematizza il meccanismo d'azione per un ligando generico del recettore Ah: questi composti, una volta entrati nella cellula, si legano con affinità variabile al recettore Ah presente nel citoplasma. La forma citosolica del recettore non è un singolo peptide ma un complesso multimerico in cui sono coinvolte due molecole di *hsp90* (heat shock protein 90 kDa) ed almeno un'altra proteina. Una volta che la molecola diossino-simile si è legata al recettore alcune di queste proteine si dissociano e avviene la translocazione del complesso dal citoplasma al nucleo. All'interno del nucleo il complesso ligando-recettore appare sotto forma di un eterodimero con una proteina denominata ARNT (Aryl hydrocarbon Receptor

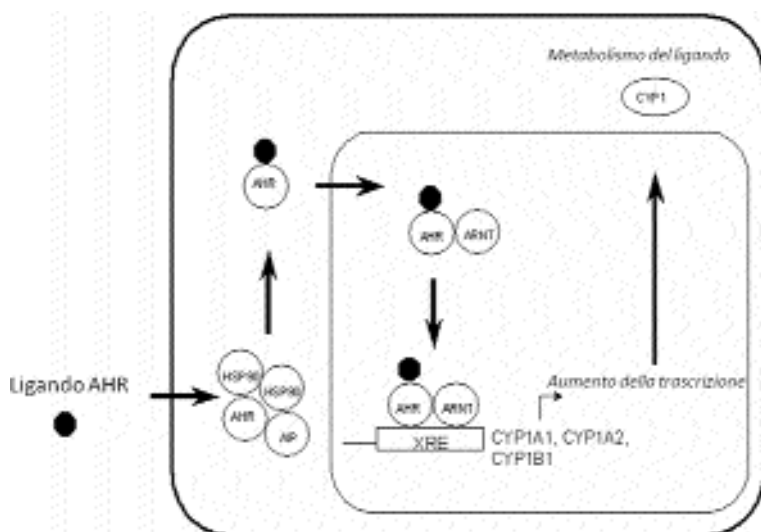


Fig. 1. Meccanismo d'azione del complesso ligando- recettore arilico. AHR = Aryl Hydrocarbon Receptor (recettore arilico); HSP90 = Heat Shock Protein 90 kDa; AIP = Aryl hydrocarbon receptor Interaction Protein; Arnt = Aryl hydrocarbon Receptor Nuclear Translocator.

Nuclear Translocator) che è fondamentale per generare la forma attiva in grado di legarsi al DNA. Il complesso ligando-recettore attivato possiede una elevata affinità per alcune sequenze di DNA denominate DRE (*Dioxin Responsive Elements*), che sono posizionate nelle regioni del promotore a monte di diversi geni. Il legame del complesso ligando-recettore a queste zone del DNA determina un'alterazione della trascrizione di almeno una ventina di proteine che darebbero ragione all'ampio spettro di effetti biologici diversi. Tra i siti di legame del complesso ligando-recettore col DNA, quello studiato maggiormente è la regione regolatoria del gene CYP1A1 la cui induzione porta ad un aumento della trascrizione della proteina corrispondente sia nel fegato che nei tessuti extraepatici.

Una differenza fondamentale tra IPA e diossine è che gli enzimi inducibili dal complesso ligando-recettore, descritto sopra, non sono in grado, o lo sono molto lentamente, di metabolizzare le diossine stesse mentre nel caso degli IPA questi composti inducono il loro stesso metabolismo.

Gli IPA vengono assorbiti dall'organismo attraverso i polmoni, il tratto gastrointestinale e la pelle. Una volta assorbiti vengono distribuiti facilmente in tutto l'organismo ma in modo particolare negli organi ricchi di lipidi. Il metabolismo degli IPA è complesso e comprende l'eossidazione di doppi legami che porta alla formazione di fenoli, dioli e tetrololi attraverso intermedi epossidici, che vengono a loro volta coniugati con gli acidi solforico o glucuronico e con il glutatione (9). Gli enzimi coinvolti nel metabolismo degli IPA sono distribuiti in diversi organi (fegato, polmone intestino, cute). Il risultato della formazione dei metaboliti è una più rapida escrezione ma anche la formazione di composti attivi, principalmente dioliepossidi. Questi sono composti instabili in grado di legarsi con i siti nucleofili del DNA, dell'albumina e dell'emoglobina. Il meccanismo di tossicità degli IPA sembra legato alla presenza di una certa regione (*bay region*) nella struttura molecolare che conferisce un alto grado di reattività biochimica e che determina quindi una maggior formazione delle specie attive in grado di indurre mutazioni.

Aspetti tossicologici

La rilevanza tossicologica per gli IPA e per le diossine quindi, è soprattutto di tipo cronico in quanto questi composti sono considerati potenziali cancerogeni. Diverse agenzie internazionali propongono diverse liste di IPA da considerare possibili o probabili cancerogeni. La lista stilata dalla Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (IARC) comprende: benzo(a)antracene, benzo(b)fluorantene, benzo(j)fluorantene, benzo(k)fluorantene, benzo(a)pirene, dibenz(a, h)antracene, dibenz(a, h)acridina, dibenz(a, j)acridina, 7-H-dibenzo (c,g)carbazolo, dibenzo(a,e)pirene, dibenzo(a,h)pirene, dibenzo(a,i)pirene, dibenzo(a,l)pirene, inde-no(1,2,3-cd)pirene, e 5-metilcrisene. La Tabella 3 riporta i risultati dei test di mutagenicità e cancerogenicità per 33 IPA.

Tab. 3. Risultati dei test di mutagenicità e cancerogenicità relativi a 33 IPA (da WHO 1998, modificata).

	Genotossicità	Carcinogenicità
Acenaftene	(?)	(?)
Acenaftilene	(?)	Nessuno studio
Antracene	-	-
Benzo(a)antracene	+	+
Benzo(a)fluorene	(?)	(?)
Benzo(a)pirene	+	+
Benzo(b)fluorantene	+	+
Benzo(b)fluorene	(?)	(?)
Benzo(c)fenantrene	+	+
Benzo(e)pirene	+	?
Benzo(g,h,i)fluorantene	+	(-)
Benzo(g,h,i)perilene	+	-
Benzo(j)fluorantene	+	+
Benzo(k)fluorantene	+	+
Crisene	+	+
Coronene	+	(?)
Ciclopenta(c,d)pirene	+	+
Dibenzo (a,e) pirene	+	+
Dibenzo (a,h) antracene	+	+
Dibenzo(a,h) pirene	+	+
Dibenzo(a,i) pirene	+	+
Dibenzo(a,l) pirene	+	+
Fluorantene	+	(+)
Fluorene	(?)	-
Indeno(1,2,3-cd)pirene	+	+
1-Metilfenantrene	+	-
5-Metilcrisene	+	+
Naftalene	(?)	?
Perilene	+	-
Fenantrene	(?)	(?)
Pirene	(?)	-
Trifenilene	+	-

La TCDD è classificata come cancerogeno di classe 1 (cancerogeno umano) dalla Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (IARC). Il meccanismo di cancerogenicità è probabilmente mediato dal recettore Ah e procede attraverso l'alterazione dei processi coinvolti nella crescita e differenziazione cellulare. A differenza degli IPA cancerogeni i composti diossino-simili non sono coinvolti nella fase di "iniziazione" del tumore, cioè nella fase in cui avviene una modificazione del materiale genetico della cellula, bensì nella fase di "promozione", cioè quando le cellule cominciano a dividersi in modo anormale formando *cluster* di cellule modificate che possono portare alla formazione del tumore.

Oltre alla cancerogenicità, queste sostanze sono coinvolte in un altro aspetto di notevole rilevanza tossicologica che è quello legato alla distruzione del sistema endocrino. Gli IPA, le diossine, così come altre classi di inquinanti ambientali,

vengono considerati appartenenti al gruppo estremamente ampio ed eterogeneo di sostanze cosiddette “interferenti endocrini”. Un interferente endocrino, secondo la definizione della Unione Europea, “è una sostanza esogena, o una miscela, che altera la funzionalità del sistema endocrino, causando effetti avversi sulla salute di un organismo, oppure della sua progenie o di una (sotto)popolazione”. Questi composti, infatti possono avere effetti estrogenici, androgenici, anti-estrogenici, anti-androgenici ed effetti sulla funzione tiroidea. Inoltre dato il ruolo svolto dal sistema ormonale durante lo sviluppo fetale, l’esposizione durante la fase prenatale o post-natale attraverso l’allattamento può essere più pericolosa che durante la vita adulta e soprattutto con conseguenze difficili da prevedere.

Effetti quali quelli sul sistema immunitario, sul sistema riproduttivo e sul sistema nervoso stanno destando grande preoccupazione in quanto sembrano potersi manifestare a dosi molto basse. L’esposizione a TCDD, ad esempio, è stata trovata correlare alla diminuzione dei livelli di testosterone nel siero e alla variazione del *sex ratio* (rapporto maschi/femmine) sia in studi occupazionali (10) che in quelli relativi alla popolazione esposta a Seveso (11). Moccarelli et al. trovarono un incremento significativo nel numero delle femmine nei nuovi nati da padri esposti a TCDD in seguito all’incidente di Seveso. In uno studio epidemiologico svolto in Olanda su bambini seguiti dalla nascita fino all’età scolare, l’esposizione prenatale a livelli ambientali di diossine è stata associata ad un comportamento più femminile nel gioco sia nei maschi che nelle femmine (12). Negli animali lo sviluppo di endometrosi, la diminuzione della conta degli spermatozoi e le alterazioni del comportamento cognitivo e sessuale (femminilizzazione) sono risultati gli effetti che si manifestano alle dosi di esposizione più basse, e su questi è stata stabilita le dosi tollerabili su base settimanale o mensile per questi composti dalle agenzie internazionali.

Odori

Emissioni ed immissioni

Negli impianti di termodistruzione dei rifiuti il problema degli odori è senz’altro limitato. Durante la termodistruzione, infatti, le sostanze organiche odorigene (*odoranti*) presenti nei rifiuti vengono quasi completamente distrutte dal calore della combustione e non vengono formati, come le diossine peraltro, da nessuna delle tre vie principali quali la piro sintesi (formazione in fase gassosa ad alta temperatura), la sintesi “de-novo” (sintesi catalitica che coinvolge residui carboniosi, cloro organico e inorganico presenti nei fumi) né la sintesi da precursori. Le misure effettuate ai camini sono infatti sempre non rilevanti per quanto riguarda queste molecole. Le emissioni derivano sostanzialmente da tutte le attività di logistica della movimentazione e agli stoccaggi temporanei dell’RSU, sia all’esterno che

all'interno degli impianti. La prevenzione delle emissioni si basa, per questi impianti quasi esclusivamente sull'adottare procedure che ne limitino le emissioni fugitive quali la logistica del trasporto e la gestione dell'aria delle fosse di scarico, possibilmente mantenendole in leggera depressione ed utilizzando questa aria come componente primaria per la combustione.

Ciò nonostante, data la particolare natura degli odoranti, episodi di immissioni di odori verso zone abitate possono essere possibili. È interessante notare come in un ambiente "inquinato" da traffico autoveicolare, durante eventi odorosi le concentrazioni di sostanze odorigene siano basse (Tabella 4A) rispetto agli inquinanti tradizionali da traffico autoveicolare. Questo è ovviamente dovuto al fatto che le sostanze odorigene hanno delle soglie olfattive molto minori, per cui si percepiscono a bassi livelli. Se esprimiamo le concentrazioni rilevate in percentuale sul totale (Tabella 4B) si nota che nel campione raccolto nel centro abitato, nonostante sia presente un odore percepibile, gli odoranti rilevati sono meno del 10% del totale dei VOC misurabili.

Tab. 4A. Concentrazioni di sostanze organiche ritrovate nell'aria. Analisi presso due paesi (campione 1 e 2), sottovento un impianto di trattamento RSU (campione 3), in presenza di leggeri eventi di odori.

	ppb Camp 1	ppb Camp 2	ppb Camp 3
benzene		0,39	0,04
toluene	0,81	10,51	1,44
xilene	0,12		
xilene	0,70	6,758988	
xilene	0,29	6,74693	0,333929
cimene	0,01	0,22	0,29
somma aromatici	1,95	24,63	2,12
alfa-thujene/1-fellandrene	0,01	0,13	0,92
beta-fellandrene/camfene			0,09
beta-fellandrene/alfa-thujene	0,01		0,33
delta-3-carene	0,002	0,19	0,25
limonene	0,043	0,42	9,04
somma terpeni	0,064	0,74	10,65
etil butanoato			
etil pentanoato		0,18	0,09
etil esanoato		0,452	0,28
etil eptanoato		0,38	0,19
somma esteri		1,02	0,57
somma totale	2,01	26,40	13,34

Tab. 4B. Concentrazioni di sostanze organiche ritrovate nell'aria normalizzate.

	CAMP 1	% sul totale CAMP 2	CAMP 3
benzene	0,0	1,5	0,3
toluene	40,3	39,8	10,8
xilene	6,4	0,0	0,0
xilene	35,0	25,6	0,0
xilene	14,6	25,5	2,5
cimene	0,3	0,8	2,2
somma aromatici	96,6	93,2	15,8
alfa-thujene/1-fellandrene	0,4	0,4	6,9
beta-fellandrene/camfene	0,0	0,0	0,6
beta-fellandrene/alfa-thujene	0,4	0,0	2,5
delta-3-carene	0,1	0,7	1,9
limonene	2,1	1,6	67,7
somma terpeni	3,0	2,7	79,6
etil butanoato	0,0	0,0	0,0
etil pentanoato	0,0	0,7	0,7
etil esanoato	0,0	1,7	2,1
etil eptanoato	0,0	1,4	1,4
somma esteri	0,0	3,8	4.2

Tossicologia

Come già detto, gli odori sono provocati dalla presenza di sostanze che, in concentrazione superiore ad una determinata soglia, sono in grado di provocare uno stimolo olfattivo. Di per sé gli odori sgradevoli non vengono considerati patogeni, la qual cosa rende conto del perché l'argomento non presenta al giorno d'oggi una vasta letteratura; tuttavia la presenza di cattivi odori altera l'equilibrio psicofisico della persona producendo uno stato di malessere tale da condizionarne il comportamento. Il primo effetto nocivo riscontrabile è pertanto collegato alla sensazione odorosa sgradevole che può altresì provocare delle attività riflesse a livello gastrico, salivare, cutaneo e genitale. Gli odori vengono peraltro percepiti dall'uomo secondo almeno due vie distinte: la via dell'epitelio olfattivo, utilizzando appunto i recettori olfattivi qui localizzati, ed il sistema nervoso del nervo trigemino. Nonostante l'effetto finale sia lo stesso, la percezione di un odore, la fisiologia, è profondamente diversa: nel primo caso avviene una attivazione da parte degli odoranti dei recettori di membrana dei recettori, nel secondo avviene una *irritazione* del nervo trigemino. Le sostanze quali il mentolo, l'ozono e alcuni terpeni, solo per fare un esempio, vengono percepiti *via* trigeminale, e sono quindi sostanzialmente *irritanti* (tecnicamente sono definiti chemestetici nel campo della scienza dei sensi)

Lo studio della tossicità comporta l'esame degli effetti in funzione della concentrazione. Per gli ambienti di lavoro, si fa usualmente riferimento al parametro TLV (Threshold Limit Value): esso indica la massima concentrazione a cui un lavoratore può essere esposto durante la vita lavorativa (convenzionalmente 8 ore al giorno, 5 giorni alla settimana e 50 settimane l'anno) senza incorrere in effetti patologici. Nel caso delle sostanze odorose, è utile confrontare il valore di soglia di percettibilità olfattiva (olfactory threshold, OT) con il TLV; le sostanze con rapporto inferiore a 1 verranno percepite all'olfatto prima di determinare i propri effetti tossici, viceversa le altre. Come si vede in Tabella 5, la TLV è quasi sempre sensibilmente superiore alla OT. I composti indicati in questa tabella sono solo alcuni degli odoranti tipici degli impianti di trattamento di RSU, della frazione organica.

Le sostanze però rilevate durante i trattamenti di RSU sono numerosissime e descritte in dettaglio in letteratura (13). Si nota come siano sostanze la cui tossicità è bassissima, se non nulla. Rimane importante la considerazione da fare sul fatto che siano presenti odoranti ed irritanti allo stesso tempo. Gli odoranti tendono ad interagire fra di loro in maniera complessa. I tipi di interazione sono i seguenti:

- additività ovvero somma algebrica delle intensità dei componenti della miscela,
- iper- o ipoadditività
- sinergia, incremento dell'intensità odorosa di una sostanza a seguito dell'aggiunta di un'altra
- compensazione, fenomeno per cui l'odore della miscela è meno intenso di qualsiasi suo componente.

Gran parte degli studi sulle miscele odorose (gran parte dei quali su miscele binarie) sono volti a determinare quale tipo di interazione sia più comune e le conseguenti cause. Uno studio su 35 miscele, indica che il fenomeno della sinergia è molto raro; quello della compensazione, o diminuzione in intensità, avviene fre-

Tab. 5. Composti osmogeni con TLV minore della soglia olfattiva.

Sostanza	Soglia olfattiva (mg/m ³)	TLV (mg/m ³)
Acroleina	0,49	0,25
Ammoniaca	33	18
Acrilnitrile	47	45
Canfora	100	2
Dimetilformamide	300	30
Diossano	620	320
Metanolo	7800	260
Glicole metilenico	190	80
Ozono	0,2	0,05
Anidride solforosa	79	13
Tricloroetilene	535	115
Tetracloruro di carbonio	650	65

quentemente (14,15) in questi campioni. Le sostanze irritanti invece, sembrano essere più semplici sul loro comportamento in miscela, portando ad una ipoattività per le basse concentrazioni, ed una iperaddittività alle alte concentrazioni (16). Nel caso di inquinamento da odori, però, i fenomeni di tossicità acuta riscontrati, avvengono quando i livelli degli odoranti sono di gran lunga superiore alla loro soglia olfattiva (come discusso sopra) e quindi si rientra nei parametri “classici” della tossicità (17). Esiste una grande margine di sicurezza tra una concentrazione appena percepibile di un certo gas (ammoniaca) e le concentrazioni cui questo è tossico. Ma non per questo non sono presenti sintomi di tossicità acuta anche in assenza di concentrazioni tossicologicamente credibili. Sostanze molto odorose, quali l'idrogeno solforato, mercaptani, ammine biogeniche (18) hanno degli effetti a dose sub-tossica, utilizzando evidentemente meccanismi non-tossicologici. Alcuni di questi sono stati postulati essere dovuti ad innate avversione agli odori (19, 20) o a patologie legate allo stress causato dall'odore, alla somatizzazione che porta ad una serie di sintomi ben caratterizzati quali depressione e diminuzione delle performances psicomotorie (21). Ma non solo. La somatizzazione è stata utilizzata per misurare il grado di “sofferenza” percepito dalla popolazione esposta a odori ambientali (22) sviluppando un Total Compliant Index (TCI) basato sui sintomi somatici da esposizione all'odore identificati (mal di testa e dolore alla faccia, mal di schiena, nausea, dolori articolari, dolori alle braccia o alle gambe e sensazione di pienezza di stomaco)

Un approccio classico alla tossicità degli odori, mostra però come nella letteratura scientifica, studiando i 12 milioni di articoli del database della National Library of Medicine, sembra esserci uno scarsissimo interesse alla tossicologia degli odori. Questo sembra riflettere il fatto che non sono presenti segni oggettivi (misurabili) che possano accompagnare i sintomi (soggettivi) quali la nausea e il mal di testa. Anche se niente in letteratura contraddice l'appropriatezza dei sintomi descritti come conseguenza alla esposizione a malodori.

Non si può negare il fatto che le operazioni di trattamento dei rifiuti generino odori e siano possibili cause di molestie ambientali, anche se i livelli misurati sono sotto i livelli guida che molti paesi hanno definito come livelli guida per difendere la salute pubblica. La letteratura scientifica al momento però non porta dimostrazioni che l'inaccettabilità degli odori sia causa di malattie in persone sane. In particolare si può riassumere in questo modo:

- gli odori, come sensazioni, non producono malattie
- sotto i livelli di tossicità, i sintomi associati agli odori non portano a patologie specifiche
- la rimozione dell'odore immediatamente risolve i sintomi
- i sintomi sono legati agli odori. Esistono però persone che, a causa di patologie croniche, ad esempio l'asma, ma anche insonnia, disordini di ansietà, patologie allo stomaco, possono soffrire di esacerbazione e di scatenamento di crisi a causa degli odori.

Bibliografia

1. Nisbet I.C. & P.K., LaGoy, Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), *Regul Toxicol Pharmacol*, 16(3):290-300 (1992)
2. Van den Berg M. et al., Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife, *Environ Health Perspect*, 106(12):775-92 (1998)
3. Van den Berg M. et al., The 2005 World Health Organization reevaluation of human and Mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds, *Toxicol Sci*, 93(2):223-41 (2006)
4. Gu Y.Z., Hogenesch J.B., Bradfield C.A., The PAS superfamily: sensors of environmental and developmental signals, *Annu Rev Pharmacol Toxicol*, 40:519-61 (2000)
5. Hankinson O., The aryl hydrocarbon receptor complex, *Annu Rev Pharmacol Toxicol*, 35:307-40 (1995)
6. Hahn M.E. et al., Molecular evolution of two vertebrate aryl hydrocarbon (dioxin) receptors (AHR1 and AHR2) and the PAS family, *Proc Natl Acad Sci USA*, 94(25):13743-8 (1997)
7. Abbott B.D. et al., Adverse reproductive outcomes in the transgenic Ah receptor-deficient mouse, *Toxicol Appl Pharmacol*, 155(1):62-70 (1999)
8. Andersson P. et al., A constitutively active dioxin/aryl hydrocarbon receptor induces stomach tumors, *Proc Natl Acad Sci USA*, 99(15):9990-5 (2002)
9. WHO/IPCS, Selected Non-eterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, *Environmental Health Criteria*, 202:1-883 (1998)
10. Ryan J.J., Amirova Z., Carrier G., Sex ratios of children of Russian pesticide producers exposed to dioxin, *Environ Health Perspect*, 110(11):A699-701 (2002)
11. Mocarelli P. et al., Paternal concentrations of dioxin and sex ratio of offspring, *Lancet*, 355(9218):1858-63 (2000)
12. Vreugdenhil H.J. et al., Effects of perinatal exposure to PCBs and dioxins on play behavior in Dutch children at school age, *Environ Health Perspect*, 110(10):A593-8 (2002)
13. Davoli E., Gangai M.L., Morselli L., Tonelli D., Characterisation of odorants emissions from landfills by SPME and GC/MS, *Chemosphere*, 51:357-368 (2003)
14. Cain W.S., Olfactory psychophysics, in Adelman G. (ed.), *Encyclopedia of Neuroscience*, Vol. II, Boston, Birkhauser, 884-85, 1987
15. Berglund B., Berglund U., Lindvall T. et al., A quantitative principle of perceived intensity summation in odor mixtures, *J Exp Psychol*, 100:29-38 (1973)
16. Cometto-Muniz J.E., Garcia-Medina M.R., Calvino A.M., Perception of pungent odorants alone and in binary mixtures, *Chem Senses*, 14:163-73 (1989)
17. Amore J.E., Hautala E., Odor as an aid to chemical safety: odor thresholds compared with threshold limit values and volatilities for 214 industrial chemicals in air and water dilution, *J Appl Toxicol*, 3:272-90 (1983)
18. Flesh R.D., Turk A., Social and economic effects of odors, in Cheremisinoff P.N., Young R.A. (eds.), *Industrial Odor Technology Assessment*, Ann Arbor, MI, Ann Arbor Science Publishers, 57-74, 1975
19. Steiner J.E., Innate, discriminative human facial expressions to taste and smell stimulation, *Ann NY Acad Sci*, 237:229-33, 1974
20. Schleidt M., Neumann P., Morishita H., Pleasure and disgust: memories and associations of pleasant and unpleasant odours in Germany and Japan, *Chem Senses*, 13:279-93 (1988)
21. Rotton J., Affective and cognitive consequences of malodorous pollution. *Basic Appl Soc Psychol*, 4:171-91 (1983)
22. Herr C.E.W. et al., Ranking and frequency of somatic symptoms in residents near composting sites with odour annoyances, *Int. J. Hyg. Environm. Health*, 206:61-64 (2003)

I controlli ambientali nella gestione degli impianti di recupero energetico

Giuseppe Viviano

Gli attuali orientamenti generali relativi all'incenerimento di rifiuti solidi urbani (RSU) con recupero energetico considerano essenzialmente:

- La combustione dell'*indifferenziato*, in impianti dedicati (inceneritori) che consente un maggiore recupero energetico ma produce scorie e ceneri in quantità maggiore rispetto alla combustione di frazioni di RSU.
- La combustione della *frazione secca*, che presenta molte similitudini con la combustione del tal quale e che comporta la necessità di trovare un utilizzo della frazione organica.
- La combustione di frazioni selezionate come “combustibile derivato dai rifiuti derivato dai rifiuti” (CDR) in impianti di incenerimento o in altri impianti anche in cocombustione.

Per quanto riguarda gli aspetti relativi alle emissioni da detti impianti, vanno ricordate: la Direttiva 96/61/CE del Consiglio del 24/9/96 sulla prevenzione e la riduzione integrate dell'inquinamento e il DLgs 18/2/05, n. 59 “*Attuazione integrale della Direttiva 96/61/CE relativa alla prevenzione e riduzione integrate dell'inquinamento*”, nelle quali la definizione di emissione comprende tutto il ciclo tecnologico nel suo complesso, ovvero: “*lo scarico diretto o indiretto da fonti puntiformi o diffuse dell'impianto, di sostanze, vibrazioni, calore o rumore nell'aria, nell'acqua ovvero nel terreno*”. La stessa normativa definisce poi il valore limite di emissione dell'impianto che deve garantire “*un livello equivalente di protezione dell'ambiente nel suo insieme e di non portare a carichi inquinanti maggiori nell'ambiente*”.

Questo comporta la necessità di una valutazione degli inquinanti, ed in particolare dei microinquinanti inorganici e organici (metalli pesanti, diossine, furani, IPA, ecc.) nei diversi comparti ambientali e quindi un loro contenimento in rela-

zione allo specifico ciclo tecnologico, considerando i diversi fattori (es.: mobilità, destino ambientale, ecc.) che concorrono a definire i possibili scenari di esposizione per la popolazione generale.

Limiti alle emissioni e rilevamenti

La normativa nazionale ha sempre considerato la necessità di controlli periodici alle emissioni industriali, in particolare per gli impianti di incenerimento; già con la delibera del Comitato Interministeriale 27/7/84: *“In relazione alle caratteristiche degli impianti ed a particolari rischi derivanti dalla natura dei rifiuti da trattare, devono essere analizzati, con periodicità almeno semestrale, gli effluenti dal camino per verificare l’eventuale presenza nei medesimi, di microinquinanti organo-clorurati (policlorodibenzodiossine, policlorodibenzofurani, policlorobifenili, policloronaftaleni) e metalli pesanti totali, piombo, mercurio e cadmio”*. Successivamente il DM 12/7/90, art. 4 par. 2, riportava: *“L’autorità competente al rilascio della autorizzazione fissa la scadenza, di norma annuale, con cui le imprese devono effettuare le misure delle emissioni inquinanti e comunicarne i risultati”*. Anche la Direttiva 2000/76/CE riporta indicazioni sui controlli da effettuare alle emissioni e sulla loro periodicità; il suo decreto di recepimento, DLgs 133/2005, riporta:

- *Misurazioni continue delle seguenti sostanze: CO, polveri totali, TOC, HCl, HF, SO₂, NO₂, nonché il tenore volumetrico di ossigeno, temperatura, pressione, tenore di vapore acqueo e la portata volumetrica.*
- *La frequenza delle misurazioni periodiche delle concentrazioni delle sostanze inquinanti di cui alla lettera A, punti 8,9,10,11,12 nonché degli altri inquinanti per i quali l’autorità competente all’autorizzazione prescriva misurazioni periodiche viene stabilita dalle regioni e dalle province autonome competenti, tale frequenza deve essere al massimo annuale.*
- *Per i primi 12 mesi di funzionamento le misurazioni devono essere bimestrali.*

La conoscenza del livello di emissione di un impianto tecnologico rimane uno degli strumenti essenziali per il controllo della qualità dell’aria e in generale dell’ambiente. Infatti questo consente, oltre alla verifica del rispetto di limiti e di prescrizioni, anche il controllo del corretto funzionamento dell’impianto e la valutazione dell’effettivo carico inquinante dell’impianto stesso.

Una corretta strategia di controllo delle emissioni comporta lo studio e la messa a punto di una serie di aspetti quali: modalità operative, metodiche e protocolli concordati, addestramento del personale, dotazioni di idonee strutture ed apparecchiature. È opportuno sottolineare come la sorveglianza di un limite comporta che lo stesso sia correlato ad una metodica di campionamento e di analisi standardizzata o concordata al fine di uniformare, quanto più possibile, i risultati dei

rilevamenti, in particolar modo nei controlli di tipo fiscale. A tale proposito sono state emanate nel tempo “*Linee guida per il contenimento delle emissioni inquinanti degli impianti industriali e fissazione dei valori limiti di emissione*”, che hanno consentito di avere un punto di riferimento omogeneo per tutto il territorio nazionale. Il percorso di aggiornamento delle metodiche di rilevamento si è avuto con il DM 25/8/2000 “*Aggiornamento dei metodi di campionamento, analisi e valutazione degli inquinanti, ai sensi del decreto del Presidente della Repubblica 24 maggio 1988, n. 203*” e da ultimo con il DLgs 3/4/06 n. 152 “*Norme in materia ambientale*”.

I parametri da rilevare alle emissioni ed un confronto tra i limiti che nel tempo sono stati imposti agli impianti di incenerimento di rifiuti viene riportato in Tabella 1. Va ricordato che le PCDD e PCDF vengono calcolate in termini di tossicità equivalente (I-TEQ).

La caratterizzazione delle emissioni consente sostanzialmente di:

- quantificare l’emissione di un inquinante e verificarne l’andamento nel tempo;
- verificare il rispetto di limiti e prescrizioni di legge o eventualmente imposti;
- valutare l’efficienza di abbattimento di sistemi di contenimento delle emissioni;
- controllare l’andamento del ciclo tecnologico.

La conoscenza dei livelli di emissione fornisce inoltre dati che consentono di effettuare stime di ricadute al suolo di inquinanti, calcolare fattori di emissione, valutare il carico inquinante ed eventuali dati di base per la progettazione di sistemi di abbattimento.

La valutazione delle emissioni comporta:

- la conoscenza del ciclo produttivo e di tutte le materie in uso nel ciclo stesso;
- l’individuazione dei parametri che regolano e caratterizzano l’emissione;
- la messa a punto di una strategia di campionamento da adottare nel caso specifico;
- la valutazione dei dati ottenuti.

Occorre anche considerare le situazioni al contorno che si possono avere durante il monitoraggio (es. punto campionamento, regime di lavorazione dell’impianto, variabilità del rifiuto, ecc.). Altro fattore di estrema importanza per la buona qualità finale dei risultati è la taratura delle apparecchiature di prelievo e di analisi; nel caso di prelievi manuali o discontinui la conservazione dei campioni in attesa della analisi assume anch’essa notevole importanza.

Il controllo delle emissioni può realizzarsi mediante:

- a) Rilevamenti al camino a campagne o sporadici (mediante metodi manuali o automatici di tipo portatile).
- b) Monitoraggio con sonde *in situ* (mediante metodi automatici).
- c) Monitoraggio ad “estrazione continua” (mediante metodi automatici).
- d) Prelievo in continuo e successiva analisi in laboratorio.

Tab. 1. Limiti alle emissioni per gli impianti di incenerimento; normativa nazionale e UE.

Inquinanti mg/Nm ₃ 11 % O ₂ *	DLgs 11/5/05 n.133 Rifiuti	DM 25/2/00 n. 124 Rifiuti pericolosi	DM 19/11/97 n. 503 RSU e RS	Linee guida DM 12/7/90 (vecchi impianti)	Direttiva 2000/76/CE Rifiuti	Direttiva 94/67/CE Rifiuti pericolosi	Direttiva 89/369/CEE RSU
Polveri	10 - 30	10 - 30	10 - 30	30 - 100	10 - 30	10 - 30	30 - 200
Acido cloridrico (HCl)	10 - 60	10 - 60	20 - 40	50 - 100	10 - 60	10 - 60	50 - 250
Acido fluoridrico (HF)	1 - 4	1 - 4	1 - 4	2	1 - 4	1 - 4	-
Ossidi di zolfo (SO ₂)	50 - 200	50 - 200	100 - 200	300	50 - 200	50 - 200	300
Ossidi di azoto (NO ₂)	200 - 400	200 - 400	200 - 400	500	200 - 400	-	-
Monossido carbonio (CO)	50 - 100	50	50 - 100	100	50 - 100 (150)	50	-
Composti organici C	10 - 20	10 - 20	10 - 20	20	10 - 20	10 - 20	-
Cadmio, Tallio, Mercurio (Cd, Tl, Hg)	0,05**	0,05 **	0,05 **	0,2	0,05 **	0,05 **	0,2
Totale altri metalli	0,05	0,5	0,5	5	0,5	0,5	5
Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)	0,01	0,01	0,01	0,1	-	-	-
PCDD + PCDF (ng/Nm ₃)	0,1***	0,1 ***	0,1 ***	4 000	0,1 ***	0,1 ***	-

* Valori medi giornalieri e valori medi di punta (orari o semiorari).

**Il limite si riferisce al Cd e Tl come somma e al Hg separatamente.

*** Espresso in termini di tossicità equivalente riferita alla 2,3,7,8 T4CDD.

Nel caso di un impianto di incenerimento di rifiuti andranno controllate oltre alle emissioni (fumi, scorie e ceneri, acque di scarico, fanghi, ecc.), la qualità del prodotto finale (presenza di incombusti e di inquinanti in scorie e ceneri, efficienza di eventuali inertizzazioni, ecc.). Per i sistemi di controllo in continuo delle emissioni, devono essere anche effettuate periodiche tarature degli strumenti e calibrazioni delle apparecchiature con metodi di riferimento. I dati andranno correlati con gli altri parametri di emissione quali: portata degli effluenti, contenuto percentuale di ossigeno, umidità e temperatura. Deve altresì essere tenuto sotto controllo il corretto funzionamento degli impianti di abbattimento attraverso parametri quali: perdite di carico, portata dei reagenti e dei liquidi di lavaggio, pH delle soluzioni di neutralizzazione, ecc.

Limiti alle immissioni e rilevamenti

Per quanto riguarda la qualità dell'aria ambiente la normativa in ambito Comunitario e nazionale ha avuto diversi aggiornamenti, in particolare: il DLgs 4/8/99, n. 351 *“Attuazione della Direttiva 96/62/CE in materia di valutazione e di gestione della qualità dell'aria ambiente”*; il DLgs 18/2/05, n. 59 *Attuazione integrale della Direttiva 96/61/CE relativa alla prevenzione e riduzione integrate dell'inquinamento*; le Direttive 99/30/CE e 2000/69/CE relative ai valori limite di qualità dell'aria ambiente per il biossido di zolfo, gli ossidi di azoto, le particelle il benzene e il piombo ed il loro recepimento con il DM 2/4/02, n. 60. Detti valori limite di concentrazione di inquinanti nell'aria vengono riassunti nella Tabella 2. Recentemente la Commissione europea ha presentato la proposta di una nuova Direttiva sulla qualità dell'aria anche per il $PM_{2,5}$, per il quale viene indicato un valore limite annuale pari a $25 \mu g/m^3$.

L'Unione Europea (UE) ha emanato la Direttiva 2004/107/CE *concernente l'arsenico, il cadmio, il mercurio, il nichel e gli idrocarburi policiclici aromatici nell'aria ambiente* su alcuni inquinanti già presenti nell'allegato I della Direttiva 96/62. Il cadmio, l'arsenico, il mercurio, alcuni composti del nichel e gli idrocarburi policiclici aromatici sono noti agenti cancerogeni umani per i quali non può essere individuata alcuna soglia riguardo agli effetti dannosi sulla salute umana. Questa Direttiva, di prossimo recepimento in Italia, tiene conto del principio secondo il quale l'esposizione a tali inquinanti debba essere al livello più basso che si possa ragionevolmente raggiungere. Si introduce il *valore obiettivo* definito come: concentrazione nell'aria ambiente fissata per evitare, prevenire o ridurre gli effetti nocivi per la salute umana e l'ambiente nel suo complesso che dovrà essere raggiunta per quanto possibile nel corso di un dato periodo. La Tabella 3 riporta il *valore obiettivo* per Arsenico, Cadmio, Nichel, Benzo[a]pirene (BaP) nella frazione PM_{10} calcolata come media annuale, così come previsto dalla direttiva.

A livello internazionale la Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) ha elaborato, per la Regione Europea, linee guida per la qualità dell'aria relative so-

Tab. 2. Limiti recepiti dalla direttiva 99/30/CE recepiti con il dm 12/4/02 n. 60.

Biossido di zolfo (SO ₂) (µg/m ³)	Valore limite*	350 media 1 ora (da non superare più di 24 volte in un anno civile)
		125 media 24 ore (da non superare più di 3 volte in un anno civile)
	Limite per gli ecosistemi**	20 media anno civile e semestre invernale
	Soglia di allarme	500 media 3 ore
Biossido di azoto (NO ₂) (µg/m ³)	Valore limite***	200 media 1 ora (da non superare più di 18 volte in un anno civile)
		40 media anno civile
	Soglia di allarme	400 media 3 ore
Ossidi di azoto (NO _x) (µg/m ³)	Limite protezione vegetazione**	30 media anno civile
Materiale particolato (PM ₁₀) (µg/m ³)	Valore limite*	50 media 24 ore (da non superare più di 35 volte in un anno civile)
		40 media anno civile
		(20 media anno civile)
Piombo (Pb) (µg/m ³)	Limite*	0,5 media anno civile
Benzene (µg/m ³)	Limite***	5 media anno civile
Monossido di carbonio (CO) (mg/m ³)	Limite*	10 media massima giornaliera su 8 ore

Data entro la quale il limite deve essere progressivamente raggiunto: *1 gennaio 2005; **19 luglio 2001; ***1 gennaio 2010.

Tab. 3. Valori obiettivo per metalli e benzo[a]pirene, Direttiva 2004/107/CE.

Elemento	Valore obiettivo
Cadmio	ng/m ³ 5
Nichel	ng/m ³ 20
Piombo	µg/m ³ 0,5
Arsenico	ng/m ³ 6
Benzo[a]pirene	ng/m ³ 1

Valori relativi alla frazione PM₁₀ calcolati come media annuale.

Io ad un certo numero di inquinanti atmosferici, per i quali le conoscenze scientifiche relative agli effetti sull'uomo sono state giudicate sufficientemente accettabili. I valori guida di qualità dell'aria indicano i livelli di concentrazione in aria degli inquinanti, associati ai tempi di esposizione, ai quali non sono attesi effetti avversi per la salute, per quanto concerne le sostanze non cancerogene. Per le sostanze ad azione cancerogena viene definito un rischio unitario per la popolazione

generale associato alla loro presenza nell'aria. La stima dell'incremento del rischio unitario (Unit Risk – UR) è intesa come il rischio addizionale di tumore, che può verificarsi in una ipotetica popolazione nella quale tutti gli individui sono continuamente esposti, dalla nascita e per tutto l'intero tempo di vita, ad una concentrazione dell'agente di rischio nell'aria che essi respirano.

In una recente revisione di queste linee guida, l'OMS ha stabilito, per la prima volta, valori numerici di riferimento anche per il materiale particolare (PM) sulla base delle evidenze scientifiche sugli effetti sanitari dell'esposizione della popolazione generale. Per il PM_{2,5} viene indicato un valore limite di riferimento come concentrazione media annuale di 10 µg/m³, che rappresenta l'estremità inferiore dell'intervallo per il quale sono stati osservati effetti significativi sulla mortalità. In considerazione di tale valore e degli studi sulla mortalità a breve termine effettuati in diverse città europee e degli USA, è stato individuato anche un valore limite di 25 µg/m³ riferito al periodo di 24 h. Al fine di mantenere un adeguato livello di protezione per gli effetti del PM con dimensioni più grossolane (*coarse*), anche per il PM₁₀ sono stati indicati valori di riferimento per il breve termine (20 µg/m³), e per il lungo termine (50 µg/m³) (Tabella 4).

Per quanto riguarda le particelle ultra fini (UF), il cui rilevamento deve essere effettuato determinandone la concentrazione numerica per unità di volume, in considerazione dell'attuale insufficienza di evidenze epidemiologiche da cui derivare una conclusione sul rapporto esposizione-risposta, non vengono forniti dalla OMS, per il momento, specifici valori di riferimento.

Tali linee guida costituiscono uno degli strumenti per la fissazione delle relative norme legislative (limiti) aventi carattere impositivo; la loro periodica revisione è prevista dall'ufficio OMS competente (European Center for Environment and Health).

Per quanto riguarda gli inquinanti da rilevare nell'ambiente va ricordato che il DM 20/5/91 “Criteri per la raccolta dei dati inerenti la qualità dell'aria” riporta: *La valutazione della qualità dell'aria, oltre ad essere effettuata attraverso la misura della concentrazione di specie di interesse per l'ambiente atmosferico mediante sensori automatici, può essere anche eseguita mediante misure di concentrazione di specie che, per la loro natura, non possono essere determinate in modo automatico*. Ed ancora: *“Le specie per le quali si richiedono procedure non automatiche sono di varia natura ed interessano sia le reti urbane che industriali e remote nonché gli inquinanti primari e secondari”*.

Questo comporta che si mettano in atto rilevamenti mirati a specifici inquinanti a seconda delle condizioni locali; tra questi i microinquinanti, sia organici che inorganici, sono da considerare con priorità. Infatti una sempre maggiore attenzione viene data, oltre che agli inquinanti “convenzionali” che trovano già posto in diversi programmi di controllo, a quelli definiti come “*hazardous air pollutants*” ed ai “*persistent organic pollutants*” (POPs) ovvero i contaminanti presenti nell'atmosfera a livello di tracce e con caratteristiche di tossicità e persistenza tale da rappresentare un rischio per la salute umana e l'ambiente. Per quanto ri-

Tab. 4. Indicazioni della OMS con note relative agli effetti attesi dalla applicazione dei suddetti valori limiti e di valori indicati come possibile progressione per il raggiungimento dell'obiettivo finale.

Media annuale (lungo termine)	PM₁₀ mg/m³	PM_{2,5} mg/m³	Note
Obiettivo 1	70	35	Valore associato all'incremento del rischio di mortalità relativa del 15% rispetto alla AQG
Obiettivo 2	50	25	In aggiunta agli altri benefici sulla salute, questo valore riduce il rischio di mortalità approssimativamente del 6% rispetto al valore dell'obiettivo 1
Obiettivo 3	30	15	In aggiunta agli altri benefici sulla salute, questo valore riduce il rischio di mortalità approssimativamente del 6% rispetto al valore dell'obiettivo 2
AQG	20	10	livello più basso di incremento della mortalità, per cause polmonari e per cancro al polmone, per esposizione a lungo termine a PM _{2,5}
Media 24 ore (breve termine)	PM₁₀ mg/m³	PM_{2,5} mg/m³	Note
Obiettivo 1	150	75	Incremento del rischio di mortalità a breve termine di circa il 5% al di sopra della AQG
Obiettivo 2	100	50	Incremento del rischio di mortalità a breve termine di circa il 2,5% al di sopra della AQG
Obiettivo 3	75	37,5	Incremento del rischio di mortalità a breve termine di circa il 1,2% al di sopra della AQG
AQG	50	25	Valore basato sulla relazione tra i livelli di concentrazione di PM annuali e giornalieri

guarda la tipologia degli inquinanti di notevole interesse sono quelli che si possono rilevare nel materiale particolato sospeso; diversi studi evidenziano una distribuzione di inquinanti, quali metalli pesanti, diossine e furani ed idrocarburi policiclici aromatici, prevalentemente nelle polveri a minore granulometria (PM₁₀ e PM_{2,5}). Altro aspetto che emerge da detti studi è che le polveri sedimentabili rappresentano anch'esse un buon indice per la determinazione dei flussi di contaminazione ambientale, con variazioni consistenti, anche in questo caso, tra zone con caratteristiche diverse e tra le diverse stagioni.

Tra gli inquinanti per i quali è necessario effettuare il rilevamento della concentrazione in aria atmosferica si possono ricordare:

- Metalli pesanti, es. arsenico (As), cadmio (Cd), cobalto (Co), cromo (Cr), mercurio (Hg), nichel (Ni), piombo (Pb), rame (Cu), tallio (Tl), vanadio (V), stagno (Sn), ecc.,
- Idrocarburi policiclici aromatici (IPA),

- Policlorodibenzodiossine e policlorodibenzofurani (PCDD/F),
- Policlorobifenili (PCB) diossino-simili.

Il controllo ambientale

Le emissioni comportano una diffusione nell'ambiente e vanno ad interessare i diversi comparti ambientali, comprese le matrici biologiche e quindi la catena alimentare. Nella definizione dei controlli ambientali va quindi considerato uno studio dell'area coinvolta che consenta una valutazione della possibile esposizione umana considerando le diverse vie e i diversi comparti. La stima dell'esposizione umana a sostanze inquinanti pericolose è una parte fondamentale della procedura di valutazione del rischio; essa si basa sul calcolo dell'esposizione ai diversi inquinanti per tre vie, inalazione, ingestione ed assorbimento dermico, attraverso i vari compartimenti ambientali (aria, acqua, suolo e dieta).

Nello studio di un'area nella quale è insediato un impianto di incenerimento dei rifiuti, vanno presi in considerazione una serie di fattori, quali:

- La struttura fisica del territorio (incluse le caratteristiche idrogeologiche).
- I tipi e distribuzione territoriale delle specie vegetali ed animali e degli ecosistemi di interesse, includendo in quest'analisi flora e fauna selvatica, come anche allevamenti e coltivazioni.
- Le caratteristiche, distribuzione e modalità di produzione di alimenti a livello locale, e l'origine degli alimenti consumati localmente, anche in relazione al precedente punto.
- Le caratteristiche e la distribuzione territoriale delle comunità umane e dei singoli individui nell'area potenzialmente coinvolta, con l'appropriata individuazione di gruppi di individui particolarmente vulnerabili agli impatti previsti.
- Le caratteristiche e la distribuzione territoriale degli impianti industriali e di altre sorgenti di inquinamento esistenti nel territorio potenzialmente coinvolto, con particolare attenzione a quelli che comportano l'emissione di inquinanti dello stesso tipo di quelli emessi dall'impianto in esame. Ove possibile, una definizione di massima dell'area di impatto delle sorgenti significative di inquinamento preesistenti al progetto.
- Le principali attività umane esercitate localmente e le aree in cui esse si svolgono, con particolare attenzione a quelle che possono incrementare significativamente i livelli di esposizione e gli effetti degli inquinamenti previsti.
- Le destinazioni di uso del territorio attuali e previste per il futuro, i piani di sviluppo locali e le altre informazioni di rilievo in questo ambito.

Considerando la mobilità e il destino ambientale delle sostanze pericolose ed altri processi che concorrono a definire gli scenari di esposizione, sarà necessario stimare aspetti quali:

- Proprietà fisico-chimiche che influenzano e definiscono il comportamento ambientale delle sostanze pericolose (ad esempio, solubilità in acqua, tensione di vapore, tendenza all'adsorbimento al carbonio organico, ecc.).
- Processi di ripartizione chimica delle sostanze in esame tra suolo, aria, acqua, sedimenti, materia vivente.
- Persistenza ambientale ed emivita, nei vari substrati, delle sostanze in esame.
- Processi di bioaccumulo e capacità di contaminare la catena alimentare.

La messa in atto di monitoraggi ambientali al fine di prevenire o individuare precocemente l'insorgere di possibili cause di danno, rappresenta un fattore di notevole importanza per la riduzione degli impatti. Infatti la sorveglianza costante di un ristretto, ma significativo, numero di parametri fisici e chimici consente di tenere sotto controllo la funzionalità di un impianto (es.: l'andamento della combustione, ecc.) o di individuare eventuali anomalie di sistemi di contenimento (es.: efficienza di abbattimento, ecc.); ciò permette di intervenire per ripristinare le condizioni ottimali e rimuovere le cause di rischio o minimizzarne gli eventuali effetti.

In genere per alcuni impianti, in relazione alla tipologia e quantità di rifiuti trattati, si rende necessaria la messa in opera di una rete di sorveglianza ambientale, finalizzata al monitoraggio della qualità dell'aria, dell'acqua e dei suoli. Tale rete dovrà coprire l'area potenzialmente interessata all'impatto dell'impianto e potrà comprendere anche indicatori ecologici di vario tipo vegetale e animale.

I punti essenziali da considerare per la messa in opera di una rete sono:

- Individuazione degli inquinanti significativi che possono essere monitorati in continuo e/o con metodi manuali discontinui.
- Scelta delle postazioni significative nelle quali posizionare gli apparati di rilevamento (pozzi spia, analizzatori in continuo, prelevatori manuali, centraline meteorologiche, ecc.). Verifica periodica della concentrazione di microinquinanti.
- Individuazione delle aree nelle quali la ricaduta o la veicolazione degli inquinanti con particolare attenzione per i suoli agricoli e i pascoli.
- Rilevamento periodico dei flussi di deposizione al suolo di microinquinanti mediante deposimetri (tipo Bulk).
- Individuazione di un "punto di riferimento" che consenta un raffronto con i dati rilevati.

Relativamente alla determinazione dei flussi di deposizione di microinquinanti, si ritiene interessante, per i controlli ambientali, citare una proposta di valori guida per le deposizioni di PCDD e PCDF di alcuni ricercatori¹ (Tabella 5). Detta proposta correla i flussi di deposizione rilevati mediante deposimetro tipo Bulk

¹ L. Van Lieshout et al., Deposition of dioxin in Flanders (Belgium) and a proposition for guide values, *Atm. Env.* 35 suppl. n. 1 2001 S83-S90.

Tab. 5. Flussi di deposizione di PCDD e PCDF; proposta di valori guida correlati con l'assunzione giornaliera. (L. Van Lieshout et al., Deposition of dioxin in Flanders (Belgium) and a proposition for guide values, *Atm. Env.* 35 suppl. n. 1 2001 S83-S90).

Assunzione giornaliera correlata	Deposizione media annua concessa	Deposizione media mensile concessa
4 pg I-TEQ per kg peso corporeo	14 pg I-TEQ/m ² d	27 pg I-TEQ/m ² d
3 pg I-TEQ per kg peso corporeo	10 pg I-TEQ/m ² d	20 Pg I-TEQ/m ² d
1 pg I-TEQ per kg peso corporeo	3,4 pg I-TEQ/m ² d	6,8 pg I-TEQ/m ² d

con l'assunzione giornaliera (attraverso le diverse vie). Va ricordato che l'UE ha raccomandato di ridurre l'esposizione a diossine e PCB diossina simili a 14 pg WHO TEQ/kg peso corporeo, calcolata su base settimanale.

In una stima di rischio è necessario individuare gli idonei standard di riferimento e poter disporre di criteri di comparazione e di raffronto dei dati rilevati con norme, criteri di qualità, linee guida, ecc.. Ai fini della stima dei rischi per la salute umana l'uso di limiti, standard, ecc. deve essere fatto tenendo ben conto del contesto nel quale i limiti stessi sono stati elaborati e selezionando, di volta in volta, quelli che possono meglio rappresentare le reali condizioni del caso in studio.

Comparto aria: ci si può riferire a:

- Standard o norme di qualità dell'aria; che fissano le concentrazioni e i relativi tempi di esposizione massimi consentiti per la presenza nell'aria dei singoli inquinanti, tali da costituire un rischio praticamente nullo o pienamente accettabile per la salute della popolazione, comprese le categorie più deboli.
- Valori guida; che sono destinati alla prevenzione a lungo termine in materia di salute e protezione dell'ambiente.
- Limiti alle emissioni da fonti fisse e mobili; che sono a carattere prevalentemente tecnologico.
- Linee guida di qualità dell'aria; quali quelle della OMS.

Comparto acque: analogamente a quanto detto per l'aria ci si può riferire a:

- Standard o norme di qualità che fissano le concentrazioni massime consentite per la presenza in acqua di singoli inquinanti, in relazione all'uso al quale la stessa è destinata.
- Standard di qualità e valori guida destinati alla prevenzione in materia di salute sono, per le acque a uso potabile.
- Limiti per le acque, DLgs 2/2/2001 n. 31, recante attuazione della direttiva 98/83/CE relativa alla qualità delle acque destinate al consumo umano.
- Indicazioni di Enti quali USEPA (2004), *Drinking Water Standards and Health Advisories* fissa una serie di valori per le PCDD/F e raccomandazioni per le acque superficiali (criteri di qualità per 158 inquinanti).

Comparto suolo: l'orientamento degli ultimi anni è quello di definire standard di qualità in funzione della destinazione d'uso degli stessi (agricolo, ricreativo, industriale, ecc.). Valori di concentrazione limite accettabili nel suolo e nel sotto-suolo riferiti alla specifica destinazione d'uso dei siti da bonificare sono disponibili per alcuni microinquinanti organici ed inorganici (DM 25 ottobre 1999, n. 471 *Regolamento recante criteri, procedure e modalità per la messa in sicurezza, bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati, ai sensi dell'articolo 17 del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22, e successive modifiche e integrazioni*).

Matrici biologiche: l'attenzione che da diversi anni si pone sui microinquinanti organici (PCDD, PCDF, PCB, ecc.) presenti nelle diverse matrici biologiche, ha portato ad una sempre più completa regolamentazione sul loro contenuto massimo nei prodotti alimentari. Nella popolazione generale più del 90% dell'esposizione a PCDD/F e PCB avviene attraverso gli alimenti, quelli di origine animale contribuiscono per circa l'80% all'esposizione complessiva. Poiché la contaminazione degli alimenti è direttamente correlata alla contaminazione dei mangimi, si deve seguire un approccio integrato per ridurre l'incidenza di PCDD/F e PCB.

La normativa nazionale in questo settore, si può considerare ormai adeguata alle direttive comunitarie e rispondente alle moderne linee di indirizzo sanitario, infatti con il decreto 23 luglio 2003 "*Recepimento della direttiva 2002/69/CE della Commissione del 30 luglio 2002 relativa ai metodi di campionamento e d'analisi per il controllo ufficiale di diossine e la determinazione di PCB diossina-simili nei prodotti alimentari*" e con il decreto 13 dicembre 2005 "*Recepimenti della direttiva 2004/44/CE della Commissione del 13 aprile 2004, che modifica la direttiva 2002/69/CE che stabilisce i metodi di campionamento e d'analisi per il controllo ufficiale di diossine e la determinazione di PCB diossina-simili nei prodotti alimentari*", le modalità specifiche di prelievo di campioni e analisi sono state delineate e sono stati aggiornati i limiti di quantificazione specifica per ogni congenere secondo la procedura descritta nel metodo EPA 1613 revisione B. A livello UE i lavori del Consiglio hanno portato al Regolamento n. 2375/2001 "*recante modifica del regolamento n 466/2001 della Commissione che definisce i tenori massimi di taluni contaminanti presenti nelle derrate alimentari*". I livelli massimi sono fissati per i prodotti alimentari di origine animale.

Le tecniche innovative per la riduzione della CO₂ emessa da impianti per il recupero energetico

Renato Baciocchi

L'incremento della concentrazione atmosferica di anidride carbonica dai valori preindustriali di 280 ppm ai valori attuali di oltre 370 ppm (1) ed i conseguenti effetti sul cambiamento climatico sono da attribuire principalmente ad attività antropiche quali in particolare: la combustione di carburanti fossili e le modifiche apportate nell'uso del territorio. Ne consegue la necessità di mettere in atto iniziative ed interventi finalizzati quanto meno a stabilizzare la concentrazione di anidride carbonica a medio-lungo termine. Se ancora si discute a livello mondiale su quale sia il valore accettabile al quale stabilizzare la concentrazione di CO₂, in un range che va da 350 a 750 ppm, e su quali siano gli strumenti più efficaci da adottare per ridurre le emissioni di gas serra, sono già state intraprese alcune importanti azioni in campo legislativo; in particolare: il Protocollo di Kyoto, documento redatto e approvato nel corso della Convenzione Quadro sui Cambiamenti Climatici nel 1997, ma entrato in vigore il 16 febbraio 2005, e la direttiva 2003/87/CE del Parlamento Europeo che ha istituito un sistema di scambio di quote di emissioni dei gas serra all'interno dell'Unione Europea, sulla base del meccanismo flessibile dell'Emission Trading introdotto da Kyoto. Le strade principali percorribili per poter ridurre i livelli di anidride carbonica in atmosfera sono la riduzione del consumo di energia, l'aumento dell'efficienza di conversione e di utilizzo dell'energia, il potenziamento dell'impiego di combustibili a minor contenuto di carbonio (ad esempio gas naturale), l'ottimizzazione di pozzi naturali di CO₂ (foreste, suoli e oceani), la massimizzazione dell'uso di fonti rinnovabili o energia nucleare, ed infine i processi di cattura e "stoccaggio" di anidride carbonica.

Nella presente relazione verranno descritte in sintesi le principali azioni intraprese in ambito europeo, nello specifico in Italia, in applicazione delle direttive comunitarie in materia di emissioni di gas serra e all'entrata in vigore del Protocollo

di Kyoto. Tra le opzioni tecnologiche saranno analizzate in particolare l'utilizzo di biomasse in sostituzione dei combustibili fossili, in considerazione della loro neutralità in termini di emissioni di carbonio in atmosfera; sarà inoltre analizzata la possibilità di integrare tecnologie di cattura della CO₂ con sistemi energetici basati su biomasse, quali i sistemi di recupero energetico da rifiuti o residui, in quanto tale soluzione si configura in grado di generare emissioni negative di carbonio in atmosfera.

Strategie di riduzione delle emissioni di anidride carbonica

In assenza di interventi di contenimento mirati, si prevede un notevole incremento nelle emissioni di CO₂, che potrebbero superare le 20 GtC/anno (miliardi di tonnellate di carbonio annue) nel 2100 contro le 7 GtC/anno attuali (2). La Figura 1 mette in evidenza quale dovrebbe essere il trend delle emissioni in funzione della concentrazione di CO₂ scelta come valore di stabilizzazione.

Lo scenario IS92A fornisce l'andamento tendenziale delle emissioni utilizzando come riferimento i dati del 1992 in assenza di provvedimenti di contenimento delle emissioni. Per gli altri scenari invece sono stati calcolati i valori annuali di emissioni che permetterebbero la stabilizzazione della concentrazione atmosferica di CO₂ ai valori prescelti. La massima concentrazione di CO₂ in atmosfera ritenuta accettabile per limitare gli effetti negativi sul clima è stimata pari a circa il doppio della concentrazione pre-industriale, ovvero circa 500-550 ppm (3). Come mostrato in Figura 1, questo valore può essere raggiunto solo in presenza di una sostanziale stabilizzazione delle emissioni di gas serra entro i pros-

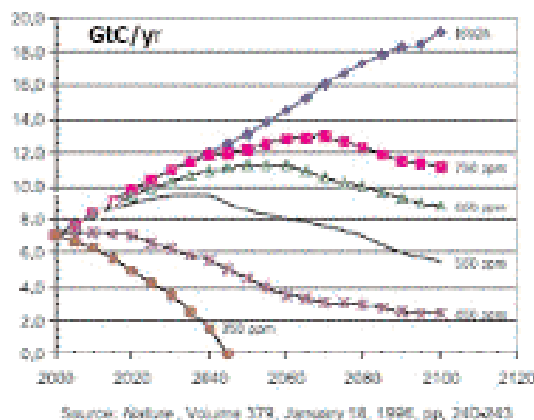


Fig. 1. Previsione delle emissioni di CO₂ secondo lo scenario tendenziale (IS92A) e diversi scenari di stabilizzazione della concentrazione di CO₂ in atmosfera.

simi 50 anni e da una loro graduale riduzione entro la fine del XXI secolo. Va inoltre rilevato che la stabilizzazione è riferita alle emissioni globali, intese come somma di quelle prodotte dai paesi OSCE, tra i quali l'Italia, che dovranno diminuire rispetto ai valori attuali, e quelle appartenenti alle economie emergenti, tra le quali Cina ed India, che potranno ancora incrementare, seppure con tassi ridotti rispetto agli attuali. In questa ottica quindi possono essere collocate le iniziative che hanno coinvolto l'intera comunità mondiale a mettere in atto azioni mirate a contenere le emissioni di CO₂ e di altri gas sospettati di provocare effetto serra. Tali azioni non possono che in ultima analisi riflettersi sugli interventi da adottare su scala nazionale.

Nel 2004 in Italia le emissioni totali di gas serra si sono attestate a 583 milioni di tonnellate (Mt), di cui circa 490 di sola anidride carbonica. Di queste ultime, circa il 33% è stato emesso dalla produzione e trasformazione dell'energia, il 26% dal settore dei trasporti, il 17% dalle industrie manifatturiere e delle costruzioni, il 17% da combustione non industriale ed un altro 5% da processi industriali. Confrontando i dati attuali con quelli del 1990 si evidenzia come anche in questo caso il settore dei trasporti abbia registrato l'incremento più elevato (+26%), seguito dal settore della produzione e trasformazione energetica con un incremento di circa 20 punti percentuali; non trascurabile anche l'aumento del 10% che si è osservato nei settori residenziale e terziario (4). Soltanto il settore delle industrie manifatturiere e delle costruzioni ha evidenziato una contrazione del livello di emissioni (-3,3%) (5) e se ciò è attribuibile in parte ad un miglioramento delle tecnologie impiegate e ad una migliore efficienza energetica, nondimeno ha giocato un peso la crisi produttiva di alcuni comparti industriali.

Per quanto attiene alla produzione di gas serra da rifiuti, la Figura 2 evidenzia come il contributo al riscaldamento climatico di gran lunga maggiore sia dato dalle emissioni di metano, (gas caratterizzato da un potenziale di riscaldamento globale pari a 21 volte quello della CO₂) prodotto dalle discariche; mentre il principale apporto di CO₂ deriva invece dall'incenerimento di rifiuti. Come evidenziato in Tabella 1A i rifiuti solidi urbani (MSW) contribuiscono per circa il 70% alla quantità totale di rifiuti avviati ad incenerimento, nonostante che solo il 10% degli MSW venga trattato con questa tecnologia. In riferimento a questa tabella, i rifiuti indicati con il codice 1A4a sono quelli trattati in inceneritori con recupero energetico, mentre quelli trattati in altri inceneritori sono classificati con il codice 6C. Tenendo conto che una parte della CO₂ emessa dall'incenerimento di rifiuti urbani è di origine biogenica e non va computata nel calcolo delle emissioni, la CO₂ emessa da incenerimento di rifiuti è risultata in continua crescita negli ultimi dieci anni e si è attestata nel 2004 a circa 2.7 Gt per anno (Tabella 1B). La traiettoria crescente delle emissioni dell'Italia rende imprescindibile il ricorso ai meccanismi flessibili previsti dal Protocollo di Kyoto. Il protocollo è stato ratificato con Legge 1 giugno 2002, n. 120, con la quale è stato stabilito come obiettivo la riduzione delle emissioni dei gas ad effetto serra del 6,5% rispetto ai livelli del 1990 (521 Mt

CO₂ eq), per cui la quantità di emissioni assegnata all'Italia non potrà eccedere nel periodo 2008-2012 il valore di 487,1 MtCO₂ eq. Per il raggiungimento di tali obiettivi il Comitato Interministeriale della Programmazione Economica (CIPE) ha stabilito nel 1998 le *“Linee guida per le politiche e misure nazionali di riduzione delle emissioni dei gas serra”* poi revisionate da un nuovo documento nel 2002 *“Revisione delle linee guida per le politiche e misure nazionali di riduzione delle emissioni dei gas serra”*, in applicazione della legge 120/2002. Entrambi questi documenti delineano il piano di azione nazionale per la riduzione dei livelli di emissione. Contengono una descrizione dello scenario tendenziale, l'individuazione delle misure da intraprendere per determinare lo scenario di riferimento e le ulteriori misure adottabili per raggiungere definitivamente gli obiettivi di Kyoto; inoltre la delibera del 2002 stabilisce i livelli massimi di emissione assegnati ai singoli settori per il periodo 2008-2012.

Nel primo documento redatto dal CIPE (1998) sono riportati gli obiettivi italiani di riduzione delle emissioni che includono anche quelli conseguibili applicando i meccanismi di flessibilità previsti dal protocollo di Kyoto: Emission Trading, Clean Development Mechanism e Joint Implementation. Nella Tabella 2 sono evidenziate le principali strategie individuate e gli obiettivi di riduzione scelti per diversi orizzonti temporali. Si può osservare come per i settori energetici le principali vie di riduzione indicate sono la riduzione dei consumi e l'aumento di efficienza degli impianti di generazione.

La tendenza strutturale di medio-lungo termine all'aumento dei prezzi dei prodotti petroliferi e alla crescente dipendenza dall'estero dell'approvvigionamento energetico ha determinato una situazione progressivamente più favorevole all'in-

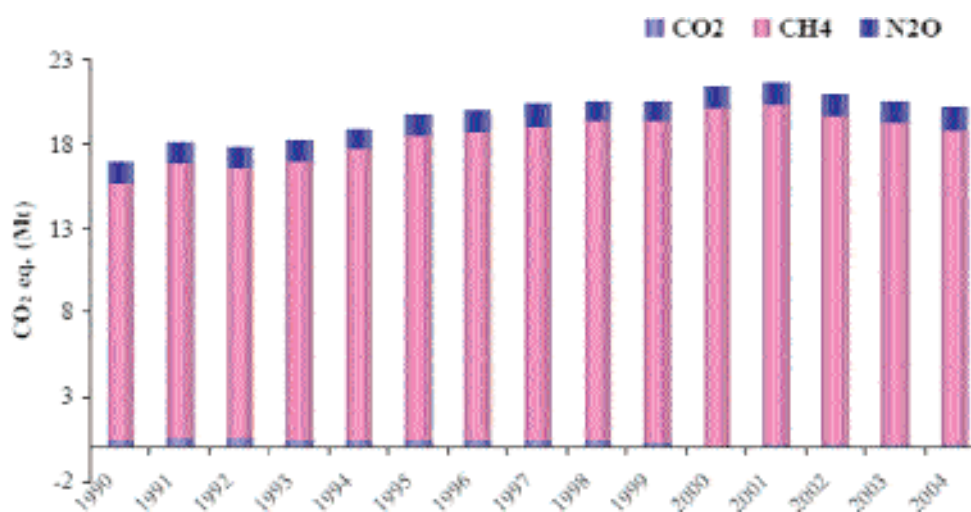


Fig. 2. Emissioni di gas serra relative al comparto rifiuti.

Tab. 1. A. Andamento della produzione nazionale di rifiuti e della frazione inviata ad incenerimento.
B. Andamento delle emissioni nazionali di CO₂ da impianti di incenerimento di rifiuti (Gg=kt).

A

SUBSOURCE	1990	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
MSW Production (Gg)	22,231	25,780	25,960	26,605	26,847	28,364	28,959	29,409	29,864	30,034	31,150
MSW Incinerated (%)	4.6%	5.6%	6.1%	6.4%	7.1%	7.5%	8.0%	8.8%	9.0%	9.5%	9.9%
- in energy recovery plants	2.8%	4.6%	5.2%	5.3%	6.1%	6.6%	7.5%	8.3%	8.7%	9.3%	9.7%
MSW to incineration (Gg)	1,006	1,437	1,572	1,714	1,899	2,123	2,325	2,599	2,698	2,853	3,081
Industrial, Sanitary, Sewage Sludge and Waste Oil to incineration (Gg)	691	773	789	807	821	746	737	930	883	1,134	1,540
Total Waste to incineration (6C and 1A4a) (Gg)	1,716	2,209	2,361	2,520	2,721	2,869	3,062	3,528	3,581	3,987	4,621

B

SUBSOURCE	1990	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Incineration of domestic or municipal wastes (Gg)	115.47	72.64	64.36	85.08	76.21	74.64	47.30	43.63	31.04	18.21	14.46
Incineration of industrial wastes (except flaring) (Gg)	257.20	272.85	267.50	282.69	290.78	255.92	113.09	140.84	183.64	151.11	150.34
Incineration of hospital wastes (Gg)	121.03	128.19	130.91	138.66	136.21	61.79	40.36	37.11	29.86	45.78	45.26
Incineration of waste oil (Gg)	2.66	1.41	1.26	1.33	1.24	1.13	0.82	0.67	0.43	0.65	0.51
Waste incineration (6C) (Gg)	496	475	464	508	504	393	202	222	245	216	211
Waste incineration reported under 1A4a (Gg)	609	842	911	930	1,005	1,093	1,331	1,598	1,546	1,923	2,482
Total waste incineration (Gg)	1,105	1,318	1,375	1,438	1,509	1,486	1,532	1,820	1,791	2,139	2,692

Tab. 2. Obiettivi di riduzione delle emissioni, Delibera CIPE.

Azioni nazionali per le riduzioni delle emissioni dei gas serra	2002 (Mt CO ₂)	2006 (Mt CO ₂)	2008-2012 (Mt CO ₂)
Aumento di efficienza nel parco termoelettrico	- 4 / 5	- 10 / 12	- 20 / 23
Riduzione dei consumi energetici nel settore dei trasporti	- 4 / 6	- 9 / 11	- 18 / 21
Produzione di energia da fonti rinnovabili	- 4 / 5	- 7 / 9	- 18 / 20
Riduzione dei consumi energetici nei settori industriale, abitativo e terziario	- 6 / 7	- 12 / 14	- 24 / 29
Riduzione delle emissioni nei settori non energetici	-2	- 7 / 9	- 15 / 19
Assorbimento delle emissioni di CO ₂ dalle foreste	—	—	- (0,7)
Totale	- 20 / 25	- 45 / 55	- 95 / 112

troduzione di innovazione nel sistema nazionale della generazione elettrica. In Italia, nel 2004, le fonti di energia rinnovabile hanno contribuito per poco più del 7% alla domanda complessiva di energia e per il 16% circa alla domanda elettrica. Tra le rinnovabili è ancora prevalente il ruolo di quelle “storiche”, in particolare dell'idroelettrico che fornisce oltre il 75% dell'energia elettrica da rinnovabili (5). Nonostante un buon aumento della produzione di energia fatto segnare negli ultimi anni, il contributo energetico da biomassa è attestato al 10% della produzione di energie rinnovabili e quello dei biocombustibili risulta inferiore all'1% della domanda nel settore dei trasporti (5). Anche per eolico e solare, tra le rinnovabili quelle che presentano le maggiori potenzialità di sviluppo, il 3% di contributo alla domanda di energia fatto segnare nel 2004 appare decisamente al di sotto della media europea (5). Complessivamente siamo ancora lontani da un vero decollo delle rinnovabili che, nonostante i meccanismi di incentivazione messi in atto, potranno difficilmente soddisfare il 22% del consumo interno lordo di elettricità tra il 2010 e il 2012, come prevedono gli impegni assunti in sede comunitaria.

Biomasse e riduzione delle emissioni di gas serra

Le biomasse utilizzabili per la produzione di energia possono essere suddivise in quattro categorie (6):

1. coltivazioni a scopo energetico: coltivazioni erbacee, coltivazioni arboree, coltivazioni agricole ed acquatiche;
2. residui e rifiuti agricoli di origine animale e vegetale;
3. residui e rifiuti forestali: residui dalla lavorazione del legno, residui di alberi e arbusti;
4. rifiuti municipali ed industriali, fanghi da trattamento acque.

La Tabella 3 riporta le caratteristiche chimico-fisiche e termochimiche di alcuni tipi di biomassa.

I processi per la produzione di energia da biomasse possono essere classificati in due categorie generali:

- processi termochimici: combustione, pirolisi, liquefazione, gassificazione;
- processi biologici: biofotolisi diretta ed indiretta, reazione di water-gas shift biologica, foto-fermentazione e fermentazione in assenza di luce.

Tra le diverse opzioni di riutilizzo delle biomasse vanno certamente incluse anche quelle che non prevedono un utilizzo diretto per la generazione di energia, quali ad esempio riciclo di materiali plastici e di pneumatici, ovvero l'utilizzo per la produzione di chemicals. Da un punto di vista del risparmio energetico, definito in termini di riduzione dei consumi di combustibili fossili, le diverse opzioni

Tab. 3. Composizione e potere calorifico superiore di alcuni tipi di biomassa (2).

	Torba	Legno	Residui di coltivazione	Rifiuti solidi urbani	Coltivazioni per energia (eucalipto)
Analisi generale					
Umidità	70-90	7.3	-	16-38	-
Ceneri	-	2.6	11.3	11-20	0.52
Materia volatile	45-75	76.2	-	67-78	-
Carbonio fisso	-	13.9	14.9	6-12	16.9
Analisi elementale					
C (%)	45-60	46.9	44.8	-	48.3
H (%)	3.5-6.8	5.2	5.4	-	5.9
O (%)	20-45	37.8	39.5	-	45.1
N (%)	0.75-3	0.1	0.4	-	0.2
S (%)	-	0.04	0.01	-	0.01
PCS (MJ/kg)	17-22	18.1	17.3	15.9-17.5	19.3

hanno certamente un diverso impatto, soprattutto in termini di costi da sostenere. A tale proposito, in Figura 3 vengono riportati i risultati ottenuti da Dornburg et al. (7), che hanno valutato i costi necessari per sostituire una stessa quantità di energia primaria attraverso diverse opzioni di gestione di rifiuti e biomasse, in relazione alla scala di potenza dell'installazione. La prima osservazione di carattere generale è che i costi decrescono anche in misura notevole, all'aumentare della potenza installata. Risulta pertanto consigliabile la realizzazione di impianti di grosse dimensioni, sebbene tale condizione possa trovare ostacolo nella effettiva disponibilità di biomasse nell'arco di una certa distanza dall'impianto. Concentrando la discussione sulle opzioni che prevedono di convertire le biomasse in energia, si può notare che l'incenerimento di rifiuti comporti dei costi di sostituzione molto elevati, che oscillano tra 10 e 30 Euro per GJ di energia primaria risparmiata. Al contrario, l'impiego di biomasse in cicli combinati integrati di gassificazione (IGCC o BIG) potrebbe risultare addirittura in una riduzione dei costi rispetto all'impiego di combustibili fossili nel caso di impianti di grossa scala, ma comunque in un incremento dei costi non superiore a 1-3 Euro per GJ di energia primaria. I risultati di Dornburg et al. (7) possono essere utilizzati per valutare i costi di mitigazione delle emissioni di CO₂ risultanti dalla sostituzione di combustibili fossili con biomasse. Se si considera un impianto di generazione di energia che utilizza metano come combustibile, la quantità di CO₂ emessa risulta pari a circa 0.05 ton/GJ di energia liberata dalla combustione. Assumendo che la biomassa utilizzata sia al 100% di origine effettivamente biogenica, i dati della Figura 3 possono essere convertiti in costi per tonnellata di CO₂ evitata, semplicemente moltiplicandoli per un fattore 20. Pertanto, l'incenerimento consente una riduzione delle emissioni di CO₂, ma ad un costo che oscilla tra circa 200 e 500 Euro/ton. I costi di riduzione delle emissioni di CO₂ diventano senz'altro più ragionevoli per im-

pianti IGCC o BIGC, in quanto compresi tra 20 e 40 Euro/ton di CO₂ evitata. Se la biomassa utilizzata consistesse in rifiuti urbani, nei quali la frazione biogenica non supera il 50%, si determina un raddoppio delle stime di costo, che potrebbe raggiungere i 1000 Euro/ton per l'incenerimento e gli 80 Euro/ton per la gassificazione. La chiave di volta per l'utilizzo di biomasse sembra comunque essere la scala dell'impianto, in quanto per impianti superiori ai 700 MW_h di energia generata dalla combustione la gassificazione di biomasse potrebbe risultare in costi negativi di riduzione delle emissioni di CO₂. Purtroppo, ad oggi, la scala tipica di questi impianti non supera i 100 MW; i costi di riduzione delle emissioni di CO₂ risulterebbero in questo caso pari a circa 100 Euro/ton CO₂ evitata nel caso di impianti di gassificazione. La sostituzione dei combustibili fossili costituisce solo uno dei meccanismi con i quali le biomasse possono contribuire alla mitigazione delle emissioni di anidride carbonica; tra gli altri meccanismi possibili, vi sono il sequestro del carbonio mediante rimboschimento e conservazione nonché la sostituzione dei combustibili fossili accoppiata al sequestro del carbonio (biomassa-CCS).

Tra queste opzioni, l'unica che può consentire una effettiva rimozione della CO₂ dal ciclo naturale del carbonio, è proprio quest'ultima. Infatti, come già ac-

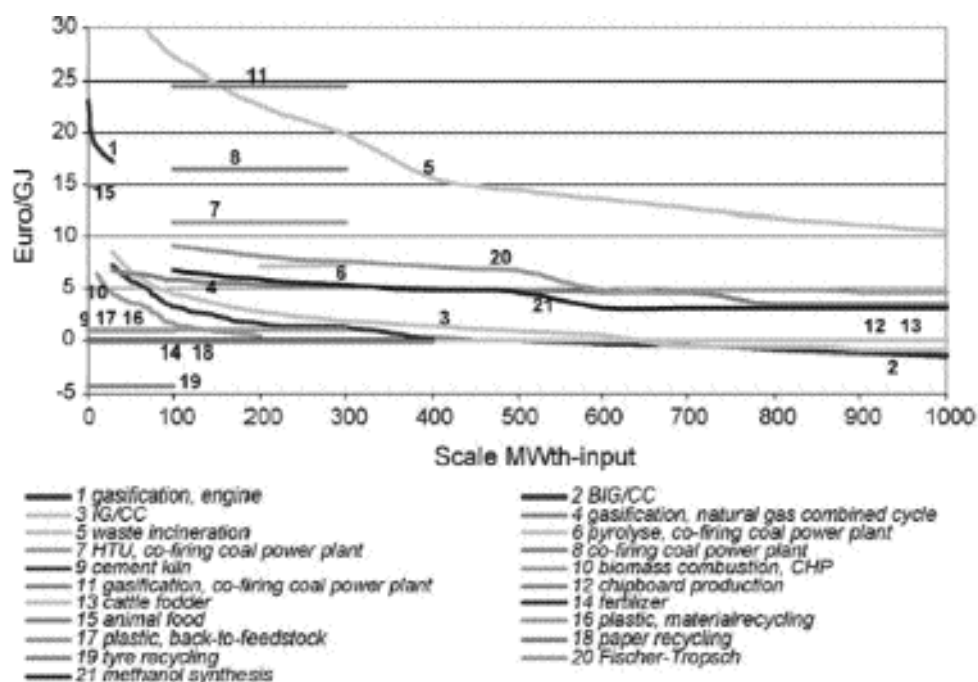


Fig. 3. Costi per unità di energia primaria risparmiata in funzione della scala dell'impianto (7).

cennato in precedenza, nel caso in cui la biomassa utilizzata sia esclusivamente di origine biologica, il carbonio emesso dal processo di conversione di energia non contribuisce all'incremento netto della CO₂ in atmosfera, in quanto una pari quantità di CO₂ è stata precedentemente estratta dall'aria per la crescita della biomassa. Pertanto, l'accoppiamento biomassa-CCS può garantire una effettiva rimozione del carbonio dall'atmosfera in misura pari alla quantità sequestrata dalla biomassa durante la crescita. Parzialmente diverso è il discorso laddove la biomassa consista in rifiuti, ad esempio di origine urbana. In questo caso infatti, facendo riferimento al processo di incenerimento, nel quale si produce una quantità di CO₂ pari a circa 1 Mg per Mg di rifiuto, solo una frazione, pari a circa il 30-50%, può essere considerata di origine biogenica.

In Figura 4 (8) sono illustrati i principali percorsi per le combinazioni biomasse-CCS. Le biomasse possono essere direttamente utilizzate per la generazione di energia in sistemi tradizionali di combustione; in questo caso, la cattura della CO₂ deve essere effettuata a valle della camera di combustione (*post-combustione* o *combustion with PCC* in Figura 3). In alternativa, si può realizzare la combustione, utilizzando ossigeno come comburente; in questo caso, la CO₂ ad elevata purezza può essere ottenuta per semplice condensazione del vapore d'acqua contenuto nei fumi. Entrambe le combinazioni possono essere in principio utilizzate per il retrofitting di impianti esistenti, sebbene la dimensione attuale dei sistemi di recupero energetico alimentati a biomasse potrebbe rendere questi sistemi poco ef-

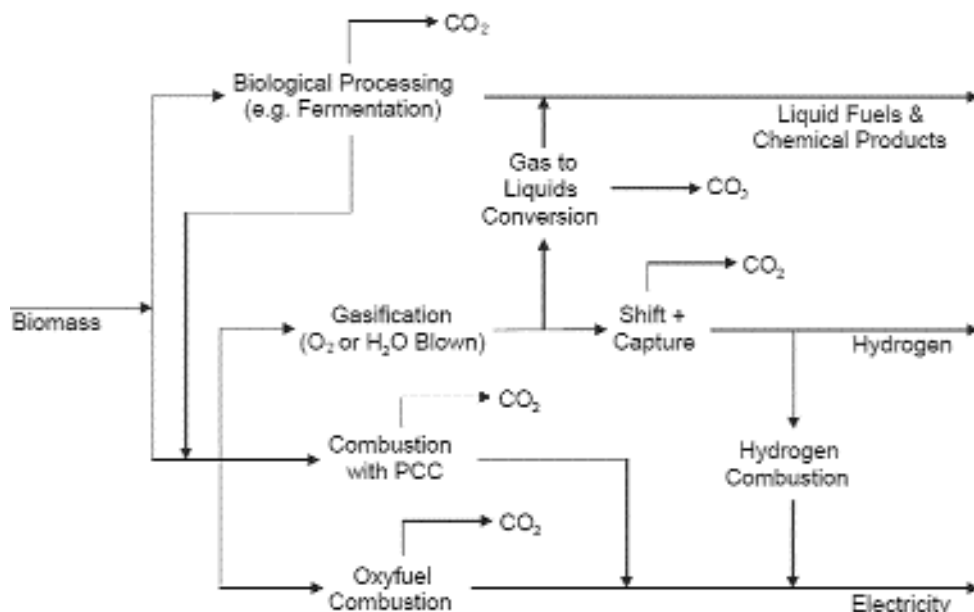


Fig. 4. Percorsi di combinazione biomassa-CCS (8).

ficienti. In alternativa a sistemi tradizionali di combustione, le biomasse potrebbero essere utilizzate in sistemi di gassificazione per la generazione di syngas, che può essere utilizzato tal quale o meglio ulteriormente convertito in idrogeno mediante reazione di gas-shift e successiva separazione *pre-combustione* della CO_2 . Tale separazione potrebbe essere facilitata se la gassificazione venisse effettuata in corrente di ossigeno

Tecniche di cattura della CO_2

Per quanto concerne la cattura *post-combustione*, le tecniche di separazione disponibili sono varie (9); la più utilizzata attualmente per separare la CO_2 dagli altri gas è il *lavaggio (scrubbing) della corrente gassosa in una soluzione a base di ammine*. Esaurita la loro funzione nelle torri di lavaggio, le ammine vengono successivamente rigenerate termicamente, rilasciando anidride carbonica pura. Le stesse tecniche di cattura possono essere implementate su centrali elettriche con differenti tecnologie di produzione e, in linea generale, su gran parte degli stabilimenti industriali mediante l'impiego di ulteriori processi per la "pulizia" del gas. Con le tecnologie attuali è possibile raggiungere efficienze di recupero e di purezza del gas del 98% e del 99% rispettivamente, sebbene la bassa concentrazione di anidride carbonica nelle emissioni costringa al trattamento di grandi volumi di gas rendendo così poco economico il processo. Un ulteriore svantaggio dovuto alla bassa concentrazione di CO_2 è quello di dover impiegare solventi particolari per la sua cattura, la rigenerazione dei quali, ai fini del rilascio della sostanza, richiede grandi quantitativi di energia; la ricerca però si sta muovendo in questo senso per la produzione e l'utilizzo di solventi particolari in grado di ridurre del 40% la richiesta energetica per la rigenerazione.

Un metodo alternativo per incrementare la concentrazione di CO_2 è la *cattura pre-combustione*, questa tecnica prevede la reazione del combustibile con ossigeno e/o vapore per dare principalmente monossido di carbonio (CO) e idrogeno (H_2). Il CO viene fatto reagire in un reattore catalitico, *shift converter*, per produrre CO_2 e ulteriore H_2 , miscela nota anche come *syngas*. La CO_2 viene successivamente separata e l' H_2 utilizzato come combustibile in centrali turbogas a ciclo combinato. Il processo, in linea di principio, risulta lo stesso sia per combustibili fossili che per biomasse. Sebbene questo tipo di tecnica implichi un cambiamento più radicale nel "disegno" di centrale, la tecnologia è già largamente utilizzata nella produzione industriale dell'ammoniaca ed in altri processi, quindi risulta sufficientemente affidabile. L'idrogeno prodotto nella fase di cattura, se non utilizzato come combustibile in turbina, potrebbe essere alternativamente impiegato nella produzione di energia elettrica in celle a combustibile.

La concentrazione di anidride carbonica potrebbe essere fortemente incrementata utilizzando ossigeno puro (O_2) come comburente al posto dell'aria, sistema di

combustione chiamato *oxyfuel*. Una versione prevede di modificare la combustione a singolo stadio bruciando carbone in atmosfera di O₂ generando un prodotto di combustione privo di azoto (N₂) e costituito soltanto da CO₂ e vapor acqueo che risultano più facili da separare. Una seconda versione modifica il sistema a ciclo combinato della gassificazione del carbonio usando O₂ invece che aria come comburente in una turbina a gas per bruciare la miscela di CO e N₂ in uscita dal gassificatore; anche con questa soluzione si otterrebbero come prodotti finali CO₂ e vapor acqueo. Il vantaggio del sistema *oxyfuel* è rappresentato dalla elevata concentrazione percentuale di CO₂ nei gas (maggiore del 90%), ma comporta elevati costi capitali e l'impiego di energia per la produzione di O₂; inoltre non esistono ancora materiali strutturali in grado di sopportare le elevate temperature generate dalla combustione in ossigeno anziché aria, anche se una possibile soluzione già in fase di sviluppo è quella di riutilizzare parte della CO₂ prodotta durante la combustione per poter controllare le temperature.

L'anidride carbonica può essere catturata e separata da altri gas anche mediante tecnologie diverse dallo scrubbing con soluzioni a base di ammine, in particolare tramite raffreddamento e condensazione oppure mediante adsorbimento. La *separazione criogenica* è ampiamente diffusa per quelle applicazioni industriali in cui i flussi gassosi presentano concentrazioni di biossido di carbonio superiori al 90%. Un grande svantaggio per la tecnica criogenica è il grande utilizzo di energia per la refrigerazione del flusso gassoso, in particolare per flussi molto diluiti. Inoltre, per i flussi ricchi di acqua in fase vapore, questa deve essere preventivamente separata per evitare problemi di processo. Di contro però, questa tecnica, possiede l'enorme vantaggio di rendere immediatamente disponibile la CO₂ in fase liquida, ovvero nello stato di aggregazione ideale per certe tipologie di trasporto. La separazione criogenica viene normalmente applicata a gas ad elevate concentrazioni di CO₂ e ad elevate pressioni, in catture di pre-combustione o ad ossicombustione. Le membrane utilizzate nella separazione dei gas, possono essere di diverse tipologie: porose inorganiche, al palladio, polimeriche o zeoliti. Generalmente l'impiego di una singola membrana non garantisce il raggiungimento di elevate efficienze di separazione, pertanto vengono previste configurazioni di membrane a più stadi con l'eventuale ricircolo di uno o più flussi gassosi; ciò ne incrementa la complessità, il consumo di energia ed i costi. Per la separazione della CO₂ sono necessarie diverse membrane con differenti caratteristiche. Una tendenza recente è quella di studiare sistemi misti di membrane e solventi particolari per il lavaggio. Per un futuro vasto impiego delle membrane nella cattura dell'anidride carbonica in stabilimenti di produzione di energia è necessario un ulteriore sviluppo e avanzamento di questa tecnologia. L'*adsorbimento* invece impiega materiali solidi dalle caratteristiche adsorbenti, quali zeoliti e carboni attivi, per la separazione di CO₂ dalle miscele gassose. In un processo di tipo *Pressure Swing Adsorption* (PSA), la miscela gassosa fluisce attraverso un letto adsorbente ad elevata pressione fino a quando la concentra-

zione del gas che si vuole separare raggiunge l'equilibrio. Il letto viene quindi rigenerato riducendo la pressione. Nella tecnica di *Temperature Swing Adsorption* (TSA), il letto viene rigenerato incrementando la temperatura. PSA e TSA sono delle tecniche commercialmente utilizzate per la separazione di gas ed in alcuni casi vengono impiegate nella produzione di H_2 e per la separazione di CO_2 dal gas naturale. L'adsorbimento non viene ancora considerato come un processo implementabile su vasta scala per la cattura di CO_2 in quanto la capacità e la selettività da parte dei materiali adsorbenti attualmente disponibili sono piuttosto basse. Anch'esso, però, potrebbe risultare interessante se impiegato congiuntamente ad un'altra tecnica di separazione.

Costi della cattura di CO_2

I costi di diversi sistemi di cattura sono riportati in Tabella 4, dove sono confrontati con i costi di trasporto e di diverse tecnologie di stoccaggio. I costi di cattura riportati sono riferiti ad impianti per la generazione di energia basati su combustibili fossili. Nel caso di impianti basati sulla combustione di biomassa, i costi stimati possono essere superiori in considerazione del fatto che la taglia di questi impianti (<100 MW) è inferiore rispetto a quelli basati su combustibili fossili. Inoltre, ai costi di cattura, vanno aggiunti i costi legati alla sostituzione dei combustibili fossili con le biomasse, che sono stati discussi in precedenza.

Assumendo un impianto BIG/CC di potenza pari a 100 MW, le emissioni di CO_2 sarebbero di fatto azzerate ad un costo di circa 100 Euro/ton. Accoppiando un sistema di cattura e sequestro di CO_2 , una equivalente quantità di CO_2 sarebbe di fatto rimossa dall'atmosfera ad un costo di circa 50 Euro/ton. Mediamente, il costo necessario per evitare l'emissione di una tonnellata di CO_2 sarebbe di circa 75 Euro, ai quali vanno aggiunti circa 10 Euro per il trasporto al sito di stoccaggio ed il sequestro. In questo modo, il costo complessivo di un sistema BIG/CC – CCS equivarrebbe a circa 85 Euro/ton di CO_2 evitata.

Come già accennato in precedenza, applicare la CCS ad impianti che utilizzano biomassa o biomassa e carbone consentirebbe di ottenere emissioni inferiori o addirittura negative, laddove il tasso annuale di raccolta della biomassa non superi il tasso di crescita annuale. In questo modo i costi della CCS si ridurrebbero, anche in considerazione del valore di mercato associabile ad una riduzione delle emissioni di CO_2 . In linea generale, la realizzazione di impianti di generazione di energia da biomasse di grandi dimensioni consentirebbe di beneficiare di economie di scala, riducendo i costi dei sistemi CCS a valori prossimi a quelli di impianti a combustibili fossili. Va comunque rilevato che allo stato attuale, non esiste esperienza su impianti a biomasse di grande scala e sulla loro fattibilità; le stime dei costi e del potenziale di questa tecnologia sono pertanto difficili da effettuare.

Tab. 4. Costi di cattura e stoccaggio della CO₂ (2).

Componenti del sistema CCS	Costi	Note
Cattura da centrale elettrica a carbone o a gas	12-60 Euro/ton CO ₂ catturata	Costi netti comparati rispetto allo stesso impianto senza cattura
Cattura da impianto per la produzione di ammoniaca	4-45 Euro/ton CO ₂ catturata	Costi riferiti a sorgenti ad alta purezza che richiedono essiccamento e compressione
Cattura da altre industrie	20-95 Euro/ton CO ₂ catturata	L'intervallo di valori riflette un range di diverse tecnologie e combustibili
Trasporto	1-6 Euro/ton CO ₂ trasportata	Per pipeline di 250 km e portate tra 5 e 40 Mton CO ₂ /anno
Immagazzinamento geologico	0.4-6 Euro/ton CO ₂ iniettata	Esclude guadagni EOR-ECBM
Immagazzinamento oceanico	4-25 Euro/ton CO ₂ netta iniettata	Include trasporto offshore 100-500 km
Carbonatazione minerale	40-80 Euro/ton CO ₂ netta mineralizzata	Valori relativi alle migliori condizioni testate ad oggi

Conclusioni

Dallo scenario che si è descritto appare evidente che per affrontare il problema della stabilizzazione dei livelli di anidride carbonica in atmosfera risulta indispensabile l'adozione di una strategia organica costituita da una serie di azioni di riduzione mirate, sia a monte che a valle dei processi di combustione. Dai dati relativi al panorama italiano si evince però che ancora molti sforzi devono essere fatti in questa direzione poiché una strategia improntata soltanto, o in massima parte, sul risparmio energetico non risulta soddisfacente né dal punto di vista economico né da quello ambientale; si deve dunque far ricorso allo sviluppo di nuove tecnologie. In questa ottica i processi di cattura e sequestro della CO₂ integrati con sistemi di generazione di energia basati su biomasse, costituiscono una delle poche soluzioni tecnologiche in grado non solo di stabilizzare, ma addirittura di ridurre la quantità di carbonio contenuto nell'atmosfera. Tale integrazione potrebbe essere in principio realizzata anche in sistemi tradizionali di recupero energetico, basati sulla combustione della biomassa, ad esempio negli inceneritori di rifiuti solidi; il retrofitting di impianti di combustione esistenti risulterebbe però penalizzato in termini energetici e di costi dalla bassa concentrazione di CO₂ nei fumi di combustione. Più efficace risulterebbe invece l'integrazione con sistemi di generazione di energia basati sulla gassificazione di biomasse, specialmente laddove condotta in flusso di ossigeno, in considerazione della maggiore concentrazione di CO₂ nel gas prodotto.

Bibliografia

1. Watson R.T., Climate Change 2001: Synthesis Report, Cambridge University Press, UK, 2001
2. IPCC 2005 (Intergovernmental Panel on Climate Change), Metz B., Davidson O., De Coninck H., Meyer L. (eds.), IPCC Special Report on Carbon Dioxide Capture and Storage, Cambridge University Press, UK, 2005
3. Socolow R.H., Pakala S.W., Carbonio sotto controllo, *Le Scienze*, 459:40-48 (2006)
4. APAT 2006, Italian Greenhouse Gas Inventory 1990-2004, National Inventory Report 2006
5. ENEA 2006, Presentazione del Rapporto energia e ambiente. Università degli Studi di Roma "Tor Vergata", Roma, 2006
6. Ni M., Leung D., Leung M., Sumathy K., An overview of hydrogen production from biomass, *Fuel Processing Technology*, 87:461-472 (2006)
7. Dornburg V., Lewandowsky I., Patel M., Comparing the land requirements, energy savings and greenhouse gas emissions reduction of biobased polymers and bioenergy, *J. of Industrial Ecology*, 7:93-116 (2004)
8. Rhodes J.S., Keith D., Engineering economic analysis of biomass IGCC with carbon capture and storage, *Biomass and Bioenergy*, 29:440-450 (2005)
9. Baciocchi R., Mazzotti M., Storti G., Process design and energy requirements for the capture of carbon dioxide from air, *Chemical Engineering and Processing*, 45:1047-1058 (2006)

**L'INFORMAZIONE E LA CONCERTAZIONE
PER UN CONSENSO INFORMATO
E CONSAPEVOLE**

Criteri di localizzazione degli impianti sulla base degli impatti sui vari comparti ambientali

Paolo Bidello

Nel presente lavoro si illustra un modello per la localizzazione degli impianti a rilevante impatto ambientale come quelli di trattamento delle frazioni del ciclo integrato dei rifiuti mutuato dalla teoria statistica economica territoriale. Cosa succede quando si passa dallo spazio omogeneo teorico del regime di libera concorrenza allo spazio reale gravato da vincoli ambientali? Continuano ad esistere polarità che attraggono nuovi insediamenti? Esistono degli inibitori alla localizzazione? Da chi viene svolto tale ruolo? Per i decisori è pensabile affidarsi ai modelli della statistica ambientale per scegliere l'ottimo tra i siti possibili e per spiegare in maniera semplice le scelte operate in modo che queste siano condivise e sostenibili? Di seguito si tenta di dare una risposta a tali quesiti, soprattutto perché, se è vero che, nell'emergenza permanente in cui versano alcune regioni, si può essere più inclini ad accettare qualsiasi soluzione realmente praticabile come quella ottima, oggi è il momento di scegliere il nostro futuro ordinario ed è il momento di farlo bene.

Inquadramento

Una grande catena dove decide di aprire un nuovo punto di distribuzione e perché? Un genitore che iscrive il proprio bambino ad una nuova scuola sulla base di quali ragionamenti la sceglie? Perché scegliamo di fare la spesa in un certo negozio? Se decidiamo di spostarci con la macchina, qual'è o quali sono le discriminanti che ci fanno scegliere un determinato centro commerciale? Quale percorso scegliamo per arrivarci?

La risposta è sempre una sola: la massimizzazione dell'utilità. L'utilità è rappresentata dalla soddisfazione, dal vantaggio, dal risparmio di denaro e di tempo.

La statistica economica classica si occupa da tempo della teoria della localizzazione o delle *località centrali* in una delle sue branche applicative più affascinanti. Essa “ipotizza uno spazio omogeneo per la distribuzione delle caratteristiche strutturali della popolazione e l’accessibilità delle varie località ed ha come cardine l’affermazione che anche in campo sociale vige il principio della centralizzazione, ossia esiste un ruolo gerarchico tra i centri di maggiore importanza e località minori o sussidiarie, talché è possibile misurare il surplus di importanza degli uni rispetto alle altre” (Marbach, 1995).

Da un punto di vista schematico è possibile riconoscere la situazione ideale di spazio omogeneo nella Figura 1A. Ci si trova di fronte al caso teorico in cui vi è totale indipendenza tra i punti (unità statistiche territoriali zerodimensionali) localizzati sul territorio secondo una distribuzione casuale (*random*). La curva *ProbAllPnt*, che rappresenta la probabilità, dato un punto base, di trovare gli altri punti della distribuzione entro una certa distanza, assume la classica forma ad “S”. La curva *Prob1Pnt*, che invece rappresenta la probabilità, dato sempre un punto base, di trovare il suo vicino più prossimo entro una certa distanza, tende all’unità non appena viene raggiunta la distanza massima dei vicini più prossimi (*nearest neighbors*). Nella Figura 1B viene rappresentata una distribuzione spaziale in cui,

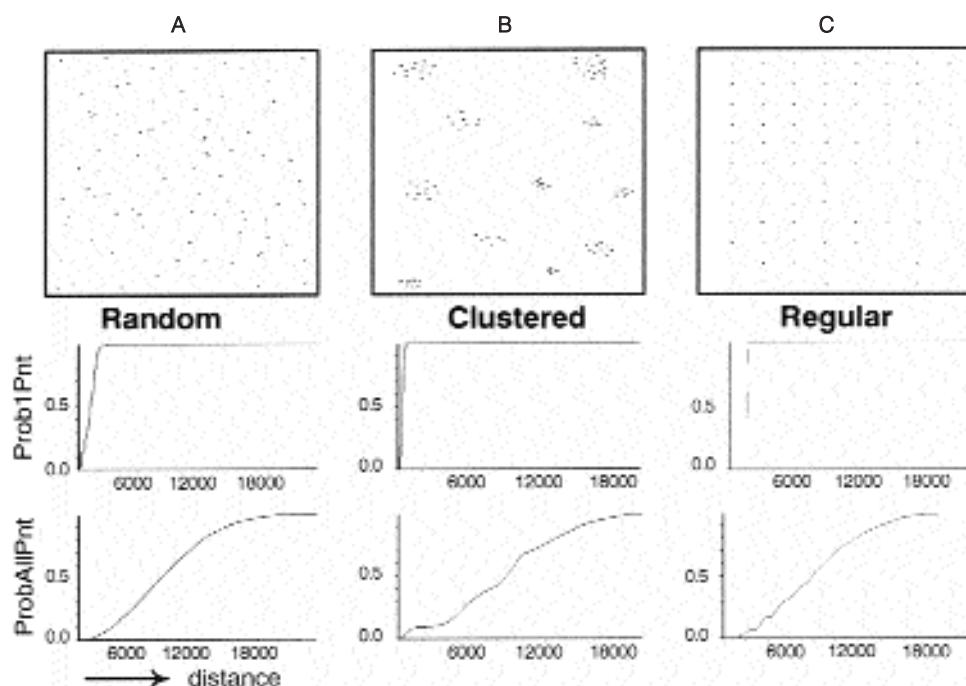


Fig. 1. (Tratta da ITC, 1997) Distribuzioni spaziali notevoli di agenti economici. Pattern CSR (Complete Spatial Randomness) A; Clustered B; Regular C.

di converso, viene a cadere almeno una delle ipotesi di indipendenza tra i punti o di omogeneità del territorio. Ci si trova di fronte a distribuzioni raggruppate (*clustered*) in cui la curva *Prob1Pnt* tende all'unità molto più rapidamente (dunque entro distanze minori) del caso ideale precedente e la curva *ProbAllPnt* presenta il caratteristico andamento a dente di sega. La distribuzione uniforme (*regular*) della Figura 1C è invece un caso intermedio tra le prime due e rappresenta uno spazio caratterizzato da determinati vincoli di localizzazione.

“Un approccio per riassumere in termini matematici la natura delle interazioni fisiche tra agenti economici nello spazio è basato sui cosiddetti modelli di gravitazione i quali fanno risalire l'intensità della interazione tra due individui alla loro reciproca forza attrattiva ed alla distanza che li separa” (Arbia ed Espa, 1996, p. 159).

In altri termini, secondo gli autori della statistica economico territoriale classica, un utente sarebbe attratto da una certa località tanto più fortemente quanto più è elevata una caratteristica intrinseca della località verso cui ci si dirige (capacità attrattiva) e tanto più debolmente quanto più è elevata la distanza che li divide.

In simboli, i modelli che esprimono tale legge assumono la forma:

$$@_{i,j} = k C_i \exp (-\beta D_{i,j}) \quad [1]$$

dove:

$@_{i,j}$ è l'attrattività esercitata dalla località polare i sulla località periferica j ;

C_i è la capacità attrattiva intrinseca del polo i ;

$D_{i,j}$ è la distanza tra la località polare i e la località periferica j ;

k è una costante dipendente dalla modalità usata per calcolare $D_{i,j}$ per tutte le coppie i, j ;

β è un parametro, con $0 < \beta < 1$.

La distanza è dunque un indicatore di accessibilità ed il parametro β , chiamato *frizione della distanza*, rappresenta la resistenza che offre lo spazio agli spostamenti degli individui. Tiene conto di tutte le motivazioni che si prendono in considerazione per non spostarsi da j ad i a causa della loro lontananza, a parità di capacità attrattiva di i . In sostanza β può rappresentare, secondo la teoria classica, la diseconomia connessa allo spostamento da j ad i e cioè lo svantaggio derivante dalla lontananza (costo del viaggio, tempo di percorrenza, ecc.) mentre, sotto il profilo ambientale può essere efficacemente visto come impatto sulle componenti ambientali a causa del trasporto di una data massa da j ad i .

Nella Figura 2 riportata di seguito, si mostra come, al variare del parametro β , l'attrattività di un polo i , a capacità attrattiva unitaria, varia in funzione dalla distanza della località periferica j . Nello stesso grafico, è riportato per confronto l'andamento dell'attrattività quando si prendono a riferimento leggi quadratiche della distanza del tipo *newtoniano*. Così fece Reilly (1929) che fu storicamente il

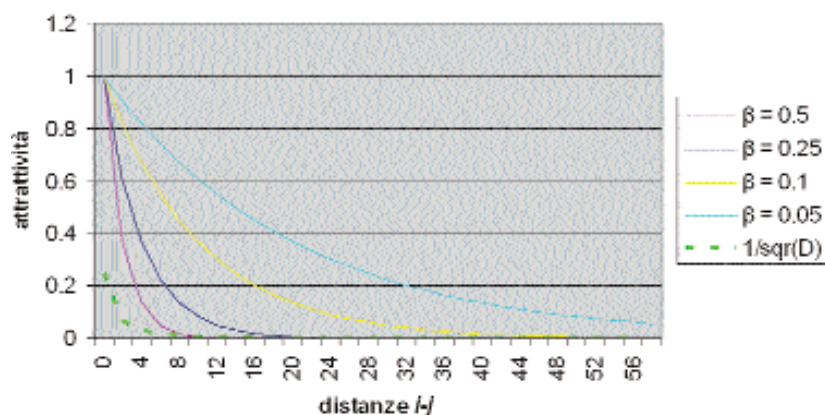


Fig. 2. Curve dell'attrattività al variare del parametro frizione della distanza β per capacità attrattive unitarie. Confronto con leggi newtoniane di tipo quadratico.

primo autore che si occupò della formulazione della teoria della attrattività e molti altri più moderni (es. D'Angelo, 1995; Bayley e Gatrell, 1995).

Per la località polare *i-esima*, data una rete cinematica ed assegnati i relativi parametri (tempi di percorrenza, larghezza dei tratti stradali, numero di corsie, velocità commerciali, velocità di punta, ecc.) è possibile costruire carte delle isocrone come quella rappresentata a titolo esemplificativo nella seguente Figura 3, ottenuta con un sistema informatico per il trattamento delle informazioni spaziali (GIS). Carte di questo genere permettono di visualizzare per isolinee o per differenti colorazioni (come quella mostrata) le distanze o i tempi di percorrenza da tutte le località periferiche del dominio territoriale in analisi verso la località polare assegnata.

La distanza D tra i e j non è da intendersi nella pratica come una semplice distanza euclidea (in linea d'aria) ma dipende dalla rete cinematica esistente sul dominio territoriale e dalla sua parametrizzazione.

La costante k , dunque, fissa per tutte le distanze $i-j$, la modalità con la quale esse sono calcolate (percorso più veloce, percorso più breve, esclusione di tratti a pedaggio, ecc.).

Quanto alla capacità attrattiva della località polare *i-esima*, questa rappresenta una caratteristica intrinseca della stessa località e cioè un indicatore della sua qualità. Per un centro commerciale, ad esempio, la capacità attrattiva può essere rappresentata dai prezzi praticati, dalla qualità dei prodotti, dalla varietà della scelta, dalla disponibilità immediata degli articoli, dalla possibilità di rateizzazione dei pagamenti, possibilità d'uso di carte di credito, presenza di parcheggi, altri servizi agli utenti, ecc. Per una scuola: qualità degli insegnanti e dei programmi didattici, attività extrascolastiche, prolungamento dell'orario, presenza di mense, di palestre, di laboratori, ecc.

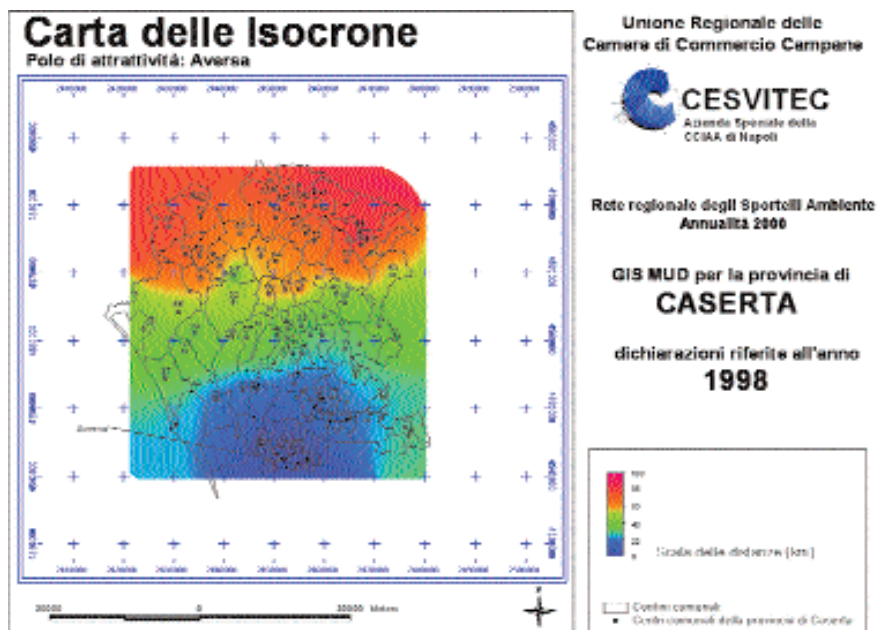


Fig. 3. Esempio di una carta delle isocrone. Le località periferiche sono rappresentate dai centri comunali della provincia di Caserta, mentre la località polare è rappresentata dal Comune di Aversa.

In altri termini ogni qualvolta che da una località periferica j ci si indirizza verso la località polare i vuol dire che la capacità attrattiva di i è predominante rispetto all'attrito della distanza $i-j$.

Sulla scorta di tale ragionamento, date due località polari i_1 e i_2 , si possono calcolare per tutte le località periferiche j di un dato dominio spaziale i rapporti:

$$R_j = @_{i_1,j} / @_{i_2,j} \quad [2]$$

Quando le [2] assumono valori unitari, vuol dire che per la località periferica j vi è indifferenza rispetto ad entrambe le località polari; quando il rapporto è maggiore dell'unità, vi è predominanza della località polare i_1 . Di converso, quando il rapporto è minore dell'unità è la località polare i_2 a predominare sulla località polare i_1 .

Dalla teoria dello spazio omogeneo al caso reale del territorio vincolato

Nella localizzazione di siti ad impatto ambientale rilevante, il problema della adeguata caratterizzazione e rappresentazione della qualità ambientale assume una fondamentale importanza.

L'aumento di pressione su un ambiente particolarmente sensibile o già caratterizzato da equilibri instabili tra le componenti ambientali, potrebbe comportare la perdita netta di risorsa da parte della collettività, con grave danno per la presente e le future generazioni. Nel delicato confronto con le popolazioni limitrofe ai siti da localizzare, i *decisori* dovrebbero disporre di modelli capaci di produrre informazioni di elevato livello qualitativo e contemporaneamente altamente fruibili anche da parte dei "non tecnici".

Mentre in regime di libera concorrenza è possibile riferirsi al modello teorico dello spazio omogeneo per l'insediamento di un nuovo centro o di molte altre attività commerciali, quando si ragiona sulla localizzazione di un impianto di trattamento di rifiuti si deve portare in conto l'universo dei fattori che fungono da inibitori. Tali inibitori pure esistono nello spazio economico omogeneo e fanno sì, ad esempio, che una catena di ristoranti non prenda mai in considerazione l'idea di aprire un nuovo esercizio adiacente ad uno proprio ristorante già esistente per evitare i cosiddetti fenomeni di *cannibalismo* commerciale. Gli inibitori, nel caso di installazioni di impianti a rilevante impatto ambientale, sono rappresentati dal collettivo dei vincoli (di natura normativa, amministrativa, derivanti dalla pianificazione, da caratteristiche strutturali geologiche, idrogeologiche o più squisitamente ambientali: specie ed habitat protetti, ecc.). Tutti i vincoli sopra enumerati a titolo esemplificativo, devono essere presi in considerazione come fattori inibitori assoluti e possono essere sovrapposti con operazioni logiche tra strati mediante strumenti informatici per il trattamento di informazioni spaziali.

Il risultato di tali operazioni consente di determinare macroaree esenti da vincoli e dunque potenzialmente capaci di ospitare nuovi insediamenti ad elevato impatto. In Figura 4 è mostrata a titolo esemplificativo la carta ottenuta dalla sovrapposizione dei vincoli considerati in Bidello (1999) per un dominio territoriale di analisi corrispondente alla provincia di Salerno.

Altri inibitori di natura sociale, pure fortemente vincolanti in problemi di localizzazione di installazioni ad impatto ambientale rilevante come quelli di trattamento delle frazioni solide del ciclo integrato dei rifiuti, sono rappresentati dall'opposizione delle popolazioni in correlazione spaziale con gli insediamenti in proposta. Tale opposizione è tanto più forte e ragionevole quanto più è scadente la scelta dei siti in proposta. Di converso c'è da dire che fenomeni di opposizione continua, regolare, persistente, ripetuta e uniforme sull'intero dominio regionale appaiono sistematici e facenti parte di un ben determinato progetto. Essi non possono essere giustificabili né ragionevoli e oltretutto prestano il fianco con grande evidenza alle speculazioni di chi trae profitti altrimenti non raggiungibili in situazioni di normalità.

Per riconoscere quale delle macroaree individuabili come esenti da vincoli è quella che esercita la maggiore attrattività su tutto il resto delle località periferiche del dominio territoriale in considerazione, è necessario calcolare le [1] per tutte le località periferiche j del dominio e verificare, nel caso anche con confronti a cop-

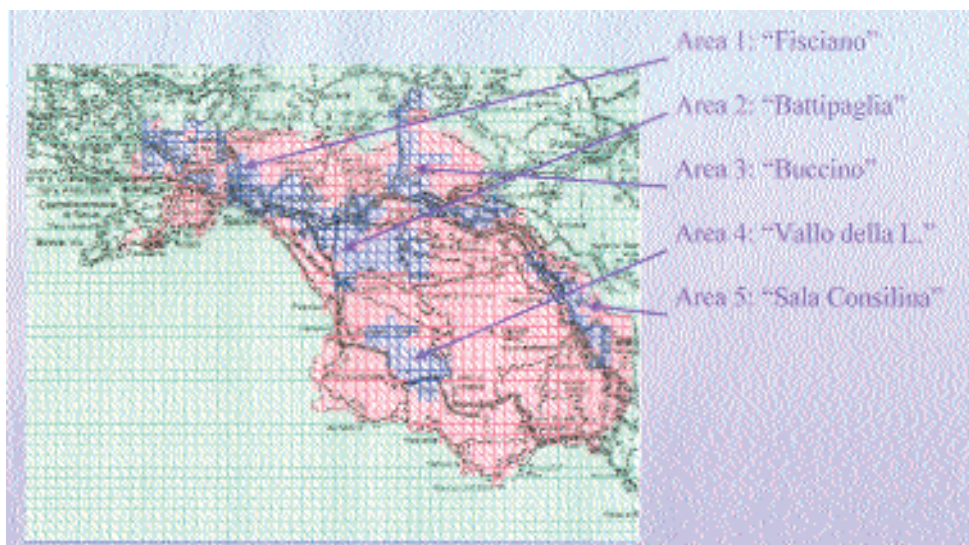


Fig. 4. Risultato dell'overlay logico dei fattori inibitori assoluti esistenti sul dominio territoriale corrispondente alla provincia di Salerno. Individuazione delle macroaree libere da vincolo.

pie da effettuarsi attraverso i rapporti espressi dalla [2], il comportamento delle località più estreme.

Nella modellazione della capacità attrattiva delle macroaree esenti da vincolo possono essere usati vari criteri. Sul piano formale devono essere trovate delle espressioni basate su indicatori semplici, capaci di rappresentare quanto più fedelmente possibile le caratteristiche discriminanti delle singole macroaree.

Tra queste si propongono:

- Estensione superficiale delle macroaree non soggette a vincolo: quanto più è estesa la superficie non soggetta a vincolo, più il territorio individuato è esente da fattori inibitori.
- Coefficienti di forma: aree di forma allungata (rapporto tra i semiassi principali molto maggiore dell'unità) non sono preferibili ad aree di pari estensione di forma più tozza (rapporto tra i semiassi pari circa all'unità) per il fatto che al proprio interno esse possono comunque essere non sufficientemente distanti a zone esterne vincolate o ad elevato pregio ambientale.
- Presenza di infrastrutturazione industriale: anche con riferimento a best practices normative (art. 19, comma 3 del D.Lgs. 22/97) "le regioni privilegiano la realizzazione di impianti di smaltimento e recupero in aree industriali, compatibilmente con le caratteristiche delle aree medesime, incentivando le iniziative di autosmaltimento" (vedasi anche l'art. 199, comma 3, lettera a del D.Lgs. 152/06).

Sulla scorta di tali riflessioni, la capacità attrattiva di ciascuna località polare può essere rappresentata simbolicamente dalla seguente:

$$C_i = S * (1/f) * (1+N_{IND}) \quad [3]$$

dove:

C_i è la capacità attrattiva intrinseca della località polare i calcolata con il modello proposto;

S è l'estensione della superficie esente da vincoli in cui è immersa i ;

f è un coefficiente di forma che viene misurato come rapporto tra il semiasse maggiore ed il semiasse minore dell'area in cui è immersa la località polare i ;

N_{IND} è il numero di insediamenti industriali presenti nella macroarea in cui è immersa i .

In altri termini la [3] fornisce la capacità attrattiva di un sito come estensione equivalente dell'area esente da vincoli ambientali in cui il sito stesso è ubicato. Tale superficie è aumentata di tante volte quanti sono gli insediamenti industriali presenti (aree ASI, altri insediamenti o distretti industriali ecc.) ed è pesata rispetto alla propria forma essendo penalizzata la sua estensione quando si presenta di genere nastriforme rispetto a domini territoriali più tozzi. Dimensionalmente la capacità attrattiva è espressa nella stessa unità di misura in cui viene espressa la superficie non vincolata (km², ha, ecc.).

Nella Figura 5 riportata di seguito si mostra il cartogramma dell'attrattività per un polo individuato nell'area industriale di Grottaminarda per la provincia di Avellino.

Quanto all'analisi che porta al riconoscimento delle macroaree esenti da vincoli sopra mostrata, c'è da chiarire che essa rappresenta un procedimento ricognitivo preliminare e che ogni successivo approfondimento di microscala deve comportare adeguate analisi di descrizione, riconoscimento e valutazione degli impatti che possono ingenerarsi verso tutte le componenti ambientali elementari.

È chiaro che tale analisi di microscala deve essere condotta a partire da un completo ed esaustivo esame del contesto ambientale, avendo cura di focalizzare l'attenzione su quelle componenti che presentano situazioni di particolare criticità e contemporaneamente possono essere in misura maggiore potenzialmente compromesse dalle sovrappressioni che dipendono dalla tipologia degli impianti e, non da ultimo, dalla loro tecnologia.

Per tutte le componenti si dovranno confrontare le ricadute prevedibili, anche con l'ausilio di modellistica evolutiva degli inquinanti, con i limiti previsti dalle norme vigenti ed accertare che esista compatibilità con i piani di risanamento, soprattutto in vista degli obiettivi di miglioramento della qualità delle componenti ambientali esaminate.

Ad esempio, per l'atmosfera, con riferimento ad un impianto di incenerimento dei rifiuti, l'analisi delle ricadute al suolo degli inquinanti calcolati con modelli evolutivi di trasformazione emissioni-concentrazioni (come ISCST e ISCLT di

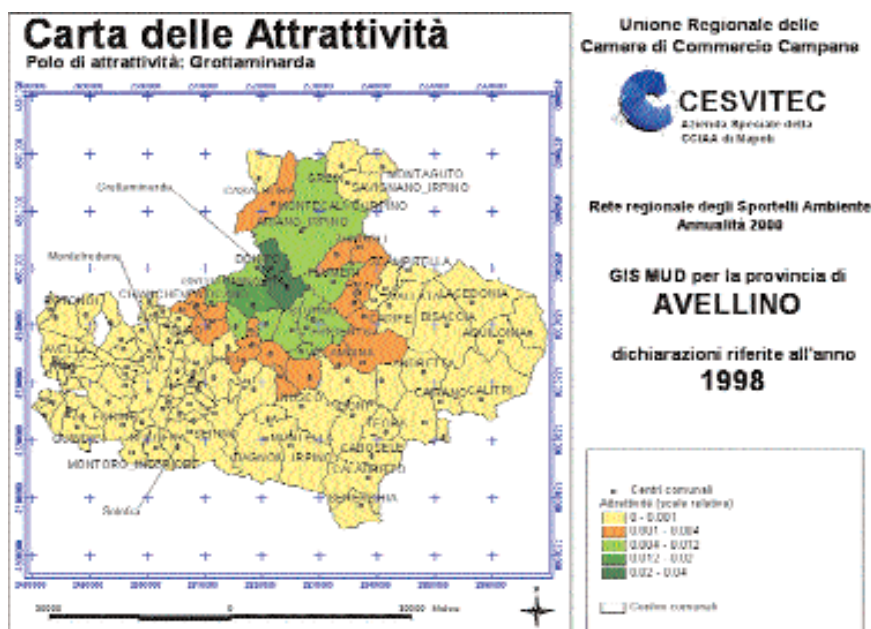


Fig. 5. Cartogramma dell'attrattività esercitata sui Comuni della provincia di Avellino dalla località polare Grottaaminarda.

EPA) dovrà essere in grado di garantire il rispetto dei limiti di concentrazione di tutti i parametri previsti dalla normativa, sia riguardo alla salute umana che alla salvaguardia e alla protezione delle altre specie viventi, anche in relazione agli obiettivi di qualità del piano di risanamento della qualità dell'aria regionale.

Lo studio evolutivo delle correnti inquinanti intorno agli impianti in proposta dovrà portare anche in opportuno conto, sia in scala locale che vasta, l'analisi delle possibili interazioni previste sugli habitat protetti dalla Direttiva comunitaria 92/43/CEE "Habitat" e sulle specie avifauniche di cui alla Direttiva 79/409/CEE "Uccelli". Ciò indipendentemente dal fatto che il sito prescelto ricada all'esterno (analisi delle macroaree esenti da vincoli) di aree Natura 2000 (Siti di Importanza Comunitaria e Zone di Protezione Speciale), in quanto il trasporto degli inquinanti o altre caratteristiche del nuovo impianto potrebbero fare risentire anche a lunga distanza i propri effetti sullo stato di conservazione dei valori naturali tutelati nel sito protetto dalle citate Direttive Comunitarie.

A valle della valutazione ingegneristica dei carichi ambientali ingenerati dall'opera e delle capacità intrinseche delle componenti ecologiche di assorbirli, comprendendo opportune analisi di deformabilità degli equilibri (temporanei o elastici; permanenti o plastici) tra le componenti ambientali medesime, vi deve essere comunque una fase procedurale in cui si dà *a chiunque sia interessato* la possibilità di esercitare il proprio sacrosanto diritto di: 1) essere informato circa la na-

tura, le dimensioni e gli impatti presumibili dell'opera sull'ambiente; 2) potere intervenire apportando nuove informazioni e controdeduzioni al processo decisionale che termina con la costruzione dell'opera in proposta (eventualmente con modifiche o prescrizioni) o con la sua definitiva bocciatura. Tanto è previsto dalle Direttive Comunitarie dal 1985 (85/337 così come modificata e integrata dalla 97/11, fino alla più recente 2003/35) che sono sovraordinate alle norme dello Stato e inspiegabilmente pure disattese nel nome dell'emergenza.

Aree di mercato

In ricerche condotte su alcune province campane per l'Unione regionale delle Camere di Commercio, si è mostrato che è fondamentale il risultato dell'analisi geografica quali-quantitativa delle frazioni dei rifiuti da avviare a trattamento specifico. Ad esempio, per la localizzazione ottima di un impianto di compostaggio si dovrà tenere ben in conto la distribuzione geografica delle quantità producibili in ciascuna delle località periferiche di un dato dominio spaziale; per un impianto di cernita e valorizzazione delle singole frazioni costituenti il rifiuto secco recuperabile multimateriale, la distribuzione spaziale dei quantitativi di multimateriale raccolti; per una discarica di tal quale, la distribuzione dei quantitativi di rifiuto secco non recuperabile ecc.

In altri termini l'analisi condotta ha confermato che quando si conduce un'analisi finalizzata alla localizzazione di determinati impianti di trattamento di frazioni di rifiuti, non è appropriato considerare solamente l'informazione *quanti rifiuti vengono prodotti?* ma deve essere soprattutto tenuta in conto l'informazione *dove vengono prodotti tali quantitativi?*

Dato un certo dominio spaziale, un operatore economico realizza il 100% del proprio vantaggio sul 100% del dominio, a patto che sia disposto a coprire la distanza che separa la propria sede stabile da tutte le località periferiche più remote del dominio spaziale dato. Però può succedere che l'operatore economico si accorga che, rinunciando ad una parte dei profitti provenienti dalle località più periferiche, realizzi più vantaggio in relazione alle distanze coperte. La massimizzazione del vantaggio viene conseguita quando si raggiunge il massimo profitto rispetto alla minima area e dunque alla minima distanza coperta (Figura 6).

Sulla scorta di tale presupposto, è possibile determinare il massimo vantaggio economico ed ambientale nella localizzazione di un nuovo impianto per il trattamento di rifiuti quando si sovrappongono alle carte dell'attrattività le carte della produzione di rifiuti.

Dalle carte dell'attrattività si determinano le località periferiche che sono naturalmente attratte da una località centrale mentre dalle carte della produzione è ricavabile il quantitativo di rifiuti (o di frazioni nobili riciclabili) disponibile nelle località periferiche individuate.

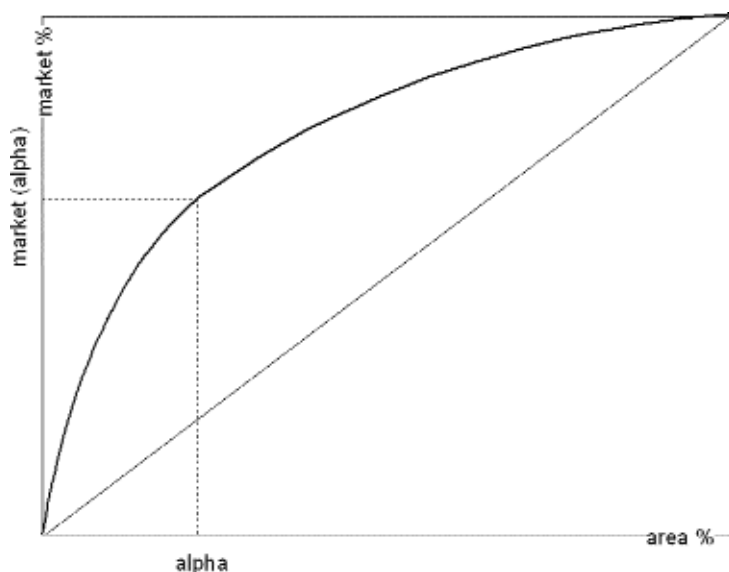


Fig. 6. Area di mercato connessa ad un certo livello di copertura α .

La localizzazione è ottima quando viene massimizzato il quantitativo di rifiuti o di frazioni nobili disponibili rispetto alla superficie attratta dalla località centrale.

Nella Figura 7, per la provincia di Avellino, considerando come località centrale l'area industriale di Grottaminarda, rispetto alle frazioni compostabili prodotte nella stessa provincia, si nota che dalle località periferiche maggiormente attratte, si ottiene la disponibilità di circa il 44% di rifiuti compostabili prodotti nell'intera provincia, *drenando* solamente il 18,5% della superficie provinciale.

Similmente, nella provincia di Salerno, prendendo in considerazione la macroarea libera da vincoli che comprende l'area industriale di Battipaglia, solamente considerando tutti i comuni con popolazione maggiore di cinquemila abitanti compresi tra le località periferiche maggiormente attratte, ci si accorge che essi contribuirebbero con ben il 70% della produzione provinciale ad alimentare un ipotetico impianto di recupero energetico di Rifiuti Urbani, a fronte di solo il 25% della superficie provinciale *drenata*.

Conclusioni

Nel presente lavoro si è mostrato un modello che consente di individuare la macroarea ottima, tra quelle esenti da vincoli di varia natura in un dato dominio territoriale, in modo che si realizzi il massimo vantaggio economico ed ambientale nella localizzazione di un nuovo impianto di trattamento delle frazioni solide del ciclo integrato dei rifiuti. Esso rappresenta un procedimento ricognitivo prelimi-

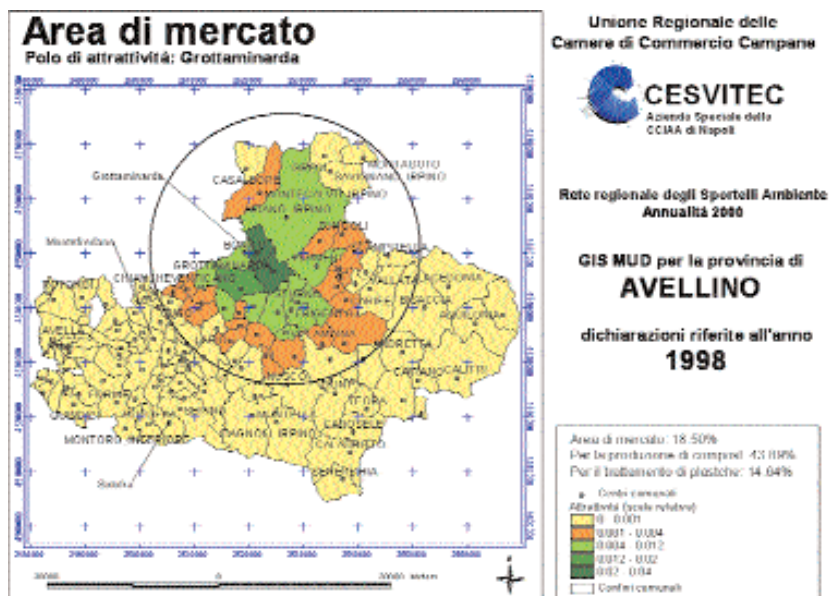


Fig. 7. Area di mercato per un ipotetico impianto di compostaggio localizzato nell'area industriale di Grottaminarda nella provincia di Avellino. A fronte della copertura di solo il 18,5% della superficie provinciale, sarebbe disponibile circa il 44% del rifiuto compostabile prodotto nell'intera provincia.

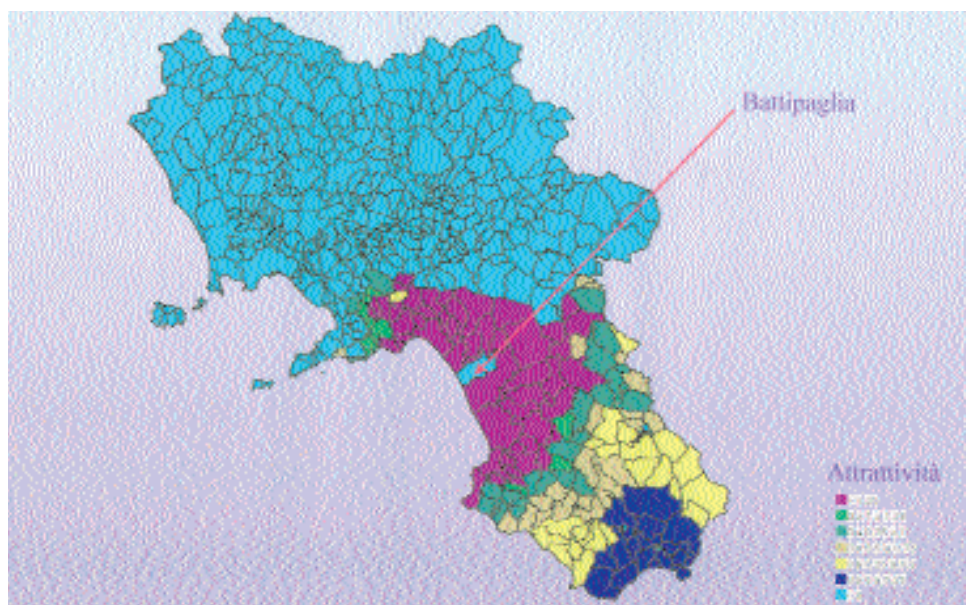


Fig. 8. Attrattività di un sito ubicato nell'area industriale di Battipaglia (provincia di Salerno) per un ipotetico impianto di recupero energetico da rifiuti urbani. Solamente considerando tutti i comuni con popolazione maggiore di cinquemila abitanti compresi tra le località periferiche maggiormente attratte, a fronte della copertura di solo il 25% della superficie provinciale, sarebbe disponibile circa il 70% del rifiuto urbano prodotto nell'intera provincia.

nare che deve essere seguito da un approfondimento in microscala che comprenda adeguate analisi di descrizione, riconoscimento e valutazione degli impatti che possono ingenerarsi verso tutte le componenti ambientali elementari. Lo studio evolutivo degli effetti connessi ai nuovi impianti in proposta dovrà anche comprendere l'analisi dell'incidenza (art. 5 del DPR 8 settembre 1997, n. 357 così come modificato dall'art. 6 del DPR 12 marzo 2003 n. 120) sugli habitat di cui alla Direttiva comunitaria 92/43/CEE "Habitat" e sulle specie avifauniche di cui alla Direttiva 79/409/CEE "Uccelli". Ciò indipendentemente dal fatto che il sito prescelto ricada all'esterno di aree Natura 2000, in quanto gli impatti ingenerati dal nuovo impianto potrebbero produrre effetti negativi, anche a lunga distanza, sullo stato di conservazione dei valori naturali tutelati nei siti protetti dalle citate Direttive Comunitarie.

A valle della valutazione ingegneristica dei carichi ambientali ingenerati dall'opera e delle capacità intrinseche delle componenti ecologiche di assorbirli, deve comunque seguire una fase procedurale in cui sia garantito *a chiunque sia interessato* il diritto sancito dalle Direttive Comunitarie (vedasi in particolare le DD. 85/337; 97/11; 2003/35) di essere informato circa la natura, le dimensioni e gli impatti presumibili dell'opera sull'ambiente e di potere partecipare al processo decisionale.

Solo se si propongono scelte derivanti da ragionamenti condivisibili e spiegabili semplicemente ai cittadini è possibile assicurarsi la partecipazione e la responsabilizzazione uniforme del territorio nella costruzione di alternative sostenibili e giustificabili nel tempo.

Nota finale

Quanto contenuto nella presente memoria rappresenta il risultato di studi condotti dall'Autore dal 1997 con l'Università degli Studi di Napoli Parthenope e con l'Unione Regionale delle Camere di Commercio Campane. Esprime esclusivamente l'opinione dell'Autore e non rappresenta eventuali distinte posizioni ufficiali sinora assunte o assumibili in futuro dal Ministero dell'Ambiente, della Tutela del Territorio e del Mare.

Bibliografia

- Arbia G., Espa G., Statistica Economica Territoriale, CEDAM, Padova, 1996
 Arena U. & Mastellone M.L. Alcuni aspetti della Gestione Integrata dei Rifiuti Solidi Urbani, in Piano Regionale per lo Smaltimento dei Rifiuti in Campania, BURC del 14/7/97
 Bailey T. & Gatrell A., Interactive Spatial Data Analysis, Longman Group Limited, 1995
 Bidello P., Un modello statistico territoriale per la localizzazione di opere ad impatto ambientale rilevante, in Atti del convegno ASITA99 (Associazioni scientifiche per le Informazioni

- territoriali ed ambientali): Informazioni territoriali e Rischi Ambientali, Napoli, novembre 1999
- D'Angelo G., Elementi di statistica spaziale, Monduzzi, Bologna, 1995
- Reilly W.J., Methods for the Study of Retail Relationships, *University of Texas Bulletin*, 2.944, Nov. (1929)

Concertazione istituzionale: le buone pratiche del “Caso Torino”

Giusi Di Bartolo, Daniele Zacchigna

L'intervento in esame ha per oggetto la realizzazione di un impianto di termovalorizzazione (in zona Gerbido, Torino), dotato di recupero energetico, per la combustione di rifiuti solidi urbani residui dalla raccolta differenziata (RSU) e di rifiuti speciali assimilabili agli urbani (RSA), la cui potenzialità è stata individuata dalla Provincia di Torino in sede di programmazione (Programma Provinciale di Gestione dei rifiuti, aggiornamento del 2005).

L'impianto di termovalorizzazione consentirà il recupero energetico dai rifiuti residui da raccolta differenziata spinta (in sede di programmazione è previsto il raggiungimento del 50% di raccolta differenziata contestualmente all'avvio dell'impianto stesso), nonché dai rifiuti speciali assimilabili agli urbani, attraverso la conversione del calore di combustione dei rifiuti in energia elettrica e termica da immettere nelle reti elettriche e di teleriscaldamento.

Il progetto del Termovalorizzatore prevede anche una serie di interventi funzionali alla realizzazione del progetto stesso ed al suo inserimento nel territorio, tra i quali:

- interventi viabilistici per ottimizzare l'accesso all'impianto senza interferire con le funzioni già presenti nel territorio interessato;
- accesso da e verso lo scalo ferroviario di Orbassano attraverso la linea ferroviaria per FIAT Mirafiori adiacente al sito dove è prevista la realizzazione dell'impianto;
- opere per l'allacciamento dell'impianto alle reti metropolitane di teleriscaldamento;
- realizzazione di un elettrodotto ad alta tensione in cavo interrato per l'allacciamento dell'impianto alla Rete Nazionale di Trasmissione (RNT).

Il contesto

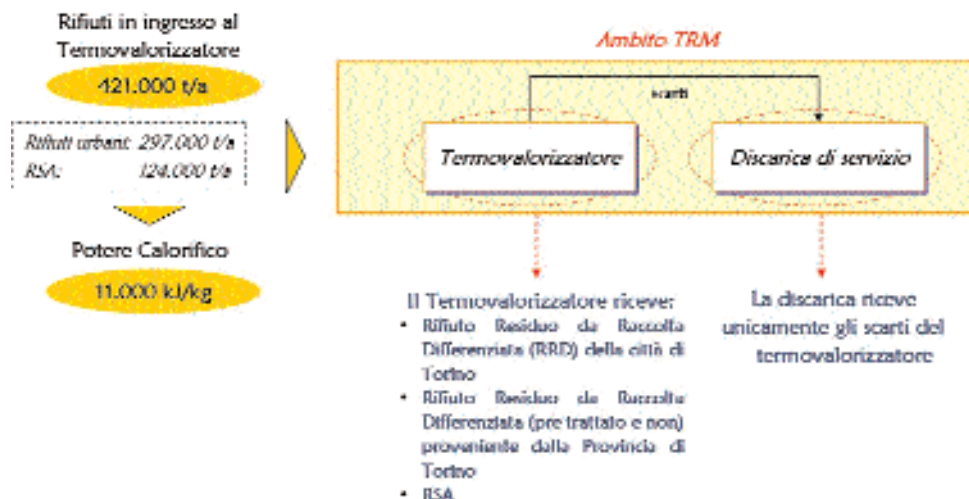
Il problema della gestione dei rifiuti nella Provincia di Torino nel corso degli ultimi anni ha assunto importanza via via crescente, a causa dell'approssimarsi dell'esaurimento della discarica di Basse di Stura (fine 2009) che ha di fatto sorretto fino ad oggi il sistema.

Il sistema di gestione

Fin dal 1998 il Programma provinciale di gestione dei rifiuti (PPGR) prevedeva un sistema integrato di gestione dei RSU e assimilati, combinando raccolta differenziata, trattamenti meccanico-biologici (nel seguito "pretrattamento") e incenerimento.

Relativamente agli impianti di pretrattamento dell'indifferenziato il PPGR del 2005 introduceva una rete diffusa di impianti legati principalmente alla necessità di risposta normativa al D.lgs 36/03. Tuttavia lo sviluppo registrato dalle RD e la proroga dei termini di cogenza della normativa hanno permesso di rivedere la necessità di realizzazione di questi impianti, in quanto le azioni già effettuate e quelle previste nel periodo 2006-2008 soddisfano le condizioni di smaltimento in discarica dei rifiuti anche senza pretrattamento. Tali sviluppi sono stati recepiti nella redazione del PPGR 2006, conducendo ad un sistema integrato di gestione dei rifiuti basato sulla raccolta differenziata e sulla termovalorizzazione.

Il fabbisogno complessivo di trattamento termico è valutato dal PPGR 2005 (su cui è basata la progettazione dell'impianto di Gerbido) in 695.000 tonnellate/anno



suddivise su due impianti a servizio della zona Sud della Provincia (421.000t/a, oggetto di questa memoria) e della zona Nord (274.000 t/a).

La pianificazione territoriale

Parallelamente allo sviluppo del sistema di gestione dei rifiuti, anche la pianificazione territoriale correlata ha subito una sostanziale evoluzione.

Originariamente lo stesso PPGR prevedeva la suddivisione del territorio della provincia di Torino in Consorzi di bacino, per la gestione unitaria dei servizi di raccolta, della raccolta differenziata, del trasporto e degli impianti di supporto alla raccolta differenziata, ed in "aree di pianificazione" (cioè associazioni di più consorzi) per la gestione associata degli impianti di incenerimento e di smaltimento finale.

In mancanza totale di impianti esistenti, il Programma prevedeva di realizzare un impianto nell'area "Sud-Est" della provincia (gravitante sulla città di Torino), un secondo impianto nell'area "Sud-Ovest" ed eventualmente un terzo impianto in area Nord.

Nel 1999 prese avvio la procedura per la costituzione dell'area di Pianificazione Sud Est (bacino di utenza di circa 1.250.000 abitanti) e per la realizzazione dei relativi impianti di trattamento e smaltimento finale.

Prima che si addivenisse alla costituzione formale dell'associazione di area di Pianificazione Sud-Est, entrò in vigore la nuova legge regionale 24 ottobre 2002 n. 24, la quale per la realizzazione e gestione degli impianti di recupero e smaltimento finale, non prevede "aree di Pianificazione", ma una (unica) Associazione di Ambito territoriale ottimale (ATO) tra i consorzi di bacino – quindi un consorzio di consorzi – coincidente con il territorio di ogni provincia.



Il rapporto tra Provincia e ATO

La legge attribuisce alla Regione il compito di definire gli schemi di convenzione e di statuto, sia dei consorzi di Bacino sia di Associazione d'Ambito; detti schemi sono stati approvati con deliberazione Giunta Regionale nel maggio 2003. È quindi seguita la fase di adattamento, o nuova costituzione, di consorzi di Bacino e l'avvio della procedura per la costituzione dell'Associazione di Ambito.

Nel frattempo per il territorio dell'(ex) area di Pianificazione Sud Est era già stata compiuta una buona parte dell'istruttoria tecnica necessaria per la selezione dei siti idonei e, contemporaneamente, si veniva a profilare una situazione di emergenza, dovuta alla prossima cessazione dell'attività della discarica torinese di Basse di Stura (il Bacino 18, corrispondente all'intera città di Torino è quello che genera la maggior quantità di RSU da recuperare e smaltire).

Ciò rendeva necessario affrettare l'iter necessario per la costruzione dell'impianto di trattamento termico. E, in attesa della formale costituzione dell'Associazione d'Ambito, le scelte dovevano essere condivise da una cerchia di soggetti più ampia di quella che avrebbe dovuto costituire, in origine, l'area di Pianificazione Sud-Est.

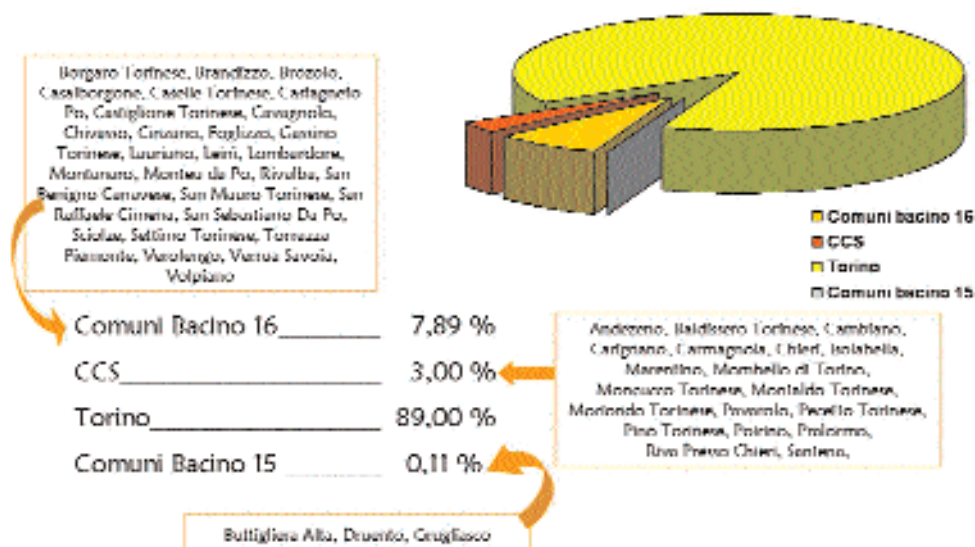
Pertanto, nelle more della costituzione dell'Associazione di Ambito, la Provincia di Torino, in considerazione delle suddette motivazioni, si è determinata ad assumere, in via surrogatoria e transitoria, i poteri spettanti all'Associazione d'Ambito che ancora non era costituita. A seguito della costituzione formale, il Consorzio Associazione d'ambito Torinese per il governo dei rifiuti (Ottobre 2005) ha confermato e fatto propri gli atti assunti dalla Provincia in via surrogatoria.

La società

Nel mese di luglio 2002, i soggetti operanti nell'area di Pianificazione Sud-Est decisero di far nascere una società per azioni, da loro interamente controllata, per la realizzazione e gestione degli impianti di loro competenza.

Trattamento Rifiuti Metropolitani – TRM SpA, è nata il 24 dicembre del 2002 con il compito di occuparsi della progettazione, della realizzazione e della gestione degli impianti per il recupero, il trattamento e lo smaltimento dei rifiuti, nell'Area Sud della provincia di Torino. L'affidamento della progettazione, realizzazione e gestione del termovalorizzatore a servizio della Zona Sud e degli impianti connessi è stato deliberato nel maggio 2005 dall'Ente preposto ai sensi della L.R. 24/02 e s.m.i. e dell'art. 113 c. 4 del D. Lgs. 267/00 e s.m.i.

TRM è una società di capitali totalmente pubblica e partecipata statutariamente da Enti Pubblici. Tale fisionomia è coerente con i requisiti normativi di cui all'Art. 113 del Lgs. 267/00 e s.m.i., relativi all'affidamento diretto di servizi pubblici di rilevanza economica.



La Società è statutariamente aperta all'ingresso dei comuni dell'intera provincia di Torino; l'attuale assetto societario vede la partecipazione maggioritaria della Città di Torino (89%).

Dalla sua nascita TRM ha portato avanti attività di supporto alla localizzazione dell'impianto di termovalorizzazione della zona Sud (studi adottati in seguito anche dalla Provincia di Torino ai fini della localizzazione puntuale di tale impianto) e della discarica di servizio (attualmente non formalmente localizzata). Si è, inoltre, strutturata ed ha lavorato con l'obiettivo di predisporre alla progettazione dell'impianto per ottenere le autorizzazioni necessarie all'indizione della gara di costruzione.

Il ruolo della Provincia

La Provincia nella sua attività istituzionale e nell'esercizio dei poteri sostitutivi dell'ATO, ha formulato una serie di atti rilevanti.

La definizione della tecnologia

La Provincia di Torino, perseguendo l'obiettivo della massima precauzione dal punto di vista ambientale, ha affidato ad una Commissione composta da esperti e docenti universitari la determinazione della migliore tecnologia applicabile al contesto, da cui sono scaturiti alcuni aspetti impiantistici del futuro termovalorizzatore di Gerbido:

- tre linee gemelle ed indipendenti, con le uniche sezioni comuni relative allo stoccaggio/alimentazione ed alla conversione energetica (turbina e generatore)
- tecnologia di combustione a griglia mobile,
- linea fumi costituita da sistema di depolverazione a doppio stadio (elettrofiltro + filtro a maniche), iniezione di carbone attivo e reagenti per rimozione delle sostanze acide in reattore a secco, catalizzatore finale per l'abbattimento degli ossidi di azoto.
- sistema di monitoraggio delle emissioni aeriformi che prevede, oltre quanto prescritto dalla normativa, il controllo ed il monitoraggio in continuo dei macroinquinanti in ingresso alla linea di trattamento, la duplicazione del sistema di monitoraggio posto in corrispondenza del camino, l'installazione di un sistema di monitoraggio in continuo del mercurio e l'installazione di un sistema di campionamento permanente dei microinquinanti organici

Tali indicazioni tecniche sono divenute parte integrante dell'aggiornamento 2005 del PPGR, definendo quindi i primi vincoli progettuali di TRM.

L'affidamento a TRM

Nel Maggio 2005 la Provincia, assunti in via surrogatoria e transitoria i poteri spettanti all'Associazione d'Ambito (allora non ancora costituita), ha affidato la realizzazione e gestione dell'impianto alla società TRM S.p.A. Tale atto è stato fatto proprio dall'ATO al momento della sua costituzione.

La delibera di microlocalizzazione

Il secondo importante atto che la Provincia di Torino ha formulato in sostituzione dell'ATO ha riguardato la localizzazione puntuale dell'impianto di termovalorizzazione a servizio della zona Sud. Con tale atto, inoltre, sono state introdotte una serie di indicazioni volte a garantire una concertazione con i comuni interessati dall'insediamento dell'impianto, come la definizione di compensazioni economiche a favore di tali soggetti e la costituzione del "Comitato Locale di Controllo" quale organo permanente con lo scopo di vigilare sulla progettazione, realizzazione e gestione dell'impianto e di garantire il confronto tra TRM ed i comuni.

La localizzazione

La localizzazione dell'impianto discende da un lungo e complesso iter avviatosi nel 2000, con l'istituzione della commissione Non Rifiutarti Di Scegliere

(NRDS), che ha progressivamente condotto all'individuazione del sito in esame. Il percorso intrapreso dall'Amministrazione è stato improntato alla semplicità, alla trasparenza ed alla condivisione.

Le indicazioni che la Provincia ha raccolto nel corso dei cinque anni successivi hanno permesso di redigere uno studio di localizzazione dell'impianto a servizio dell'area Sud della provincia di Torino.

Lo studio citato ha portato a valutare sotto molteplici aspetti e criteri 45 siti potenzialmente idonei. I criteri ispiratori dello studio hanno avuto come obiettivo principale la salvaguardia dell'ambiente e della salute dei cittadini, andando cioè a valutare aspetti quali, ad esempio, l'impatto sul traffico, le possibilità di recupero energetico, i rischi legati ad esondazioni, i danni sulle aree circostanti, l'equità sociale o l'interferenza su piani di sviluppo.

La valutazione di questi e di altri aspetti (tra cui la disponibilità dell'area) ha ridotto il confronto dagli originari 45 a due soli siti potenziali. È stata quindi eseguita un'analisi comparativa di carattere tecnico-economico-ambientale da cui è scaturito come sito preferibile il sito denominato AMI3 (Gerbido). L'individuazione definitiva del sito del Gerbido è stata recepita con DGP N° 955-348277 del 26/7/2005.

L'area è situata nel Comune di Torino, occupa una superficie di circa 100.000m² ed è destinata dal Piano Regolatore Generale Comunale a servizi ed



impianti tecnologici. È delimitata a nord-ovest dal sistema della stazione merci di Orbassano, oltre la quale si trova l'autoporto, a sud-ovest da una diramazione ferroviaria della stazione merci, dalla tangenziale stessa e da aree produttive, a nord-est dal deposito mezzi pubblici del Gruppo Trasporti Torinesi (GTT) ed a sud-est dal cimitero sud della città.

Le compensazioni ambientali

La complessità dell'intervento sia dal punto di vista tecnico che, soprattutto, dal punto di vista dell'accettabilità dell'intervento (è ben nota l'avversione agli impianti di trattamento rifiuti), ha richiesto che la realizzazione fosse anche opportunità di riqualificazione dell'area limitrofa all'impianto comprendente, nel caso in oggetto, i comuni di Beinasco, Grugliasco, Torino, Orbassano, Rivoli e Rivalta di Torino. A tal fine, in sede di localizzazione, è stato previsto dalla Provincia di Torino che parte dell'investimento per la realizzazione dell'impianto fosse destinata a compensazioni per investimenti di carattere ambientale.

Tra le misure di compensazione indicate dalla Provincia si evidenziano:

- interventi per il miglioramento della qualità dell'aria (passaggio al teleriscaldamento);
- interventi per la riduzione di fattori di impatto preesistenti;
- realizzazione di un collegamento diretto dell'impianto allo svincolo della Tangenziale Sud di Torino;
- massimizzazione del trasporto su ferro;
- realizzazione di spazi verdi ad uso pubblico con forestazione e piantumazioni al fine di creare cortine visive, limitare inquinamento acustico, ecc.;
- acquisizione e tutela degli spazi verdi e periurbani destinati a parco e verde urbano.

In particolare il passaggio al teleriscaldamento da parte di utenze attualmente servite da propri impianti termici rappresenta la più significativa ed efficace misura di compensazione ambientale correlata alla costruzione dell'impianto di termovalorizzazione. Tale misura infatti permette di eliminare emissioni esistenti e di rendere sostitutive quelle del nuovo impianto, senza aggravio delle condizioni attuali di qualità dell'aria nell'area di influenza.

Gli importi destinati agli investimenti compensativi prevedono:

- una compensazione *una-tantum*, pari al 10% dell'importo dei lavori aggiudicati (tale somma è pari a circa 25 milioni di euro);
- una compensazione commisurata al volume dell'attività per tutta la vita dell'impianto, secondo quanto previsto dall'art. 16 della L.R. 24/02;
- contributo per la connessione alla rete di teleriscaldamento (4 milioni di euro);
- contributo per il miglioramento della viabilità limitrofa (circa 3 milioni di euro);

Al fine di definire concretamente le compensazioni ambientali ed economiche connesse alla realizzazione dell'impianto, è stato redatto dalla Provincia di Torino un Piano di Azione Ambientale che coinvolge i Comuni dell'area di influenza (Beinasco, Grugliasco, Orbassano, Rivalta, Rivoli e Torino), nel quale è stato definito un primo elenco di interventi che comprende sia le opere definibili quali compensazioni ambientali una-tantum, sia il complesso degli interventi strategici atti a riqualificare, da un punto di vista ambientale il quadrante territoriale sud-ovest dell'area metropolitana torinese.

Il Comitato Locale di Controllo

Fatte salve le competenze di autorizzazione, vigilanza e controllo degli Enti e delle istituzioni competenti, è stato istituito un Comitato Locale di Controllo per l'impianto di termovalorizzazione (CLdC) costituito dalla Provincia di Torino e dai Comuni compresi nell'area di influenza (Beinasco, Grugliasco, Orbassano, Rivalta, Rivoli e Torino). Sono invitati permanenti ARPA e ASL. Il CLdC è un organo permanente che accompagna l'attività di progettazione, realizzazione e gestione condotta dalla Società affidataria, ed è la sede in cui avviene il confronto tra i soggetti facenti parte del Comitato stesso e la Società nelle varie fasi di sviluppo del progetto.

TRM ha messo e metterà a disposizione del CLdC, per specifici incontri richiesti dal CLdC stesso, le figure professionali coinvolte nelle diverse fasi di sviluppo del progetto per i necessari momenti di approfondimento. Il CLdC, oltre al contraddittorio tecnico, è garante della trasparenza, della pubblicità e della corretta impostazione delle problematiche legate all'ambiente ed alla salute pubblica; con questo ruolo promuove incontri periodici e momenti di confronto con i cittadini e le associazioni al fine di informarli sullo stato di progetto, sugli interventi di compensazione ambientale, sulle modalità di costruzione, e nella fase di esercizio, sulla gestione dell'impianto e sui risultati delle attività di controllo e di monitoraggio.

Il CLdC avrà libero accesso al cantiere per le verifiche ritenute opportune nonché libero accesso all'impianto e a tutta la documentazione informativa relativa alla gestione per l'effettuazione di verifiche e controlli ritenuti opportuni.

Le attività di TRM

L'iter che la Società ha individuato per la realizzazione dell'opera è così schematizzabile:

- predisposizione del progetto preliminare e dello studio di prefattibilità ambientale;
- richiesta di attivazione di conferenza dei servizi sul progetto preliminare;

- approfondimento progettuale sulla base delle conclusioni della conferenza dei servizi e predisposizione dello studio di impatto ambientale;
- avvio dell'iter autorizzatorio e contestuale avvio di bancabilità del progetto, nonché predisposizione dei documenti di gara per l'avvio della procedura di cui all'art. 20 c.4 L.109/94 (e art. 1-octies c.2 L.228/06);
- ad autorizzazione conseguita, indizione procedura ex art.20 c.4 L.109/94 e procedura negoziata per reperimento risorse finanziarie;
- invio lettera di invito ai concorrenti qualificati per presentazione di un progetto al livello di approfondimento richiesto dalla normativa vigente;
- aggiudicazione procedura reperimento risorse finanziarie e successiva aggiudicazione gara ex art. 20 c.4 L.109/94.

L'iter autorizzativo

Nei primi mesi del 2006 il progetto è stato sottoposto a procedura di specificazione dei contenuti dello Studio di Impatto Ambientale ai sensi dell'articolo 11 della LRP 40/1998, che prevede la facoltà per il soggetto Proponente di avviare una fase preliminare alla redazione dello Studio di Impatto Ambientale, finalizzata alla specificazione dei contenuti dello studio stesso e del suo livello di approfondimento.

Successivamente (26.06.06) TRM ha presentato richiesta di pronuncia di compatibilità ambientale al Servizio Valutazione Impatto Ambientale ed Attività Estrattiva della Provincia di Torino ex art. 12 L.Reg. 40/98 e s.m.i. nonché domanda di autorizzazione alla costruzione ed esercizio dell'impianto ex art. 5 D. Lgs 59/05 e ex art. 208 D. Lgs 152/06. I due procedimenti si sono conclusi positivamente rispettivamente il 21/11/06 e 21/12/06.

TRM ha inoltre trasmesso il 2 agosto 2006 il progetto dell'impianto di termovalorizzazione dei rifiuti del Gerbido al Consiglio Superiore dei Lavori Pubblici per l'ottenimento del parere ai sensi dell'art. 6 comma 5 della legge 11 febbraio 1994, n. 109. Il 15 Dicembre 2005 l'Assemblea plenaria del Consiglio Superiore dei Lavori Pubblici ha espresso parere favorevole sul progetto.

Il reperimento dei fondi

Per soddisfare le richieste dei soci (massima riduzione dell'intervento diretto da parte degli stessi soci in termini di capitale sociale, prestiti-soci e garanzie), la Società ha previsto il ricorso al credito ed individuato nel project financing lo strumento più adatto al finanziamento dell'operazione. Pertanto il percorso adottato si è basato sui vincoli posti dal mondo creditizio: la garanzia per il rimborso dei finanziamenti è infatti rappresentata dai flussi di cassa del progetto, che si devono manifestare con adeguati livelli di certezza, e da una efficace gestione dei rischi le-

gati all'operazione (individuazione di un responsabile unico della realizzazione dell'opera), che permette di limitare la possibilità che i flussi di cassa siano inferiori alle previsioni, mettendo a rischio la redditività attesa. Le garanzie connesse all'operazione risultano pertanto essere di natura contrattuale e non di natura "reale".

L'aspetto realizzativo di un termovalorizzatore è per le banche uno degli elementi chiave per poter concedere un finanziamento su base project financing, poiché le banche hanno la necessità di vedere garantiti tempi e costi di costruzione, nonché le performance minime erogabili dall'impianto. Nella prassi questa necessità è stata risolta attraverso la stipula di un contratto, a prezzo fisso chiavi in mano ed a performance garantite, tra la Società ed un unico general contractor con elevata esperienza, che assume interamente a suo carico le obbligazioni relative alla realizzazione ed alle performance. Quindi per rendere più certi i tempi di realizzazione dell'impianto al soggetto finanziatore e per ridurre il numero di varianti al contratto stipulato, ottemperando così alla richiesta di un contratto a prezzo fisso chiavi in mano, è stato previsto che l'ottenimento delle autorizzazioni alla realizzazione e gestione dell'impianto avvenisse a monte dell'individuazione del general contractor (e del soggetto finanziatore).

È previsto che la modalità e la tempistica di erogazione della quota di finanziamento a debito avvenga a seguito di una procedura concorsuale per l'individuazione del soggetto finanziatore.

Procedura d'appalto

TRM, configurandosi come società in house, beneficiaria dell'affidamento diretto della progettazione, realizzazione e gestione dell'impianto di termovalorizzazione ex art. 113 comma 4 TUEL, è soggetto per il quale si applicano i disposti normativi sui lavori pubblici.

Nel quadro normativo dei lavori pubblici, TRM ha disposto che la scelta dell'Appaltatore avvenga mediante procedura ex art. 20 c.4 L.109/94, soluzione procedurale che maggiormente garantisce la Stazione Appaltate in relazione all'individuazione di un unico soggetto responsabile della realizzazione ed alla stipula di un contratto a prezzo fisso chiavi in mano con performance garantite.

All'inizio del 2007 la procedura di gara è in fase di svolgimento, con un importo a base di gara pari a 260.500.000€ .

La comunicazione

Le relazioni esterne di TRM sono da sempre state improntate alla collaborazione e alla trasparenza; grazie a questo atteggiamento sono stati ottenuti risultati notevoli e sono stati avviati ottimi rapporti con le Autorità di controllo.

Anche nei confronti delle comunità locali la Società ha cercato di mantenere aperto il dialogo, in quanto consapevole che la parola termovalorizzatore è normalmente carica di pregiudizi e valori negativi. Pertanto, allo scopo di garantire la massima trasparenza circa le proprie attività tanto agli organi istituzionali quanto ai mezzi di informazione e ai cittadini, TRM affianca alle attività di progettazione un'importante opera di comunicazione e attento ascolto delle esigenze di tutti i soggetti interessati.

Tra le iniziative di incontro e confronto con la comunità locale vale la pena menzionare “Chiaro e tondo” e “terra:terra”, iniziative con cui la Società ha scelto di parlare con semplicità e chiarezza alla gente, soprattutto a coloro che, pur senza possedere una preparazione specialistica, hanno voglia di capire per essere dei cittadini informati, attenti e preparati a valutare questioni che toccano direttamente la loro vita.

Anche lo sviluppo progettuale ha fatto propria la volontà di pervenire ad un impianto aperto ai visitatori, dedicando spazi ad hoc e predisponendo un percorso di visita, esaustivo e sicuro. Il percorso si snoda lungo tutto l'impianto, a partire dalla sezione di stoccaggio fino al camino su cui, attraverso un ascensore panoramico, si potranno raggiungere i 110 metri di altezza.

L'European Awareness Scenario **Workshop per la partecipazione popolare alle decisioni**

Ugo Leone

Da NYMBY a BANANA

Sono ormai molti anni che qualunque iniziativa che non abbia immediate, evidenti, ricadute sull'economia locale in termini di produzione di ricchezza e incremento di posti di lavoro, si scontra con l'opposizione di quanti vorrebbero che quell'opera fosse realizzata altrove. NIMBY (*Not In My Back Yard*, "Non nel mio cortile") è l'acronimo con il quale negli Stati Uniti si designa questo atteggiamento di protesta contro opere e attività che si teme possano avere effetti negativi sul territorio in cui si propone di realizzarle: grandi vie di comunicazione, centrali termiche, centrali nucleari, depositi di sostanze pericolose, inceneritori e termovalorizzatori, discariche eccetera.

Questo atteggiamento non comporta necessariamente un giudizio di inutilità o pericolosità assoluta dell'opera in questione. Al contrario, l'oggetto del contendere può anche essere riconosciuto utile, ma incompatibile con le caratteristiche del sito individuato per il suo insediamento.

In Italia sono moltissime le iniziative oggetto di questo tipo di contestazione territoriale con riguardo, soprattutto, ad impianti legati al ciclo di trattamento dei rifiuti o infrastrutture di trasporto. Secondo i dati resi noti durante il Nimby Forum®, (il primo Tavolo di lavoro pubblico-privato e il primo Osservatorio Media italiano per studiare il fenomeno delle contestazioni territoriali ambientali) nel nostro Paese al 2005 erano 171 le infrastrutture e gli impianti oggetto di contestazioni.

Da questa valutazione scaturisce il quesito volto a individuare "Che cosa fare per mettere sullo stesso piano progresso e tutela del territorio, interessi pubblici e privati, impresa e governo, sviluppo e sostenibilità". La risposta più corretta sembra quella secondo la quale per superare diffidenze e opposizioni è essenziale in-

traprendere opportune azioni e iniziative di informazione e comunicazione basate sulla trasparenza e sul dialogo, sulla negoziazione e sulla partnership. È indispensabile, cioè, creare un clima di fiducia reciproca tra il soggetto proponente il progetto e il territorio, con l'obiettivo di rendere i cittadini partecipi alle decisioni.

In assenza, NIMBY può anche degenerare in BANANA: *Build Absolutely Nothing Anywhere Near Anything*, "Non costruire assolutamente niente in alcun luogo vicino ad alcuno".

Il rischio esiste e trova consistenti motivazioni nella cattiva informazione che accompagna preventivamente le decisioni riguardanti le opere in questione e le motivazioni circa la scelta dei siti. Il ricordato Nimby Forum valuta che in Italia solo nel 3% dei casi erano state avviate iniziative di consultazione e informazione delle comunità locali prima dell'inizio dei lavori. Al contrario, se i rapporti con i cittadini fossero impostati in maniera più aperta, come previsto dalla legge 2001/42/CE che invita gli amministratori a consultare e informare i cittadini nel caso di opere a grande impatto ambientale, è realistico immaginare che molti casi di proteste e opposizioni e contrapposizioni sarebbero mitigati.

In Francia (dove, peraltro, la sensibilità "ecologica" è sempre stata meno rilevante) l'informazione continua, la concertazione, la partecipazione alle scelte e l'individuazione di benefici compensativi a favore delle comunità locali, hanno consentito, ad esempio, di costruire un'area di stoccaggio di scorie nucleari da 1.000.000 m³ senza particolari opposizioni. Con lo stesso metodo in Belgio il governo, in seguito alla concertazione con le amministrazioni locali, ha sospeso alcuni progetti ed ha accettato di rivedere la propria strategia generale per lo smaltimento dei rifiuti radioattivi. Sono esempi che costituiscono una chiara innovazione rispetto al passato, quando la realizzazione dei progetti era subordinata all'approvazione dei soli referenti politici e amministrativi locali e nazionali. Oggi, invece, i grandi progetti devono confrontarsi con una molteplicità di "portatori di interessi": comitati liberi di cittadini, associazioni ambientaliste, associazioni di categoria, media.

Diventa quindi essenziale e strategicamente utile, avviare una politica del consenso intrinseca al progetto stesso, che ne faciliti l'iter burocratico di approvazione e renda possibile la successiva fase di realizzazione. In questo senso il ruolo della comunicazione e, in particolare, delle relazioni pubbliche territoriali, è fondamentale per allentare le tensioni sociali sul territorio.

Naturalmente, tutto questo presuppone che le politiche di programmazione territoriale siano state correttamente impostate, e che l'esigenza di un nuovo impianto o una nuova infrastruttura sia coordinata con i Piani Territoriali Regionali; con la pianificazione urbanistica, paesistica e delle infrastrutture; con la valutazione dell'impatto urbanistico di rilevanti opere pubbliche e insediamenti produttivi e con la Valutazione di Impatto Ambientale, la Valutazione Ambientale Strategica, eccetera. È persino superfluo aggiungere che altra ineliminabile condizione è che l'impianto o l'infrastruttura che si intende costruire risponda a tutti i requisiti tec-

nico progettuali necessari a garantire la massima sicurezza e il minimo impatto, nella direzione della cosiddetta BAT (Best Available Technology).

Una popolazione consapevole e informata: il metodo EASW

In questo contesto è evidente che le Istituzioni chiamate ad amministrare le città possono tanto più e tanto meglio realizzare “buone pratiche”, specialmente se apparentemente impopolari, in presenza del consenso della maggioranza degli amministratori. E ciò è possibile solo potendo contare su una popolazione consapevole, cioè informata.

L'assenza di consapevolezza e di informazione, al contrario e come appena visto, sono la causa prima della talora preconcetta ostilità e opposizione all'insediamento di qualsiasi tipo di impianti di distruzione o stivaggio di rifiuti (discariche comprese) e/o di produzione di energia che alimentano fiera opposizione da parte degli enti locali e delle popolazioni coinvolti nella scelta dei siti. È, dunque, importante riflettere sulla necessità di avviare un discorso “sereno” e documentato fra tutte le parti coinvolte mirante alla realizzazione di una corretta informazione e di una consapevole partecipazione della “gente” alle decisioni in questione.

A questo riguardo la Commissione Europea, nell'ambito delle attività della *DG XIII-D*, nel 1994 si fece promotrice di un progetto che individuasse strumenti atti a ridurre le distanze tra coloro che si occupano di ricerca e sviluppo tecnologico e coloro che, a diverso livello, avrebbero dovuto beneficiare dei frutti del loro lavoro.

Il progetto ha avuto uno sviluppo modulare.

1. Nella prima fase furono catalogati 25 diversi casi di iniziative intraprese in diverse realtà europee allo scopo di accrescere la consapevolezza nei cittadini su temi di particolare rilevanza tecnologica, sociale ed economica.
2. Sulla base di questa prima catalogazione, furono selezionati e studiati più approfonditamente 8 casi ritenuti di particolare interesse. In un incontro fra esperti cui parteciparono rappresentanti delle otto metodologie prescelte, lo *Scenario Workshop* fu identificato come la metodologia più adatta ad una fase di sviluppo e sperimentazione a livello europeo. Questa metodologia nasceva da un'esperienza pilota condotta dal *Danish Board of Technology* nell'ambito di un progetto chiamato *Barriers to Urban Ecology*. Il progetto era nato nel 1991 con l'obiettivo di promuovere nei centri urbani della Danimarca il passaggio a stili di vita e modelli organizzativi caratterizzati da un maggiore equilibrio nell'uso delle risorse naturali. Si sviluppò in quattro diversi workshop tenuti in diverse località del paese. I suoi risultati furono presentati al Parlamento Danese ed al pubblico in una conferenza tenutasi nel gennaio del 1993. Più tardi molte delle idee e delle proposte emerse durante il progetto furono inserite nei *Piani di ecologia urbana* redatti dai Ministeri dell'Ambiente e dell'Edilizia Residenziale.

3. Nella terza fase del progetto il *Danish Board of Technology* e l'olandese *TNO Centre for Technology and Policy Studies* furono incaricati dalla *Commissione Europea* di adattare questa metodologia per renderla applicabile in tutta Europa. Durante questa terza fase il tema del progetto fu cambiato in *Sviluppo Urbano Sostenibile nei Prossimi Decenni*.
4. La validità della metodologia fu poi verificata in un workshop internazionale tenuto a Valkenburg, in Olanda, nell'ottobre del 1993 al quale presero parte quattro diverse città Europee: Ede (NL), Corfu (GR), Mulhouse (F) e Preston (UK).
5. Per verificare ulteriormente la validità su scala locale dell'approccio metodologico prescelto, ciascuna delle città presenti a Valkenburg organizzò in proprio nel 1994 uno Scenario Workshop.
6. Sulla base dei risultati sostanzialmente positivi di queste prime esperienze si decise nel 1995 di promuovere in tutta Europa questa nuova metodologia. La *DG XIII-D della Commissione Europea* affidò alla *Fondazione IDIS – Istituto per la Diffusione e la Valorizzazione della Cultura Scientifica* a Napoli di progettare e sperimentare un sistema di diffusione paneuropeo della metodologia dello Scenario Workshop (che da questo momento prese l'attuale nome di *European Awareness Scenario Workshop*).
Scopo delle azioni, realizzate a Napoli nel maggio 1995 e successivamente a Palma di Majorca nel giugno 1995, era quello di verificare la validità dei prodotti realizzati, di testare il modello formativo messo a punto per far conoscere gli elementi di base della metodologia e di selezionare in tutta Europa un primo nucleo di persone – chiamati National Monitor – che potesse cominciare ad utilizzare pionieristicamente la metodologia nel proprio contesto nazionale.
7. A partire dai primi mesi del 1996 i prodotti realizzati dalla *Fondazione IDIS* hanno cominciato a circolare in tutta Europa.
8. Visto l'interesse suscitato dalla metodologia, e le diverse applicazioni che gli EASW avevano avuto, nel 1997 la *DG XIII-D*, nell'ambito del nuovo programma *Innovation*, ha lanciato il progetto *Fleximodo*, finalizzato a sondare la possibilità di applicare la metodologia EASW in modo più flessibile (con workshop della durata di un giorno anziché due) ed a temi quali mobilità, rinnovo urbano, tecnologie dell'informazione e della comunicazione. *Fleximodo*, è terminato nel dicembre del 1998.
9. Nel 1998 la *DG XIII-D* ha avviato, in ciascun paese dell'Unione Europea, una serie di iniziative formative finalizzate a promuovere ulteriormente la metodologia in ciascun contesto nazionale. In Italia sono state organizzate e gestite dalla *Fondazione IDIS Città della Scienza* in collaborazione con l'*Innovation Relay Center* per la Campania *IRIDE dell'ENEA*; la prima azione formativa si è svolta a Roma nel maggio del 1998, seguita un anno dopo da una seconda organizzata, sempre nel mese di maggio, con il patrocinio del Ministero dell'Ambiente, a Ischia.

10. La metodologia sta trovando sempre più numerose applicazioni in Italia dove è stata adottata dal Comune di Venezia come strumento di gestione dei gruppi tematici di Agenda 21; dal Comune di Modena come momento di verifica all'interno del percorso di Agenda 21; in molti altri Comuni come strumento per avviare un dibattito sul modello di sviluppo locale (Policoro, Venezia, Sesto S. Giovanni ecc.).

Il risultato dovrebbe essere quello di rendere più efficace la partecipazione sociale con l'obiettivo di conseguire un maggiore equilibrio tra sviluppo tecnologico, sociale ed ambientale.

Secondo un metodo collaudato soprattutto nei paesi dell'Europa settentrionale, il sistema è strutturato in una discussione che consente di guidare i partecipanti, rappresentanti delle diverse componenti della comunità in cui viene organizzato, in un processo decisionale finalizzato a promuoverne la partecipazione attiva nella soluzione di problemi di particolare interesse per la comunità in cui vivono.

Il metodo è stato inizialmente sperimentato per la soluzione dei problemi ambientali nei contesti urbani, con l'intenzione di promuovere un passaggio verso modelli *sostenibili* di sviluppo.

Per organizzare gli incontri occorre uno staff ben affiatato di persone esperte della metodologia. Le principali figure necessarie ad un suo svolgimento sono:

- un facilitatore, che dovrà occuparsi di condurre le sessioni di lavoro plenarie stimolando la discussione e guidando i processi decisionali che durante queste ultime verranno messi in atto. (Il profilo ideale di un Facilitatore richiede buone caratteristiche relazionali, una profonda conoscenza della metodologia e dei temi in discussione).
- capigruppo, che dovranno condurre le sessioni di lavoro di gruppo. (Il profilo ideale di un capogruppo non si discosta molto da quello del Facilitatore, visto che, seppure in scala ridotta, le dinamiche che dovrà affrontare sono simili a quelle delle sessioni plenarie).
- 4 assistenti, che dovranno coadiuvare il lavoro dei capigruppo nelle sessioni di lavoro di gruppo e del Facilitatore nelle sessioni plenarie. (Compito principale di un assistente è essenzialmente quello di verbalizzare i lavori, consentendone poi l'adeguata presentazione nel rapporto finale).
- un organizzatore locale, che dovrà seguire tutti gli aspetti organizzativi nonché la selezione dei partecipanti e i rapporti con le istituzioni locali.

Ad un incontro di questo tipo partecipano circa 30 persone provenienti dalla stessa comunità e appartenenti a quattro diversi gruppi di interesse:

1. cittadini;
2. esperti di tecnologia;
3. amministratori pubblici;
4. rappresentanti del settore privato.

Per circa due giorni i partecipanti si incontrano per scambiare opinioni, sviluppare visioni sul futuro della propria comunità, identificare i principali ostacoli che frenano l'adozione di modelli di sviluppo sostenibile così come le possibili soluzioni ai problemi sollevati. In questo modo si cerca di promuovere una serie di incontri e dibattiti dedicati a temi che, esplicitamente o implicitamente, facciano comprendere il ruolo che la ricerca scientifica e tecnologica ed i diversi sistemi di organizzazione sociale (volontariato, servizi pubblici, ecc.) possono giocare nel rendere i modelli di vita urbana più attenti ai bisogni delle generazioni future. In questo processo tutti i partecipanti sono esperti in quanto, operando a livello locale, essi:

- conoscono le opportunità di cambiamento ed i loro limiti;
- possono promuovere il cambiamento modificando i propri modelli comportamentali.

Con riferimento specifico alla possibilità di riduzione degli squilibri propri degli ecosistemi urbani, in un workshop sul tema dell'ecologia urbana i temi suggeriti per la discussione potrebbero essere:

1. smaltimento dei rifiuti e riciclaggio;
2. uso più attento delle fonti energetiche;
3. uso più attento delle riserve idriche;
4. miglioramento delle condizioni generali di abitabilità.

Il workshop prevede due attività principali: lo sviluppo di visioni e la proposta di idee. Nello sviluppo di visioni i partecipanti, dopo una breve sessione introduttiva plenaria, lavorano in 4 gruppi di interesse, in ragione dell'appartenenza ad una stessa categoria sociale (cittadini, amministratori ecc). Durante il lavoro di gruppo, i partecipanti sono invitati a proiettarsi nel futuro per immaginare, in relazione ai temi della discussione, come risolvere i problemi della città in cui vivono e lavorano. Devono farlo tenendo come punto di riferimento gli scenari, che prospettano 4 possibili soluzioni alternative (basate su diverse combinazioni nell'uso di tecnologie e nell'organizzazione della vita sociale). Per facilitare quest'attività, la metodologia prevede una serie di tecniche per la gestione della discussione ed il raggiungimento dei risultati previsti. Le visioni elaborate da ciascun gruppo dovranno poi essere presentate in una successiva sessione plenaria, al termine della quale, con una votazione, sarà scelta la visione comune di tutti i partecipanti. Questa visione dovrà prospettare in modo preciso le soluzioni adottate, sottolineando per ciascuna di esse il ruolo giocato dalla tecnologia e quello dell'organizzazione della collettività. La visione emersa al termine di questa sessione di lavoro, perfezionata dal facilitatore e dai capigruppo in una "piccola riunione" al termine di questo primo insieme di attività, sarà alla base di quella successiva della proposta di idee.

Nella proposta di idee i partecipanti saranno chiamati a lavorare in gruppi tematici. Dopo una breve sessione plenaria, in cui il facilitatore ripresenterà la vi-

sione comune di tutti i partecipanti emersa dallo sviluppo di visioni, comincerà una nuova sessione di lavoro di gruppo. Questa volta i gruppi vengono formati raggruppando i partecipanti non più in funzione della categoria sociale di appartenenza, ma del tema in discussione (rifiuti, energia, ecc.). Ciascun gruppo avrà così rappresentati al suo interno diversi interessi e dovrà occuparsi, partendo dalla visione comune, di proporre idee su come realizzarla. Anche in questo secondo insieme di attività la discussione dovrà essere guidata, con l'ausilio di una serie di tecniche, per far formulare a ciascun gruppo idee concrete che propongano come realizzare la visione comune e chi dovrà assumersi la responsabilità della loro realizzazione rispetto al tema assegnato. Ogni gruppo potrà formulare un numero limitato di idee (di solito 5). Le idee saranno presentate in una successiva sessione plenaria per essere discusse e, se necessario, votate. Le idee più votate potranno infine essere alla base del piano di azione locale elaborato dai partecipanti per risolvere i problemi in discussione.

Il workshop è dunque uno strumento che serve a stimolare una partecipazione democratica nelle scelte legate al miglioramento delle condizioni di vita nei centri urbani, che consente ai partecipanti di scambiarsi informazioni, discutere i temi ed i processi che governano lo sviluppo tecnologico e l'impatto delle tecnologie sull'ambiente naturale e sociale, stimolandone la capacità di identificare e pianificare soluzioni concrete ai problemi esistenti.

Finito di stampare nel mese di maggio 2007
presso Officine Grafiche Francesco Giannini & Figli S.p.A. – Napoli

