



CiAl Consorzio
Imballaggi
Alluminio

SEPARAZIONE E RECUPERO DEI METALLI E VALORIZZAZIONE DELLE SCORIE DI COMBUSTIONE DEI RIFIUTI URBANI

POLITECNICO DI MILANO



DIPARTIMENTO DIAR



federambiente



**SEPARAZIONE E RECUPERO
DEI METALLI E VALORIZZAZIONE
DELLE SCORIE DI COMBUSTIONE
DEI RIFIUTI URBANI**

SEPARAZIONE E RECUPERO DEI METALLI E VALORIZZAZIONE DELLE SCORIE DI COMBUSTIONE DEI RIFIUTI URBANI

Studio promosso da



*A cura del Dipartimento di Ingegneria Idraulica, Ambientale,
Infrastrutture Viarie, Rilevamento del Politecnico di Milano*

POLITECNICO DI MILANO



DIPARTIMENTO DIIAR

con la collaborazione di



Il lavoro, condotto sotto la supervisione dell'Ing. Mario Grosso in qualità di responsabile scientifico, è stato sviluppato dall'Ing. Lucia Rigamonti per quanto riguarda gli aspetti di analisi delle tecnologie e di valutazione del ciclo di vita e dall'Ing. Laura Biganzoli per quanto riguarda la rassegna bibliografica e lo sviluppo del modello di previsione.

Un ringraziamento particolare a Giuliano Sanzottera e a tutti i gestori degli impianti per la disponibilità dimostrata.

Lo studio è stato presentato a Milano il 4 maggio 2010.

INTRODUZIONE	
Gino Schiona	6
<i>Direttore Generale CiAl</i>	
Gianluca Cencia	7
<i>Direttore Generale Federambiente</i>	
EXECUTIVE SUMMARY	8
Inquadramento e motivazioni	9
Metodologia di lavoro	9
Risultati	10
1. I RIFIUTI URBANI	12
1.1. La situazione europea	13
1.1.1. Produzione e smaltimento dei rifiuti solidi urbani	13
1.1.2. Impiantistica di incenerimento	15
1.2. La situazione italiana	17
1.2.1. Produzione e smaltimento dei rifiuti solidi urbani	17
1.2.2. Impiantistica di incenerimento	20
1.3. La situazione extra europea	22
2. IL RECUPERO DELLE CENERI PESANTI	24
2.1. Caratteristiche generali delle ceneri pesanti	25
2.2. Tecnologie di recupero delle ceneri pesanti	26
2.2.1. Separazione fisica	26
2.2.2. Separazione chimica	29
2.2.3 Invecchiamento naturalee stabilizzazione chimica	29
2.2.4. Trattamenti termici	31
2.2.5. Bonifica elettrocinetica	34
2.3. Materiali recuperabili	35
2.3.1. Recupero dei metalli	35
2.3.2. Recupero del materiale inerte	35
2.4. Il recupero delle scorie e dei metalli in Europa e nei principali paesi extra-europei	40
2.4.1. Italia	42
2.4.2. Olanda	43
2.4.3. Danimarca	44
2.4.4. Francia	44
2.4.5. Stati Uniti	46
2.5. La normativa	47
2.5.1. Italia	48
2.5.2. Danimarca	49
2.5.3. Svizzera	50
2.5.4. Francia	51

3. PROSPETTIVE DI RECUPERO DI MATERIALI DALLE CENERI PESANTI DEGLI IMPIANTI WASTE-TO-ENERGY	52
3.1. Problematiche associate al recupero dei metalli post-combustione	53
3.2. Il recupero delle ceneri pesanti: scenari futuri per l'Italia	53
3.2.1. Definizione degli scenari	53
3.2.2. Previsione della quantità di alluminio recuperato	69
3.2.3. Interpretazione dei risultati	72
3.2.4. Verifica dei risultati ottenuti	75
3.2.5. Previsione della produzione di scorie e della capacità di trattamento necessaria	78
4. BILANCI ENERGETICI ED AMBIENTALI DEL RECUPERO DEI MATERIALI DALLE CENERI PESANTI CON TECNICA LCA	80
4.1. Introduzione all'LCA	81
4.2. LCA del recupero di materiali dalle ceneri pesanti: impostazione	82
4.2.1. Sistema oggetto dello studio	82
4.2.2. Indicatori di impatto	82
4.2.3. Analisi di inventario	85
4.3. LCA del recupero di materiali dalle ceneri pesanti: risultati	89
4.3.1. Risultati per il sistema con recupero di materiali	89
4.3.2. Confronto con lo smaltimento in discarica	91
4.4. Conclusioni	92
BIBLIOGRAFIA	93
APPENDICE I: SCHEDE TECNICHE DEGLI IMPIANTI VISITATI	99
APPENDICE II: STUDI DI LETTERATURA SULLA LISCIVIAZIONE DALLE CENERI PESANTI	129

Il Consorzio Imballaggi Alluminio, attraverso un continuo processo di adattamento e adeguamento delle proprie strategie, negli anni ha cercato di interpretare al meglio il proprio ruolo all'interno del sistema nazionale di gestione dei rifiuti con l'obiettivo di promuovere lo sviluppo e l'adozione di tecnologie innovative e in grado di incrementare il riciclo attraverso tutte le possibili opzioni di recupero e valorizzazione della frazione alluminio.

Il ruolo 'sussidiario' e di garanzia del Consorzio rispetto al raggiungimento degli obiettivi di riciclo ha permesso di individuare gli strumenti migliori e di cogliere nel tempo le interessanti opportunità offerte dai partner territoriali impegnati nella gestione dei rifiuti.

"Zero discarica, 100% recupero" è uno slogan coniato da CiAl che ben sintetizza la visione di un sistema di gestione integrata dei rifiuti in grado di minimizzare, se non addirittura eliminare, lo smaltimento in discarica al termine dei vari processi di raccolta, trattamento e recupero. Dalla raccolta al riciclo di materia, al recupero energetico, alla valorizzazione, quindi, anche delle scorie post combustione che ancora oggi vanno a finire in discarica.

Attraverso un processo avviato circa cinque anni fa mediante sperimentazioni su impianti di nuova generazione e lo studio affidato al Politecnico di Milano si evidenzia come grazie alle nuove forme e tecnologie di recupero dei materiali al termine del processo di termovalorizzazione sia economicamente ed ecologicamente sostenibile una gestione integrata dei rifiuti che preveda, al termine delle diverse fasi, il recupero dei materiali presenti nelle scorie da incenerimento.

La nuova opzione che, appunto, elimina la discarica e il relativo costo di gestione, permette di recuperare e valorizzare i materiali presenti nelle scorie al termine del processo di captazione delle diverse tipologie di metalli, sostituendo materiali lapidei di origine estrattiva.

Il sistema assume un'importanza particolare e, da un certo punto di vista, rivoluzionaria perché oltre ad eliminare la discarica permette il reimpiego dei materiali per la produzione di nuovi beni e, addirittura, attraverso il riutilizzo delle scorie trattate, per sottofondi stradali e la produzione di calcestruzzo, con potenzialità di sviluppo in ottica di Green Public Procurement.

Le stime in termini quantitativi e qualitativi, fatte a livello nazionale sui possibili sviluppi, sono eccezionali e confermano come processi e tecnologie, già oggi disponibili, possono garantire il funzionamento di sistemi di gestione integrata realmente più sostenibili e in grado di produrre crescenti vantaggi e benefici sia in termini economici che ambientali.

Oltre a delineare gli scenari presenti e futuri, lo studio rappresenta anche un contributo importante per promuovere e favorire un'evoluzione del quadro legislativo coerente con schemi e procedure in grado di garantire una rapida evoluzione di moderni sistemi di gestione dei rifiuti al passo con i principali paesi Europei.

Gino Schiona
Direttore Generale CiAl

Federambiente e le imprese sue associate sono da sempre impegnate nel sostegno alla ricerca per la realizzazione di tecnologie volte a ottimizzare la gestione del ciclo integrato dei rifiuti in un'ottica di tutela dell'ambiente, di risparmio energetico e di recupero di materiali ed energia.

Questo studio realizzato dal DIAR – Sezione ambientale del Politecnico di Milano rappresenta un importante passo avanti sulla strada della chiusura del ciclo del recupero energetico. Le importanti quantità di alluminio e altri metalli, oltre che d'inerti, che possono essere sottratte alle ceneri di combustione e avviate a nuovo utilizzo possono consentire di realizzare consistenti risparmi di materie prime permettendo, al tempo stesso, d'azzerare o quasi il ricorso alla discarica per lo smaltimento finale delle ceneri stesse.

È davvero una rivoluzione, resa possibile dalle tecnologie venute a maturazione in questi ultimi anni, che modifica sostanzialmente in senso positivo il bilancio dell'incenerimento con recupero d'energia dei rifiuti urbani. La possibilità di recuperare oltre l'80% dei minerali ferrosi e il 70% di quelli non ferrosi, in primo luogo l'alluminio, oltre al recupero degli inerti per l'edilizia consente di abbattere drasticamente i residui e di realizzare consistenti risparmi di energia e di emissioni di CO₂ in atmosfera.

Risultati come quelli prefigurati da questo studio sono possibili solo in presenza d'impianti tecnologicamente avanzati quali quelli d'ultima generazione. Per questo è indispensabile che prosegua e s'irrobustisca la crescita d'un sistema industriale di gestione del ciclo integrato dei rifiuti in grado di garantire su tutto il territorio italiano le migliori performance in un quadro di sostenibilità ambientale ed economica.

Occorre una rete d'impianti capillarmente diffusi e adeguati alle necessità e alle caratteristiche dei singoli territori. Così come occorrono adeguate capacità finanziarie e una visione strategica complessiva supportata da un quadro normativo certo e applicabile.

Federambiente e le imprese sue associate ringraziano il Politecnico di Milano e il CIAL per aver promosso e realizzato insieme questo studio e confermano il loro costante impegno nella ricerca delle migliori soluzioni tecnologiche, senza pregiudizi e senza tesi precostituite, nell'interesse dei cittadini di cui – in quanto imprese pubbliche legate al territorio e agli enti locali – sono diretta e orgogliosa espressione.

Gianluca Cencia
Direttore Generale Federambiente

POLITECNICO DI MILANO



DIPARTIMENTO DIAR



CiAI Consorzio
Imballaggi
Alluminio

EXECUTIVE SUMMARY

INQUADRAMENTO E MOTIVAZIONI

METODOLOGIA DI LAVORO

RISULTATI

INQUADRAMENTO E MOTIVAZIONI

Il Consorzio Imballaggi Alluminio, nel rispetto del ruolo ricoperto all'interno del sistema di gestione dei rifiuti, da tempo promuove, sostiene e affianca gestori di servizi e di impianti di trattamento dei rifiuti nell'adozione di tecnologie finalizzate al recupero dell'alluminio attraverso tutte le metodologie e le opzioni disponibili.

Il recupero e la valorizzazione dei materiali presenti nelle scorie (ceneri pesanti) derivate dai processi di termovalorizzazione dei rifiuti, in particolare, è una delle opzioni che negli ultimi anni, grazie anche alle interessanti esperienze fatte nel nostro Paese e alla continua evoluzione tecnologica, riveste un ruolo strategico importante per ridurre drasticamente lo smaltimento finale in discarica garantendo al contempo crescenti quantità di materiali riciclabili.

Oltre all'estrazione dell'alluminio e degli altri metalli, la tecnologia per il trattamento delle scorie permette infatti di riutilizzarle quasi integralmente nell'industria del cemento e del calcestruzzo destinati ad impieghi nell'edilizia pubblica e privata, o come materiali di riempimento, ad esempio nella realizzazione di sottofondi stradali.

Allo scopo di delineare uno scenario che preveda i possibili sviluppi che nei prossimi anni l'adozione di tale tecnologia potrà avere nel nostro Paese, CiAl ha commissionato uno studio al DIIAR (Dipartimento di Ingegneria Idraulica, Ambientale, Infrastrutture viarie, e Rilevamento) del Politecnico di Milano.

Sebbene l'interesse di CiAl sia rivolto principalmente alle opportunità di recupero dell'alluminio, la ricerca, con l'obiettivo di disporre di un quadro completo e utile all'intero sistema di gestione nazionale dei rifiuti, è stata estesa al complesso dei materiali recuperabili fornendo così un contributo allo studio della "chiusura del ciclo" del processo di incenerimento.

In tale contesto si inserisce pertanto la partecipa-

zione alla ricerca e il contributo di Federambiente.

Lo studio ha dunque previsto tre fasi distinte:

- una rassegna delle tecnologie di recupero di materiali dalle ceneri pesanti, degli utilizzi di tali materiali e di esperienze virtuose praticate a livello nazionale ed internazionale;
- una stima quantitativa dell'alluminio potenzialmente recuperabile dalle ceneri pesanti in Italia al 2015 e 2020;
- un'analisi energetico-ambientale di tipo LCA (Life Cycle Assessment) finalizzata a fornire indicazioni preliminari sulle potenzialità delle diverse forme di recupero individuate.

METODOLOGIA DI LAVORO

Il lavoro si è sviluppato secondo un approccio tradizionale che ha previsto una prima fase di acquisizione e sistematizzazione delle informazioni disponibili in letteratura sul tema, seguita da una serie di visite tecniche presso impianti di recupero delle scorie attivi in Italia e in Europa. In particolare si è fatto riferimento ad alcuni Paesi ritenuti maggiormente interessanti quali Svizzera, Francia, Paesi Bassi, Belgio.

Per quanto concerne la sezione relativa alle stime di previsione di recupero di alluminio dalle ceneri pesanti in Italia, si è costruito un modello utilizzando numerosi parametri di influenza tra i quali: evoluzione della popolazione residente e della produzione pro-capite di rifiuti; tasso tendenziale di raccolta differenziata complessiva; quantitativi di imballaggi in alluminio immessi al consumo; potenzialità di incenerimento prevista; efficienza delle tecnologie di recupero dell'alluminio dalle scorie. Da ultimo l'analisi LCA è stata condotta secondo metodologie ed approcci da tempo in uso presso il Dipartimento, e comunque con specifico riferimento alle indicazioni delle Norme ISO della serie 14040.

Tutte le fasi dello studio hanno previsto uno stretto

contatto con CiAl, allo scopo di condividere acquisizioni, metodologie e interpretazione dei risultati.

RISULTATI

La ricerca ha cercato di fornire una risposta alle seguenti domande:

Quali sono le tecnologie consolidate "allo stato dell'arte" per il recupero di materiali dalle ceneri pesanti?

Lo standard per il trattamento delle ceneri pesanti, finalizzato al recupero di materiale, prevede operazioni di deferrizzazione e di rimozione dei metalli non ferrosi (con sistemi a correnti indotte), oltre ad una serie di classificazioni granulometriche del materiale inerte. La combinazione di queste sezioni si presenta molto varia nelle realtà esaminate, alcune delle quali prevedono anche la collocazione di più dispositivi di rimozione dei metalli operanti in serie o separatamente sui diversi tagli granulometrici. Queste ultime opzioni consentono di migliorare ulteriormente l'efficienza di separazione dei non ferrosi. Un ulteriore elemento di distinzione è la presenza o meno di una sezione di lavaggio ad umido all'interno dello schema di processo. Qui il lavaggio può avere collocazioni e scopi differenti nell'ambito del processo di trattamento. La necessità di gestire un flusso liquido in uscita comporta tuttavia ulteriori complicazioni impiantistiche e gestionali.

Riguardo infine ai trattamenti di maturazione (o *ageing*), questi non risultano particolarmente diffusi, o comunque lo sono su tempistiche decisamente ridotte (alcuni giorni). Unica eccezione, tra quelle esaminate, è costituita dalla Francia, dove la maturazione può estendersi anche per un periodo di tre mesi prima del trattamento meccanico.

Esistono approcci tecnologici innovativi, ma comunque già sperimentati, per ottimizzare ulteriormente il recupero dei materiali?

Tra quanto esaminato nel corso della ricerca, la soluzione innovativa di maggiore interesse è risultata

quella dell'estrazione a secco delle scorie dal forno a griglia, accoppiata ad un loro immediato trattamento di recupero di ferro, non ferrosi ed inerti. Tale tecnologia, sviluppata in Svizzera e già operativa su un impianto reale, consente di ottenere un minore contenuto di incombusti, rese di recupero più elevate, maggiore purezza dei materiali e, in prospettiva, la possibilità di estendere ulteriormente la separazione dei non ferrosi alle componenti metalliche minori (es. rame).

Esiste un quadro normativo univoco a livello europeo sul recupero di materiali dalle scorie e il loro riutilizzo?

Il quadro normativo europeo sul recupero dei materiali dalle ceneri pesanti non è affatto definito. Le uniche indicazioni sono contenute nei documenti sulle BAT editi dall'IPPC e, in particolare, in quello dedicato all'incenerimento dei rifiuti. I diversi Stati membri dispongono quindi di normative nazionali specifiche, tutt'altro che armonizzate a livello europeo.

Come si colloca l'Italia rispetto agli altri paesi europei?

L'Italia risulta fortemente arretrata rispetto i paesi europei più avanzati, innanzitutto per quanto riguarda le potenzialità di trattamento delle ceneri pesanti a causa della scarsa dotazione impiantistica attualmente installata. Sono tuttavia in fase di avviamento numerose iniziative, che aiuteranno a colmare, almeno parzialmente, questo deficit. Tutti gli impianti attualmente funzionanti o in previsione prevedono la separazione dei metalli, ferrosi e non. Risulta invece piuttosto peculiare la situazione relativa all'utilizzo della frazione inerte, dove convivono differenti approcci. In particolare la frequente destinazione di tali materiali all'industria del cemento e del calcestruzzo non trova riscontro nei restanti Stati europei esaminati, dove il destino è quasi sempre costituito da utilizzi diretti come materiali di riempimento, sottofondi stradali, ecc. In questo senso risulta determinante l'approccio molto rigido adottato dagli Enti di controllo italiani, in particolare con riferimento ai potenziali rischi di rilascio di inquinanti

nel sottosuolo e nelle falde. La via dell'utilizzo in cementificio rappresenta quindi un elemento di semplificazione per il detentore dei materiali da smaltire.

Qual è l'efficienza di recupero dell'alluminio dalle ceneri pesanti?

Le tecnologie convenzionali consentono il recupero di circa il 50% dell'alluminio contenuto nelle ceneri pesanti. Il ricorso a tecnologie innovative più spinte può permettere di raggiungere il 70-80%.

Che quantitativi di metalli non ferrosi sono potenzialmente recuperabili in Italia dalle ceneri pesanti al 2015 e 2020, tenendo conto dell'evoluzione attesa del parco impiantistico di incenerimento?

Secondo i due scenari evolutivi ritenuti più probabili, i quantitativi di alluminio recuperabili dalle ceneri pesanti degli impianti di incenerimento adottando le tecnologie di recupero attualmente esistenti sono compresi tra 16 mila e 21 mila t nel 2015 e tra 19 mila e 28 mila t nel 2020. Tali quantitativi sono tuttavia fortemente condizionati dall'effettivo sviluppo dell'impiantistica di incenerimento ad oggi prevista per tali orizzonti temporali. Non si può infatti trascurare la criticità che spesso accompagna la realizzazione di questa tipologia di impianti, quantomeno nello specifico contesto italiano. Sarà dunque opportuno effettuare dei periodici aggiornamenti di tali stime.

Dal punto di vista energetico-ambientale, quali sono i benefici associati al recupero delle ceneri pesanti?

In base all'analisi LCA, il trattamento di 1 tonnellata di ceneri pesanti finalizzato al recupero dei materiali in esse contenuti comporta un beneficio energetico medio indicativo pari a 2.926 MJ eq. ed un beneficio in termini di emissioni di gas serra evitate pari a 186 kg CO₂ eq. Il termine di confronto è costituito dagli impatti associati alla produzione dei medesimi quantitativi di materiali a partire da materie prime vergini.

Se a ciò si aggiunge il mancato smaltimento in discarica delle ceneri pesanti, si osserva un ulteriore incremento dei benefici, che salgono rispettivamente a 3.249 MJ eq. e 198 kg CO₂ eq.

I valori indicati sono pressoché totalmente associati ai vantaggi derivanti dal recupero delle frazioni metalliche, mentre il recupero degli inerti (valutato sia per utilizzi in cementifici che come sottofondi stradali) fornisce un contributo trascurabile. Inoltre confrontando tra di loro i benefici associati ai metalli ferrosi e a quelli non ferrosi, emerge il ruolo prevalente di questi ultimi nonostante i quantitativi siano decisamente inferiori.

Come si confrontano tra di loro le diverse opzioni di riutilizzo della componente inerte?

Tra le diverse possibilità di riutilizzo dell'inerte, quelle più vantaggiose sono l'utilizzo in cementifici e per la produzione di calcestruzzo, in quanto l'utilizzo come sottofondo stradale è penalizzato dall'aggiunta degli opportuni additivi.

POLITECNICO DI MILANO



DIPARTIMENTO DIAR



CiAI Consorzio
Imballaggi
Alluminio

1 I RIFIUTI URBANI

LA SITUAZIONE EUROPEA

LA SITUAZIONE ITALIANA

LA SITUAZIONE EXTRA EUROPEA

1.1. LA SITUAZIONE EUROPEA

1.1.1. Produzione e smaltimento dei rifiuti solidi urbani

La produzione di rifiuti in Europa è andata aumentando nell'ultimo decennio, passando da 485 kg_{RSU} ab⁻¹ anno⁻¹ nel 1996 a 522 kg_{RSU} ab⁻¹ anno⁻¹ nel 2007 (EU27, Eurostat database, 2009).

L'incremento dei rifiuti negli ultimi decenni è stato il sintomo della crescita economica e dei consumi che si è verificata un po' in tutto il mondo, modificando gli stili di vita a favore di un consumo sempre maggiore di beni usa e getta e con cicli di vita sempre più brevi. Solo negli ultimi anni (2003-2007) si assiste ai primi cenni di stabilizzazione della produzione dei rifiuti, con alcuni stati che addirittura mostrano un'inversione di tendenza (Germania, Spagna, Regno Unito), segnale dell'effettiva possibilità di svincolare la produzione complessiva di rifiuti dal PIL (Tabella 1.1). La crisi globale tuttora in corso non farà che aiutare questa inversione di tendenza, come già i primi segnali dimostrano mentre non è dato sapere quali percorsi di ripresa della produzione di rifiuti ci attenderanno a valle dell'auspicabile fuoriuscita dalla recessione globale.

Quasi l'80% dei 220 milioni di tonnellate di rifiuti urbani prodotti nel 2006 nell'UE 15 è generata da cinque stati membri: Germania, Regno Unito, Francia, Italia e Spagna. Per quanto riguarda i paesi entranti nel 2004, il contributo maggiore alla produzione dei rifiuti urbani viene fornito da Polonia, Ungheria e Repubblica Ceca (Figura 1.1, ISPRA, 2009).

A fronte di una maggiore produzione di rifiuti, si è osservata una crescita del recupero di materia e dell'incenerimento ed un calo dei rifiuti smaltiti in discarica (Figura 1.2). Confrontando la situazione dello smaltimento dei rifiuti nel 1996 e nel 2007, si osserva che Francia, Belgio, Lussemburgo, Norvegia, Svizzera ed Olanda hanno aumentato la quota di recupero di materia mantenendo quasi inalterato il recupero di energia, mentre in Italia, Spagna, Germania, Repubblica Ceca, Austria, Portogallo, Finlandia e Svezia all'incremento del recupero di materia si è accompagnato uno sviluppo degli impianti di incenerimento di rifiuti urbani (RU). Questo è spiegabile considerando che in Francia, Belgio, Lussemburgo e Svizzera la pratica dell'incenerimento era già largamente diffusa nel 1996 e riguardava più del 30% dei rifiuti.

Figura 1.1

Ripartizione percentuale della produzione dei rifiuti urbani nell'EU-15 (grafico di sinistra) e nei nuovi paesi aderenti all'UE (grafico di destra), nel 2006.

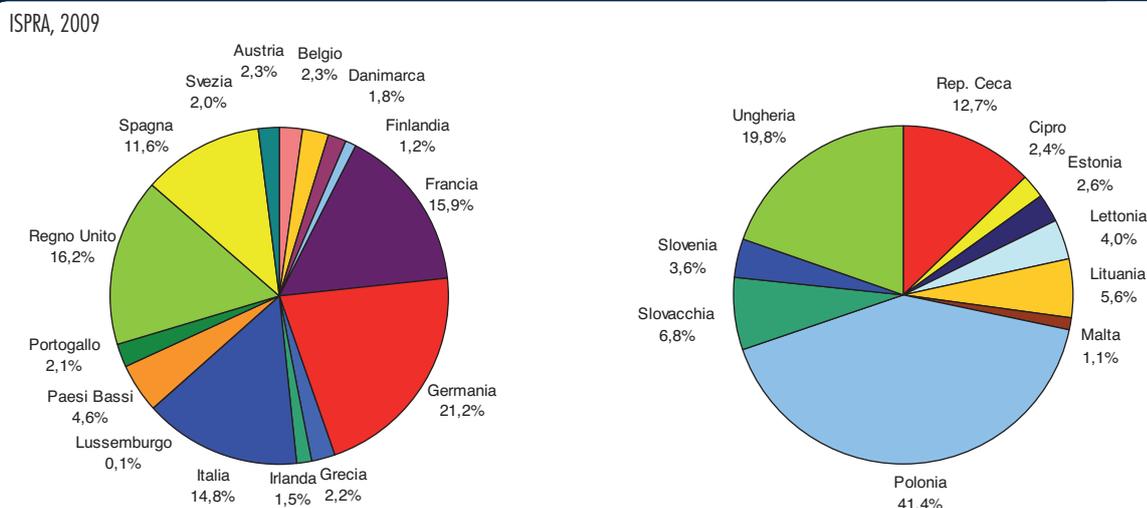


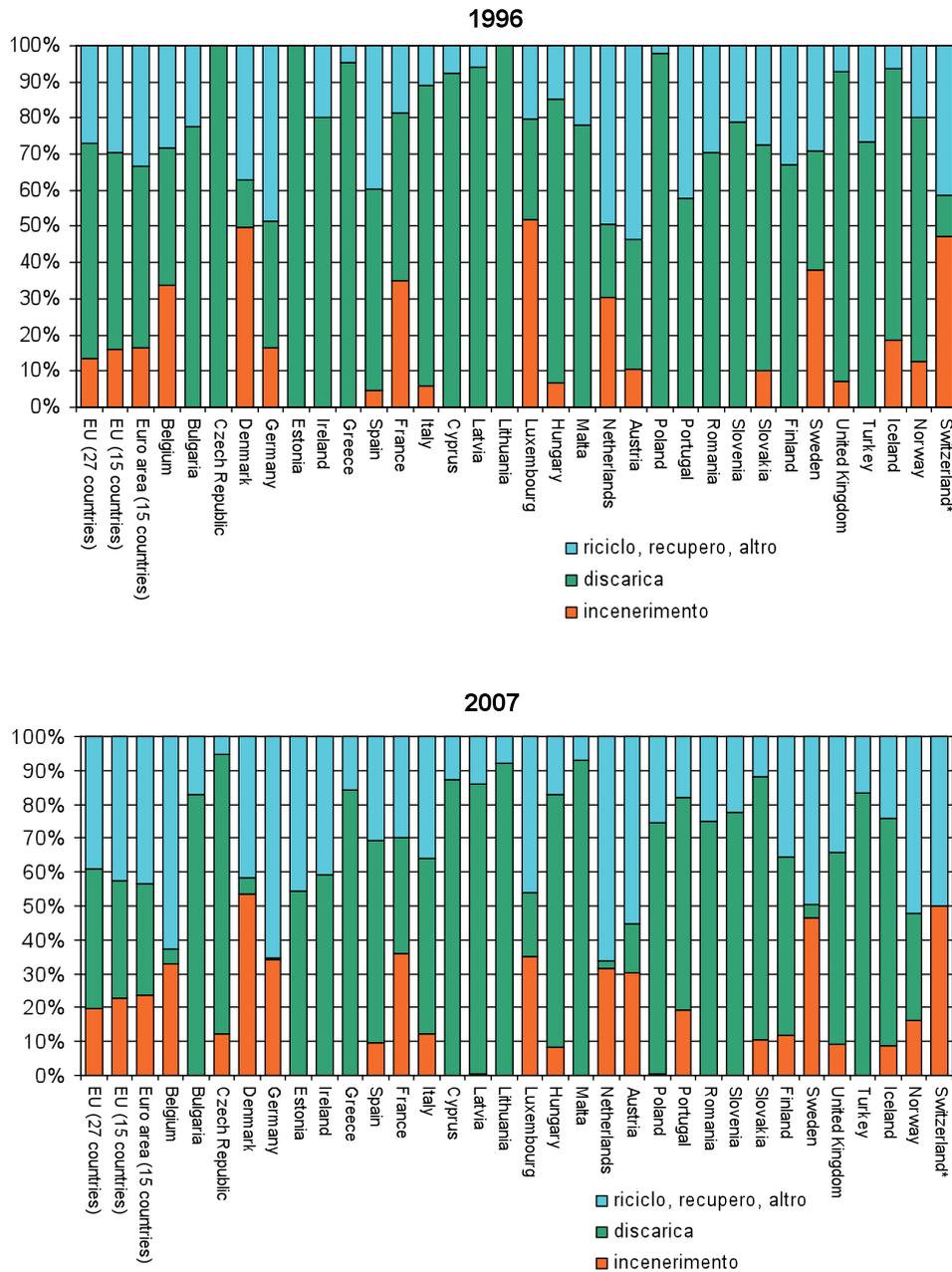
Tabella 1.1: Produzione pro-capite (kg ab⁻¹ anno⁻¹) di rifiuti urbani in Europa tra il 1995 e il 2007 (Eurostat, 2009).
In grigio vengono indicati gli Stati che sono riusciti a svincolare la produzione di RU dal PIL.

	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
EU-27	485	499	497	511	524	522	528	516	514	517	523	522
EU-15	520	537	540	555	569	572	577	565	564	558	564	562
Euro area (15 stati)	525	541	543	555	569	570	573	560	557	552	558	557
Belgio	448	464	458	465	474	467	489	469	489	482	483	492
Bulgaria	616	577	495	503	516	491	500	499	471	475	446	468
Repubblica Ceca	310	318	293	327	334	273	279	280	280	289	296	294
Danimarca	619	588	593	627	665	658	665	672	696	737	741	801
Germania	642	658	647	638	643	633	640	601	587	564	563	564
Estonia	396	422	400	413	440	372	406	418	449	436	466	536
Irlanda	524	547	557	581	603	705	698	736	745	740	804	786
Grecia	337	363	378	393	408	417	423	428	433	438	443	448
Spagna	536	561	566	615	662	658	645	655	608	597	599	588
Francia	486	497	508	509	516	528	532	513	523	532	538	541
Italia	457	468	472	498	509	516	524	524	538	542	553	550
Cipro	642	650	664	670	680	703	709	724	739	739	745	754
Lettonia	263	254	247	244	270	302	338	298	311	310	411	377
Lituania	400	421	443	350	363	377	401	383	366	376	390	400
Lussemburgo	589	607	629	650	658	650	656	684	683	678	684	694
Ungheria	468	487	484	482	445	451	457	463	454	460	468	456
Malta	413	437	461	467	535	542	543	581	625	624	624	652
Olanda	563	590	593	599	616	615	622	610	625	624	622	630
Austria	517	532	532	563	581	578	609	609	620	620	653	597
Polonia	301	315	306	319	316	290	275	260	256	319	321	322
Portogallo	399	405	423	442	472	472	439	447	436	446	454	472
Romania	333	333	284	322	363	345	383	350	345	377	388	379
Slovenia	590	589	584	551	513	479	407	418	417	423	432	441
Repubblica Slovacca	275	275	259	261	254	239	283	297	274	289	301	309
Finlandia	410	448	466	485	503	466	459	466	470	479	495	507
Svezia	385	416	431	428	428	442	468	471	464	482	497	518
Regno Unito	512	533	543	570	578	592	600	593	605	585	587	572
Croazia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Macedonia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Turchia	471	503	510	463	458	457	450	445	421	438	415	430
Islanda	437	445	452	457	466	469	478	485	506	521	570	566
Norvegia	632	619	647	596	615	635	677	696	724	759	793	824
Svizzera	603	609	613	637	657	662	678	670	662	663	711	724

Figura 1.2

Gestione dei RSU in Europa nel 1996 e nel 2007

Eurostat, 2009



* i dati riportati per la Svizzera sono relativi al 1996 e al 2006.

La termovalorizzazione dei rifiuti non è ancora attiva nella maggior parte dei paesi dell'est Europa, in Grecia ed in Irlanda, dove il ricorso alla discarica è prevalente. Tuttavia in Irlanda è stata prevista la costruzione di diversi impianti di recupero energetico, per far fronte alla carenza di aree destinabili a discariche (DOEI, 2004).

1.1.2. Impiantistica di incenerimento

Attualmente sono in funzione in Europa circa 420 inceneritori. Gli stati dove la pratica di termodistribuzione di rifiuti urbani è maggiormente consolidata sono la Danimarca, la Svezia e la Svizzera, dove la quantità di rifiuti avviata a incenerimento è di circa il 50%. Elevata (superiore al 30%) è anche la

quantità di rifiuti inceneriti in Belgio, Francia, Germania, Lussemburgo, Olanda ed Austria.

La maggior parte degli impianti presenta una configurazione impiantistica del forno dotata di griglie mobili, che permettono di ottenere un elevato livello di flessibilità garantendo un tempo di permanenza del rifiuto in camera di combustione sufficiente per il completamento delle reazioni di ossidazione. I forni a letto fluido sono meno diffusi a causa della loro complessità impiantistica e della necessità di pretrattamento del rifiuto mentre quelli a tamburo rotante vengono quasi esclusivamente utilizzati per i soli rifiuti speciali.

Nel Nord Europa gli impianti tendono mediamente a massimizzare la produzione di calore, soprattutto per utenze civili, mentre i paesi dell'area mediterranea puntano generalmente a produrre energia elettrica. Quelli caratterizzati dalle migliori prestazioni in termini di efficienza energetica sono la Finlandia, la Danimarca e la Svezia, con una produzione media di energia termica di circa 2 MWh per ton-

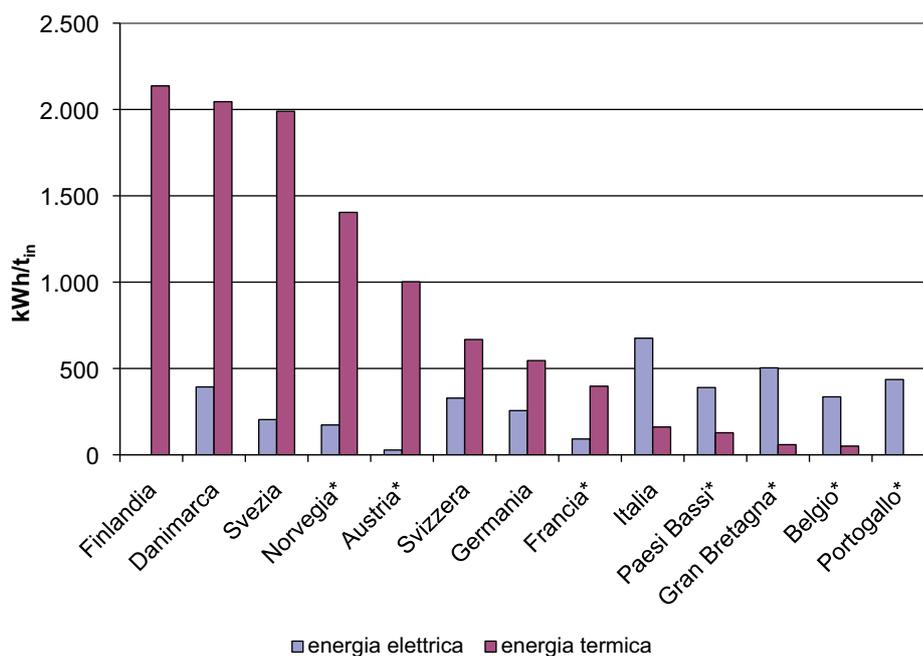
nellata di rifiuto in ingresso. Una situazione intermedia è quella di Italia, Paesi Bassi, Gran Bretagna e Belgio caratterizzati da una produzione preponderante di energia elettrica accompagnata da una modesta produzione di calore (Figura 1.3).

Per ciò che concerne le prospettive future, in Irlanda, Svezia e Germania si prevede la costruzione di 6 nuovi impianti entro il 2012, e due impianti sono già stati programmati nei Paesi Bassi e in Austria (Figura 1.4). In Gran Bretagna il Dipartimento dell'Ambiente, del Trasporto e delle Regioni (DETR) ha stimato che, a seconda dello scenario di gestione dei rifiuti che verrà intrapreso, potrebbe essere necessaria la costruzione di circa 28-165 inceneritori nei prossimi 20 anni per far fronte alla diminuzione del conferimento in discarica previsto dall'Unione Europea. Data l'impossibilità del raggiungimento del limite superiore di tale intervallo, un numero ragionevole per il DETR è di 50 nuovi impianti di incenerimento da costruirsi tra il 2000 e il 2015.

Figura 1.3

Energia venduta nel 2005 per tonnellata di rifiuti in ingresso agli impianti in alcuni stati europei

Giugliano e Grosso, 2007

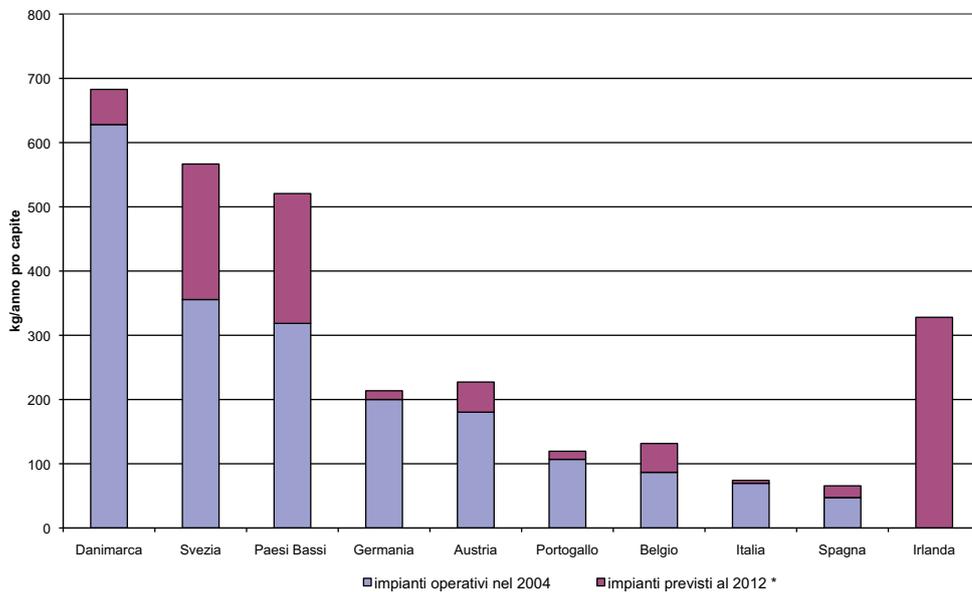


* mancanza di dati per alcuni impianti

Figura 1.4

Capacità di trattamento degli impianti di termovalorizzazione di RSU nel 2004 ed entro il 2012

Giugliano e Grosso, 2007



* rispetto alla popolazione nel 2004

1.2. LA SITUAZIONE ITALIANA

1.2.1. Produzione e smaltimento dei rifiuti solidi urbani

La produzione di rifiuti urbani nel 2007 è stata di 32,5 milioni di tonnellate, valore analogo a quanto registrato l'anno precedente. La crescita tra il 2006 e il 2007 è stata infatti inferiore alle 40 000 tonnellate, corrispondenti ad un incremento percentuale di circa 0,1% (Figura 1.5, dati ISPRA, 2009). Tale stabilizzazione può essere tuttavia legata alle limitazioni sulla possibilità di assimilare i rifiuti speciali a quelli urbani prevista dal D.lgs. 152/2006. Un ulteriore fattore di rallentamento della crescita della produzione dei rifiuti urbani può essere l'attivazione, in vari contesti territoriali, di specifiche misure di prevenzione. Tra queste gioca un ruolo importante il diffondersi di strumenti di tariffazione puntuale dei servizi di raccolta che incidono direttamente sui prezzi dei servizi e dei processi di gestione dei rifiuti. In vari contesti, inoltre, sono stati o sono in fase di attivazione strumenti finalizzati a mi-

nimizzare i flussi di rifiuti avviati ai sistemi di raccolta attraverso interventi di prevenzione, quali la progressiva riduzione del peso degli imballaggi, l'introduzione di sistemi di erogazione alla spina, la promozione dell'uso di contenitori da rendere, ecc. In alcune realtà è ormai diffuso il compostaggio domestico che permette di allontanare dai circuiti della raccolta quantità non trascurabili di frazione organica. Un ulteriore fattore che gioca un ruolo importante nella minimizzazione della produzione di rifiuti è la previsione legislativa di una progressiva sostituzione degli shopper in plastica con sacchetti in materiale biodegradabile o in tessuto riutilizzabili, nonché la diffusione dell'utilizzo delle cosiddette borse-carrello dotate di ruote (ISPRA, 2009). Malgrado la sostanziale stabilità rilevata nell'ultimo biennio, la produzione totale di rifiuti urbani ha registrato un incremento, nel periodo 2003-2007, pari all'8,4% (ISPRA, 2009).

Una risposta positiva viene dall'incremento della raccolta differenziata (Figura 1.6 e 1.7; dati ISPRA, 2009) che, nel 2007, si è collocata intorno al

27,5% della produzione totale di rifiuti urbani, valore tuttavia inferiore al target del 40% da raggiungersi entro il 31 dicembre 2007 introdotto con la Legge 296 del 2006. Si rileva un sensibile divario tra il Nord Italia, dove il 42,4% di raccolta differenziata supera l'obiettivo del 2007, ed il Centro e il Sud Italia ancora lontani da tale obiettivo, con una percentuale di differenziata rispettivamente del 20,8% e dell'11,6% nel 2007.

A valle della raccolta differenziata nel 2007 il 46,7% del rifiuto urbano residuo (RUR) è stato smaltito in discarica, con una riduzione del 2,4% rispetto al 2006 imputabile quasi esclusivamente al Nord Italia (Figura 1.8, ISPRA, 2009). Si precisa, tuttavia, che le forme di stoccaggio provvisorio, come quelle messe in atto in Campania per far fronte a situazioni di emergenza, se prolungate nel tempo non possono non essere ritenute vere e proprie forme di smaltimento in discarica. Il protrarsi dello stoccaggio delle "ecoballe" in Campania dovrebbe

indurre a considerare i quantitativi stoccati nel quadriennio 2003-2007 come smaltiti in discarica. Di conseguenza la percentuale di rifiuti allocati in discarica risulterebbe nel 2007 del 49,3% anziché del 46,7%.

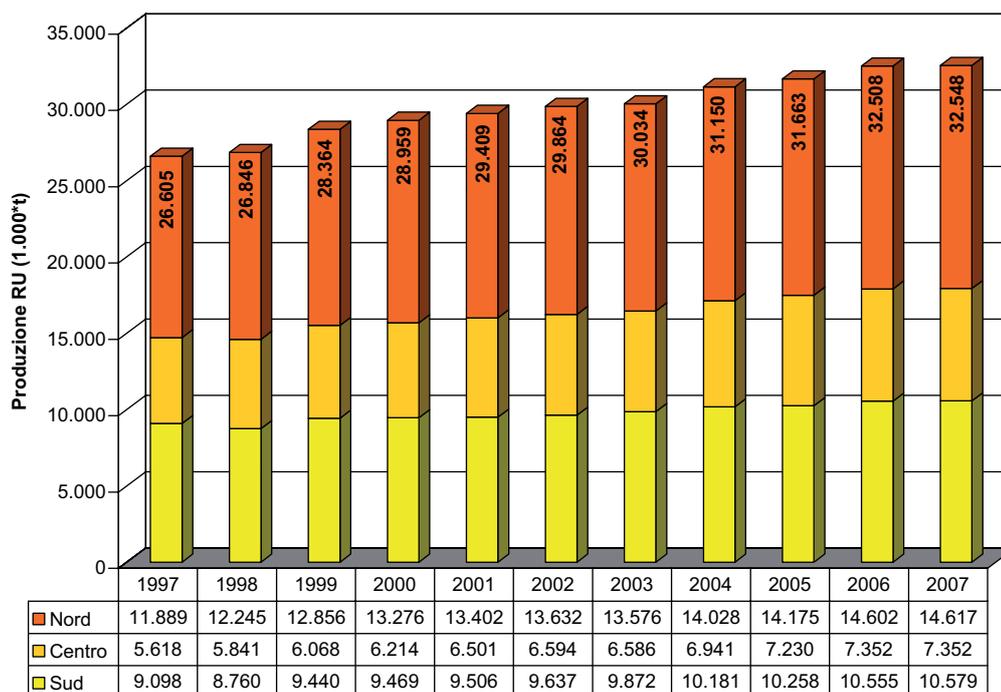
Il 22,7% del rifiuto viene sottoposto a trattamenti meccanico-biologici, con un incremento del 7,6% rispetto al 2006, e il 10,3% viene incenerito, con un incremento dello 0,1% rispetto al 2006.

Il trattamento biologico fa registrare un incremento della quantità di rifiuti gestiti. Il compostaggio di matrici selezionate riguarda il 6% del rifiuto totale, con un incremento solo del 4,8% rispetto al 2006 a causa degli scarsi risultati raggiunti in sud Italia in termini di raccolta differenziata della frazione organica. La digestione anaerobica coinvolge lo 0,6% del rifiuto, con un incremento del 34,2% rispetto al 2006. Del totale dei rifiuti trattati in digestione anaerobica, l'83% sono costituiti da frazioni organiche separate con la raccolta differenziata, mentre la re-

Figura 1.5

Produzione di rifiuti urbani in Italia tra il 1996 e il 2007

ISPRA, 2009



* mancanza di dati per alcuni impianti

Figura 1.6

Percentuale di raccolta differenziata dei rifiuti urbani in Italia tra il 2002 e il 2007

ISPRA, 2009

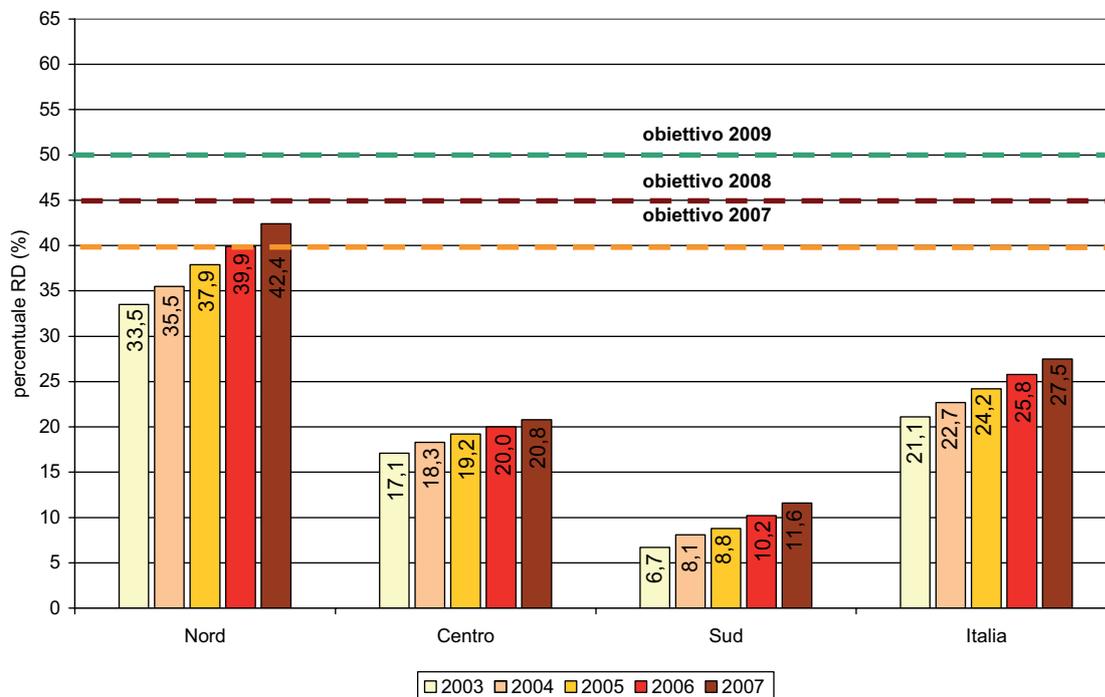


Figura 1.7

Raccolta differenziata per frazioni merceologiche, anni 2003-2007

ISPRA, 2009

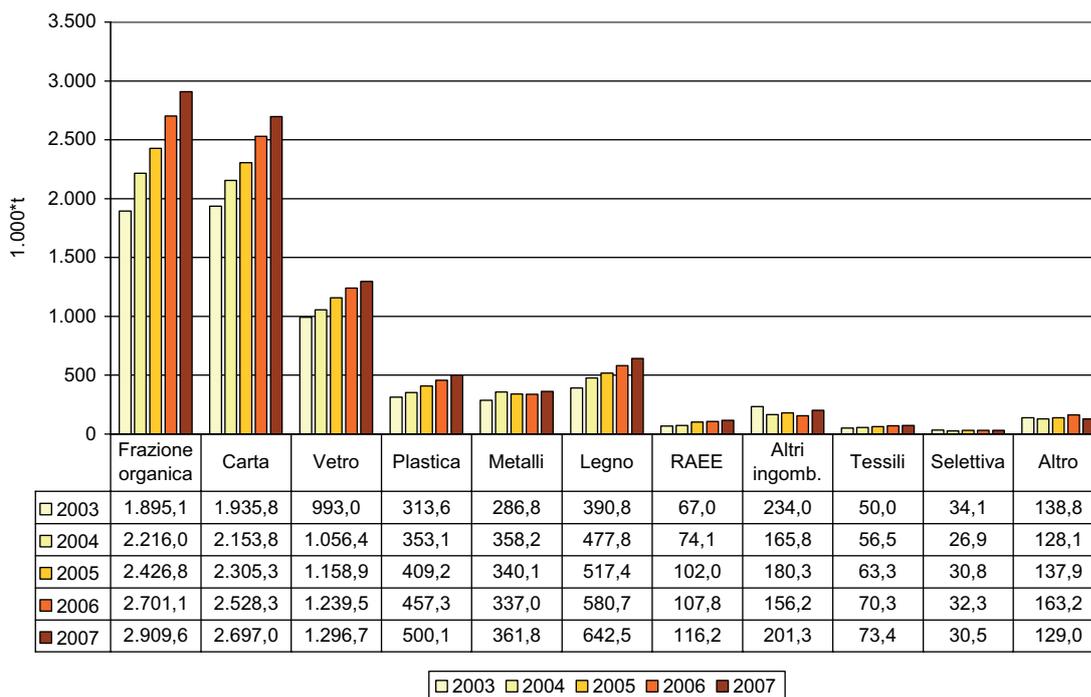
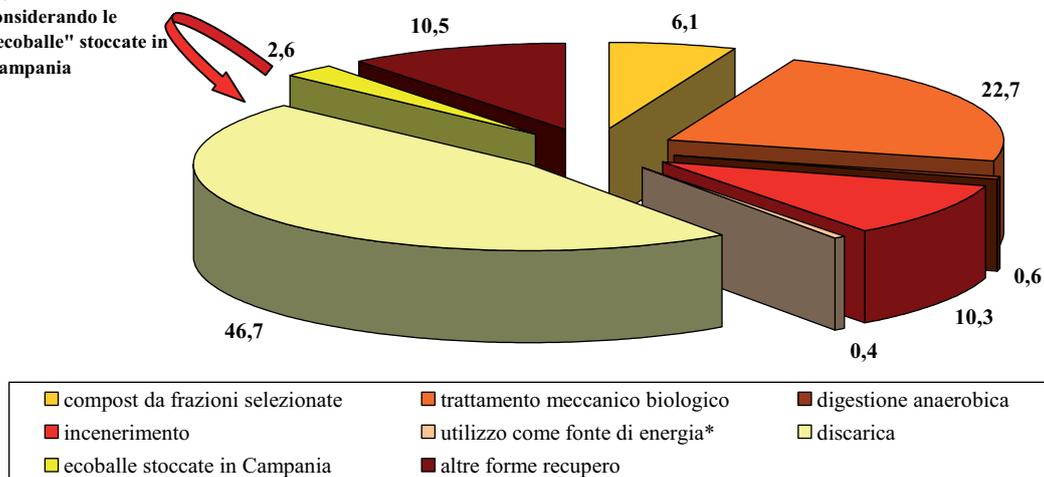


Figura 1.8

Gestione dei rifiuti urbani, 2007

ISPRA, 2009

49,3% totale smaltito considerando le "ecoballe" stoccate in Campania



stante parte è costituita da altre frazioni organiche miste provenienti dalla selezione dei rifiuti indifferenziati.

1.2.2. Impiantistica di incenerimento

Nel 2007 il numero degli impianti di incenerimento operativi ha subito una lieve flessione rispetto al 2006, passando da 50 a 47, a causa del fermo impianto di tre inceneritori situati a Verona, Siena e Taranto.

Il 60% degli impianti operativi è situato in Nord Italia. In Lombardia sono operativi 13 impianti e in Emilia Romagna 8; oltre il 70% dei 28 impianti operativi al Nord è quindi localizzata in due sole regioni. Nelle regioni del Centro sono localizzati 12 impianti, di cui 7 nella regione Toscana, 3 nel Lazio e uno nelle Marche e in Umbria. I 7 impianti presenti nelle regioni del Sud sono localizzati in Puglia (1), Basilicata (2), Calabria (1), Sicilia (1) e Sardegna (2). Per quanto riguarda gli impianti non operativi, va segnalato che l'impianto di Taranto è fermo per problemi di natura tecnico-gestionale, mentre per l'impianto di Verona (fermo da marzo 2006) si è in attesa di una riconversione tecnologica o di un revamping degli attuali forni a letto

fluidico. L'impianto di Siena dovrebbe, invece, essere riattivato a breve dopo una serie di interventi di ristrutturazione (ISPRA, 2009). Inoltre l'impianto di Potenza è in fase di collaudo e ha trattato solo 6.500 t di rifiuti urbani.

I rifiuti complessivamente inceneriti negli impianti dedicati al trattamento dei rifiuti urbani ammontano a circa 4,5 milioni di tonnellate nel 2007, di cui 3 milioni di tonnellate sono rifiuti indifferenziati, 319 mila tonnellate sono frazione secca da trattamento meccanico-biologico, 661 mila tonnellate sono CDR, 489 mila tonnellate sono rifiuti speciali e 36 mila rifiuti sanitari (Tabella 1.2, ISPRA, 2009).

Il quadro impiantistico si è lentamente modificato, sia attraverso la ristrutturazione ed ammodernamento degli impianti esistenti (potenziamento dei forni e delle linee di trattamento, ammodernamento e adeguamento dei sistemi di abbattimento delle emissioni, installazione di sistemi per il recupero energetico), sia attraverso la costruzione e la progettazione di nuovi impianti di incenerimento di rifiuti urbani e di CDR. Attualmente gli unici impianti ancora in funzione non dotati di un sistema di recupero energetico sono quelli di Messina e di Firenze, che nel 2007 hanno smaltito 26 mila tonnellate di

Tabella 1.2: Rifiuti avviati a termodistruzione in impianti per rifiuti urbani nel 2007 (ISPRA, 2009)

Regione	Numero di impianti nel 2007	Rifiuti smaltiti (t anno ⁻¹) nel 2007					CDR	Totale rifiuti trattati	Rifiuti pericolosi	% rifiuti smaltiti mediante termodistruzione
		Rifiuti urbani (RUR)	Frazione secca da TMB	Rifiuti sanitari (RO)*	Altri rifiuti speciali					
Piemonte	2	9.2087	6.104	2.794	-	-	100.985	2.794	4,3	
Valle d'Aosta	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Lombardia	13	1.614.909	172.705	12.119	345.420	177.203	2.322.356	11.983	39,8	
Trentino-Alto Adige	1	67.388	-	-	87	-	67.475	-	13,8	
Veneto	3	162.501	16.994	6.229	3.304	-	189.028	5.785	7,6	
Friuli-Venezia-Giulia	1	114.548	14.998	158	2.420	8.119	140.243	156	22,3	
Liguria	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Emilia Romagna	8	589.841	6.087	9.277	83.973	47.349	736.527	8.908	22,4	
Totale Nord Italia	28	2.641.274	216.888	30.580	435.204	232.671	3.556.614	29.626	21,1	
Toscana	7	132.350	48.508	3.291	459	60.060	244.668	3.158	9,4	
Umbria	1	-	19.801	325	23	-	20.149	325	3,5	
Marche	1	19.500	-	-	-	-	19.500	-	2,2	
Lazio	3	-	-	-	-	184.285	184.285	-	5,5	
Totale Centro Italia	12	151.850	63.309	3.616	482	244.345	468.602	3.483	6,3	
Abruzzo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Molise	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Campania	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Puglia	1	-	-	-	-	64.996	64.996	-	3,0	
Basilicata	2	22.917	3.875	823	35.583	-	63.198	33.403	11,0	
Calabria	1	-	-	-	-	116.260	116.260	-	12,3	
Sicilia	1	17.238	127	-	577	-	17.943	-	0,6	
Sardegna	2	141.848	30.006	612	17.164	2.695	192.325	182	20,2	
Totale Sud Italia	7	182.003	34.008	1.436	20.743	183.951	454.722	33.585	3,8	
Totale Italia	47	2.975.127	319.205	34.629	489.010	660.967	4.479.938	66.694	12,2	

* i rifiuti ospedalieri comprendono i rifiuti derivanti da medicazione, i rifiuti di natura biologica e rispettivi contenitori, i rifiuti derivanti da attività diagnostiche e di ricerca nonché quelli provenienti da reparti malati infettivi o da strutture comunque destinate alla loro cura.

rifiuti urbani. Gli altri impianti, dotati di sistemi di recupero di energia elettrica, hanno trattato oltre 2,7 milioni di tonnellate di RUR e CDR recuperando più di 1,6 milioni di MWhe di energia elettrica. Gli impianti dotati di cicli cogenerativi con produzione sia di energia elettrica che di calore hanno trattato oltre 1,7 milioni di tonnellate di RUR recuperando 1,3 milioni di MWhe di energia elettrica e 689 mila

MWht di energia termica. Il recupero di energia dagli impianti di incenerimento nel periodo 2000-2007 ha avuto un andamento crescente, passando da 809 MWh prodotti nel 2000 a poco meno di 3 milioni di MWh nel 2007 (ISPRA, 2009). L'83% dei rifiuti avviati a termodistruzione viene trattata in impianti dotati di forno a griglia, mentre solo il 15% viene trattato in sistemi a letto fluido. Un ruolo

marginale è assunto dai forni a tamburo rotante. Tra i sistemi a griglia, quelli raffreddati ad acqua sono utilizzati prevalentemente per i rifiuti a più alto potere calorifico (circa il 20% del rifiuto totale trattato nei sistemi a griglia) mentre i più diffusi rimangono ancora i sistemi dotati di raffreddamento ad aria, a causa dei minori costi di investimento. Tra i sistemi a letto fluido, i più diffusi sono quelli bollenti (80% della capacità totale di trattamento) mentre i sistemi a letto fluido circolante hanno un ruolo marginale (20% della capacità totale).

1.3. LA SITUAZIONE EXTRA EUROPEA

La gestione dei rifiuti a livello internazionale è estremamente diversificata da un paese all'altro a causa delle diverse situazioni economiche e delle diverse condizioni climatiche, culturali ed usanze dei popoli. Di seguito si presentano brevemente le modalità di gestione dei rifiuti negli Stati Uniti ed in Giappone, realtà più simili a quella europea per ricchezza e stile di vita.

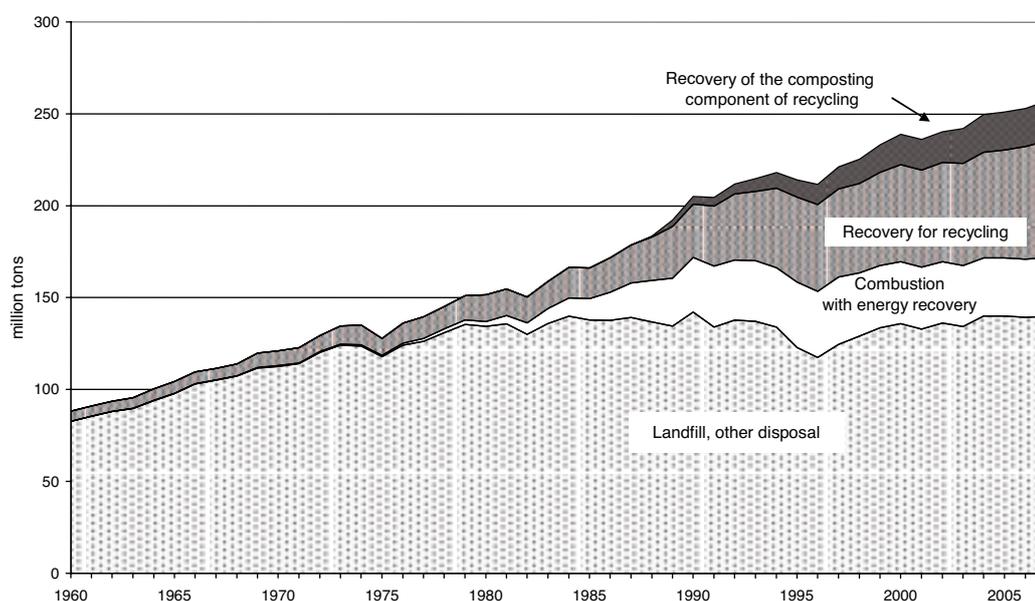
Negli Stati Uniti si è osservata una crescita piuttosto elevata della produzione di rifiuti dal 1989 al 2007 (Figura 1.9). Nel 2007 la maggior parte dei rifiuti urbani è stata smaltita in discarica (54%) mentre il 12,6% è stato avviato ad incenerimento. Nello stesso anno il recupero di materia si è assestato intorno al 33,4% (EPA, 2008). La situazione è tuttavia estremamente eterogenea: nel Connecticut, già nel 2004, più del 60% dei rifiuti urbani veniva avviato a termodistruzione mentre in ben 15 stati tale pratica non è adottata. Mediamente gli stati in cui il recupero di materia è più elevato sono caratterizzati anche da un'alta percentuale di recupero energetico. Gli impianti di termovalorizzazione attivi nel 2004 erano 104 mentre nel 2005 il loro numero è calato a 88 secondo quanto riportato dall'US-EPA (Simmons et al., 2006).

Contrariamente a ciò che accade negli Stati Uniti, in Giappone la quantità di rifiuti smaltita in discarica è del tutto irrisoria: nel 2000 il 94% dei rifiuti è stato recuperato in termini di materia o di energia. A causa infatti della mancanza di territorio da adibire a discarica, la pratica più diffusa è quella dell'in-

Figura 1.9

Andamento della gestione dei RSU negli Stati Uniti dal 1960 al 2007

Franklin Associates, Division of ERG, 2008



cenerimento che permette di ottenere una notevole riduzione del volume dei rifiuti (79,8% nel 2002). Accanto al recupero energetico, si è osservata la crescita del recupero di materia dal 1994 al 2002 (Figura 1.10).

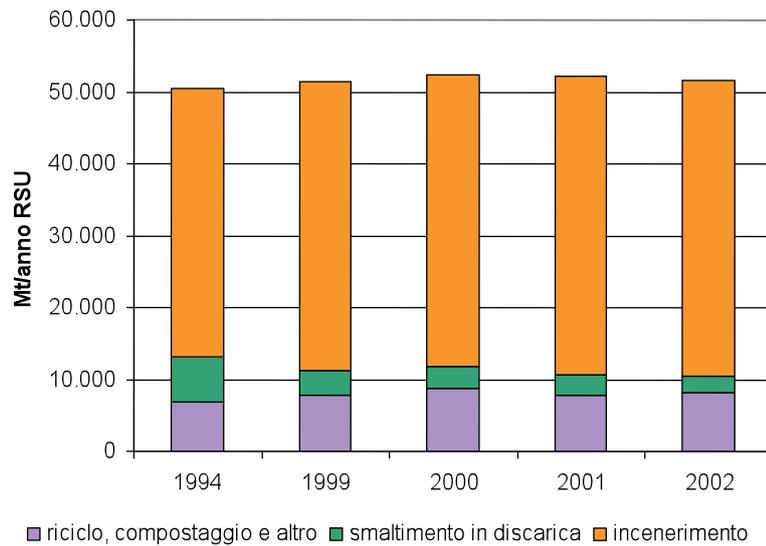
Caratteristica del Giappone è la diffusione della gassificazione dei rifiuti al posto del tradizionale processo di incenerimento. Sono presenti più di 100 impianti di cui però la maggior parte bruciano

immediatamente il syngas ed utilizzano il calore così ottenuto per la produzione di vapore da alimentare in turbina. Più rara è la depurazione del syngas e il suo utilizzo in turbogas a più elevata efficienza. Il principale vantaggio di questa tecnologia non è dunque energetico ma è associato al più facile utilizzo delle scorie prodotte e alla minor quantità di residui tossici prodotti.

Figura 1.10

Gestione dei rifiuti urbani in Giappone

Japanese Ministry of the Environment, 2003



POLITECNICO DI MILANO



DIPARTIMENTO DIAR



CiAI Consorzio
Imballaggi
Alluminio

2 IL RECUPERO DELLE CENERI PESANTI

CARATTERISTICHE GENERALI DELLE CENERI PESANTI

TECNOLOGIE DI RECUPERO DELLE CENERI PESANTI

MATERIALI RECUPERABILI

**IL RECUPERO DELLE SCORIE E DEI METALLI IN EUROPA
E NEI PRINCIPALI PAESI EXTRA-EUROPEI**

LA NORMATIVA

2.1. CARATTERISTICHE GENERALI DELLE CENERI PESANTI

Le scorie (o ceneri pesanti) vengono separate sul fondo della camera di combustione e la loro produzione è legata al contenuto di inerti nel rifiuto. In media ammontano al 15-25% in peso e al 5-10% in volume del rifiuto alimentato.

Le scorie sono composte principalmente da silico-alluminati di calcio, magnesio e ferro e presentano una matrice simile a quella delle rocce eruttive come i basalti e i graniti ma con concentrazioni decisamente superiori di metalli. In genere si evidenzia una fase scoriacea poco densa ed una vetrosa. Le principali fasi minerali riscontrabili sono quarzo, feldspati, dolomite, anidride, calcite, portlandite, magnetite, ematite, galenite, rutilo, albite, ettringite ma il numero totale di fasi minerali varia a seconda delle condizioni termodinamiche raggiunte dopo lo spegnimento delle scorie. Le famiglie chimiche riscontrabili sono silicati, ossidi, solfati, solfuri, carbonati ma anche metalli a valenza zero e leghe. In genere i silicati e gli ossidi costituiscono le frazioni più grossolane mentre nelle frazioni fini si trovano principalmente solfati e carbonati, oltre alla maggior parte dei metalli pesanti. La frazione organica incombusta è concentrata principalmente nelle frazioni più fini ed è costituita per il 95% da lignina e cellulosa e per il restante 5% da composti solubili in solventi o in acqua (acidi carbossilici, alcani, steroidi, ftalati) (Marchese et al., 2005).

Le scorie sono dotate di un comportamento pozzolanico, tipico dei materiali amorfi o parzialmente cristallini costituiti da silice e, se comparate con il terreno naturale, presentano una distribuzione granulometrica più eterogenea con una maggiore presenza delle frazioni più grossolane (10-20 mm). La densità è abbastanza simile mentre la capacità di

assorbimento dell'acqua e il coefficiente di abrasione sono più che doppi.

Per ciò che concerne le sostanze tossiche, le scorie sono decisamente meno contaminate rispetto alle ceneri volanti e ai prodotti di reazione derivanti dal processo di termodistruzione dei rifiuti. La presenza di diossine è compresa mediamente tra 0,006 e 0,75 ngI-TEQ g⁻¹ e le concentrazioni di metalli pesanti mediamente osservate negli impianti reali sono riportate in tabella 2.1. Esse dipendono dal comportamento dei metalli pesanti in combustione e lungo la linea fumi: i metalli litofili (come Cr, Ni, Li) tendono a ripartirsi preferenzialmente nelle scorie; l'arsenico, pur essendo un metallo atmofilo, non ha una temperatura di ebollizione particolarmente bassa e si ritrova anch'esso preferenzialmente nelle scorie (76% della massa iniziale); lo zinco e il piombo si ripartiscono abbastanza equamente tra le ceneri di fondo e le polveri volanti mentre i metalli più volatili (Cd, Hg) si ritrovano preferenzialmente adsorbiti nei prodotti sodici residui o in fase vapore. I composti più facilmente osservabili nelle scorie sono K₂CrO₄, FeCr₂O₄, CrO, Na₂CrO₄, Cr₂O₃, CuO, Cu₄O₃, Cu₂O, ZnCl₂, Zn₂SiO₄ e, in presenza di FeCl₃, si possono trovare anche MgFe₂O₄, MgCl₂, MgSiO₃, MgO, Fe₂O₃, Fe₃O₄ e MgCO₃ per basse concentrazioni di cloro (Wang et al., 2001). La maggior parte dei metalli si presenta dunque fissata nelle strutture cristalline di silicati ed ossidi a causa dell'elevata temperatura e delle condizioni ossidanti del processo di combustione e ciò ne limita la disponibilità all'eluizione. La concentrazione di ferro e alluminio mediamente presente nelle scorie è riportata in tabella 2.2. Entrambi tali metalli hanno un comportamento litofilo ed in camera di combustione si ripartiscono per più del 90% nelle ceneri pesanti (Belevi e Moench, 2000).

Tabella 2.1: Presenza di metalli pesanti nelle scorie (Biganzoli, 2008).

metallo	As	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	Sb	Zn
u.d.m.	µg g ⁻¹							
concentrazione	1,4-114	0,25-11	0,5-1800	0,06-0,9	28-800	194-5000	10-147,5	300-8890

Tabella 2.2: Concentrazione di ferro e alluminio nelle scorie (Biganzoli, 2008).

metallo	Al	Fe
u.d.m.	mg g ⁻¹	mg g ⁻¹
concentrazione	10-102	27,5-320

2.2. TECNOLOGIE DI RECUPERO DELLE CENERI PESANTI

Per molto tempo le ceneri pesanti sono state smaltite in discarica in quasi tutti gli stati europei ed extra europei. Negli ultimi decenni, la crescita del costo di smaltimento in discarica dei residui e la mancanza di territorio da adibire a discariche ha reso maggiormente interessante anche dal punto di vista economico il recupero delle scorie. I trattamenti più applicati vanno dal semplice recupero dei metalli in esse contenuti al riutilizzo del materiale inerte nei fondi stradali o come additivo nella produzione di cemento o di materiale da costruzione.

Tra i trattamenti più utilizzati vi sono:

- la separazione fisica;
- la separazione chimica;
- l'invecchiamento naturale e la stabilizzazione chimica;
- i trattamenti termici;
- la bonifica elettrocinetica.

2.2.1. Separazione fisica

La separazione fisica permette di rimuovere specifici materiali presenti nel flusso di scorie e incrementarne la possibilità di recupero.

Generalmente le scorie sono sottoposte a classificazione granulometrica che permette di isolare le frazioni più fini e contaminate e di separare parzialmente i materiali metallici presenti. Tale processo migliora le caratteristiche geotecniche del materiale inerte prodotto. La separazione può essere condotta a secco, con il tradizionale utilizzo di vagli a tamburo rotante o vagli piani (con dimensione media delle maglie di 20-50 mm per separare le frazioni grossolane e 2-10 mm per separare la frazione più fine e contaminata), o ad umido, con il

Tabella 2.3: Percentuali di recupero dell'alluminio dalle scorie degli impianti di termovalorizzazione di rifiuti urbani. Su sfondo colorato si riportano i rendimenti raggiungibili utilizzando le tecnologie convenzionali, in grigio quelli derivanti da tecnologie più avanzate.

Riferimento bibliografico	efficienza di recupero Al
rendimento espresso come Al recuperato/ scoria (% in peso)	
Magnus Project NL, 2003	1,77
Aluminium e Miljo, DK, 2003	Kara > 6 mm 0,36 Vestforb. > 6mm 0,128 Vejen > 6 mm 0,288 Odense > 6 mm 0,352
Rem et al., 2004	impianto AEB pilota 1,2
Association of incinerators NL, 2006	0,7-1,5
CIAL, 2006	0,49-1,17
Alu DK, 2006	0,65-0,78
Muchova et al., 2006	impianto AEB pilota 1,62
Muchova e Rem, 2007	0,35-1,05
Astrup, 2007	0,16-0,4
Barcellesi, 2008	0,8
Lamers, 2008	0,8
rendimento espresso come Al recuperato/ Al in ingresso all'impianto di trattamento (% in peso)	
Lamers, 2008	32
Pruvost, 2009	stato dell'arte Francia 65-70
rendimento espresso come Al recuperato/ Al in ingresso al forno (% in peso)	
France aluminium recyclage, 2006	35
Association of incinerators NL, 2006	48,2
Muchova e Rem, 2007	stato dell'arte 9-28 impianto AEB pilota 80
Muchova e Rem, 2007	stato dell'arte in NL 0-2 mm 0 stato dell'arte in NL 2-6 mm 7 stato dell'arte in NL 6-20 mm 45 stato dell'arte in NL >20 mm 86
	impianto AEB pilota 0-2 mm 0 impianto AEB pilota 2-6 mm 83 impianto AEB pilota 6-20mm 87 impianto AEB pilota >20 mm n.d.
Manders, 2008	unità multistadio design avanzati 55-65 70
Pruvost, 2009	stato dell'arte Francia 65-70

vantaggio di combinare la separazione fisica (basata su getti d'acqua ad alta velocità o sul principio della separazione per densità) all'estrazione in

acqua delle frazioni più solubili. Inoltre i trattamenti ad umido migliorano le caratteristiche fisiche e di lisciviazione del materiale inerte ma hanno come svantaggio un'ingente quantità di materiale fine separato. La rimozione dei metalli può essere condotta con maggiori efficienze utilizzando per i metalli ferrosi separatori magnetici e per i non ferrosi separatori a correnti indotte, il cui funzionamento è basato sul principio delle correnti indotte generate da un campo magnetico alternato, rotante e ad elevata frequenza (300-1000 Hz). Quando i metalli non ferrosi si vengono a trovare sopra il rotore magnetico vengono respinti dal campo e lanciati con forza proporzionale al rapporto tra la loro conducibilità elettrica ed il loro peso specifico. Affinché vengano raggiunte efficienze di separazione elevate, è necessario tarare la macchina sulla dimensione dei rottami che si vogliono separare. Per questo motivo è opportuno effettuare una separazione granulometrica del materiale a monte della separazione dei metalli e posizionare un separatore a correnti indotte su ogni flusso identificato. La rimozione dei metalli ha il duplice vantaggio di recuperare rottami riciclabili come materia prima secondaria e limitare i problemi di corrosione, rigonfiamento ed espansione in fase di riutilizzo del materiale inerte in opere civili.

Mediante le scorie contengono circa il 7-15% di metalli ferrosi e l'1-2% di non ferrosi. I metalli non ferrosi si presentano generalmente sotto forma di noduli di dimensione compresa tra i 5 e i 60 mm e sono composti per la maggior parte da alluminio

(più del 60%) con una percentuale minoritaria di metalli pregiati come l'ottone e il rame. Una volta separati dalle scorie mediante una macchina a correnti indotte, i noduli sono purificati dagli inerti e l'alluminio può essere separato dagli altri metalli mediante separazione densimetrica (molto spesso utilizzando la flottazione¹). L'efficienza complessiva del recupero di alluminio dalle scorie desumibile dagli studi di letteratura che sono stati analizzati è riportata in tabella 2.3. Essa può essere espressa sia rispetto alla quantità di alluminio alimentato al forno dell'impianto di incenerimento, sia rispetto al peso delle scorie. Nel primo caso il rendimento complessivo del processo di estrazione dipende dalle perdite di materiale in camera di combustione, causate dall'ossidazione del metallo e riguardanti soprattutto la frazione sottile (< 50 µm)², e dal rendimento del successivo impianto di trattamento delle scorie (Figura 2.1); ne deriva un rendimento complessivo pari a circa il 30% rispetto all'alluminio alimentato al forno (tecnologie convenzionali). Nel secondo caso bisogna considerare il rendimento dell'impianto di trattamento delle scorie e la presenza di alluminio nelle scorie grezze; il rendimento complessivo che ne deriva è pari a circa l'1% rispetto al peso delle scorie (tecnologie convenzionali). Tuttavia si osservano situazioni molto diversificate, a seconda della tecnologia utilizzata e della complessità delle linee di trattamento del residuo. La tecnologia di separazione ad umido implementata nell'impianto pilota di Amsterdam (per maggiori dettagli si rimanda al paragrafo 2.4) ha

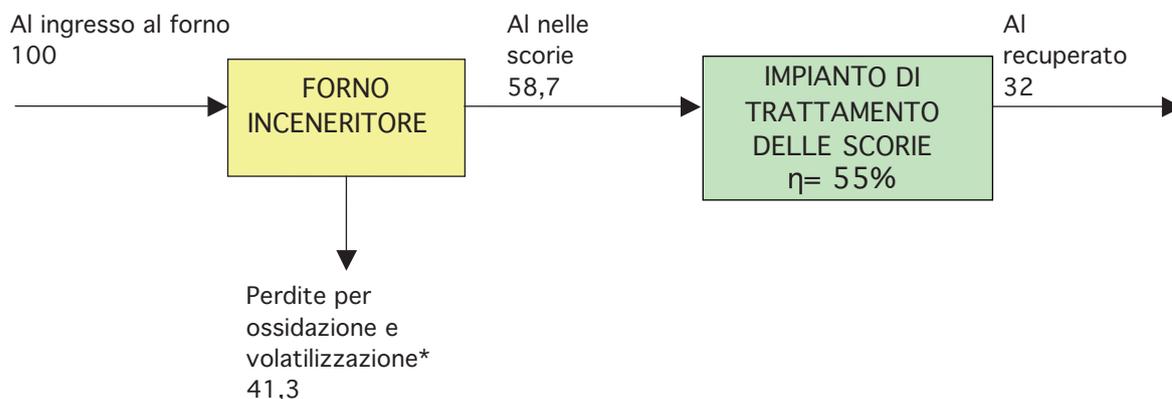
¹ I metalli non ferrosi vengono dapprima lavati in un bagno di silicone-magnetite che permette di rimuovere la polvere di ferro assieme all'acqua, successivamente vengono alimentati ad una prima vasca di flottazione riempita con un liquido di densità pari a 3,2 kg l⁻¹. I metalli con una densità superiore al liquido, come lo zinco, l'acciaio inossidabile ed il rame, precipitano sul fondo della vasca mentre i metalli più leggeri (alluminio, magnesio, composti di alluminio/acciaio) galleggiano in superficie. I metalli leggeri, così separati, vengono alimentati ad una seconda vasca di flottazione, riempita con un liquido di densità pari a 2,2 kg l⁻¹ che permette di separare il magnesio dall'alluminio e dai composti alluminio/acciaio. La separazione tra rame, zinco ed ottone può essere effettuata tramite dei sensori ottici che distinguono i colori dal giallo al rosso.

² In camera di combustione l'alluminio subisce dei processi di ossidazione e volatilizzazione che ne riducono la massa. (Vedi anche normativa CEN EN 13431:2004). Secondo alcuni studi effettuati da Pruvost (2009), circa l'84% dell'alluminio alimentato al forno come imballaggio flessibile e circa il 61% alimentato come imballaggio rigido si ritrova nelle scorie, dopo aver subito un processo di ossidazione che ne riduce la massa rispettivamente del 60% e del 26%. Bisogna poi considerare la quantità di alluminio che si concentra nel materiale fine raccolto sotto la griglia e che va a confluire nelle scorie. Si tratta del restante 10% dell'alluminio che compone gli imballaggi flessibili e del restante 39% dell'alluminio che compone gli imballaggi rigidi. L'ossidazione prodotta dalla combustione ne determina una perdita in peso rispettivamente del 21% e del 2%. I rimanenti quantitativi di alluminio si concentrano nelle ceneri volanti.

Figura 2.1

Illustrazione del destino dell'alluminio alimentato ad un impianto di incenerimento le cui scorie sono sottoposte a recupero. Si può osservare come l'efficienza di recupero dell'alluminio dipenda sia dai processi che si sviluppano in camera di combustione sia dall'efficienza di recupero dell'impianto di trattamento delle scorie. I valori fanno riferimento ad una situazione media rappresentativa che può variare molto a seconda delle tipologie di impianti considerati.

DIAR, 2009



* tale valore è stato valutato sulla base delle indicazioni riportate da Pruvost (2009) e della presenza di imballaggi flessibili e rigidi osservate nel RUR (DIAR, 2009).

permesso di raggiungere efficienze dell'80% rispetto all'alluminio in ingresso al forno. Risultati interessanti, sia in termini di recupero dei metalli che di efficienza delle fasi di classificazione dimensionale, sono emersi anche dagli studi sull'estrazione a secco delle scorie dal fondo griglia effettuati presso il centro di riciclaggio KEZO in Svizzera. Il bagno in acqua, con cui generalmente vengono spente le scorie, favorisce la loro agglomerazione peggiorando le efficienze in fase di vagliatura. Le scorie secche inoltre danno meno problemi di lisciviazione dei metalli pesanti (Lamers, 2008).

L'efficienza di recupero dei metalli ferrosi, riportata in tabella 2.4, è mediamente superiore a quella raggiungibile per l'alluminio. Si osserva, infatti, un tasso di recupero medio superiore all'80% rispetto al peso di metalli ferrosi alimentati al forno e di circa

il 6% rispetto al peso delle scorie.

La capacità di recupero dei metalli non è costante per tutte le granulometrie. La distribuzione granulometrica e il tenore di metalli in ciascuna classe dipendono da molteplici fattori: tipologia di forno utilizzato, temperatura di combustione, tempo di permanenza dei rifiuti nel forno e tipologia di rifiuto combusto. Mediamente le frazioni effettivamente valorizzabili sono quelle di dimensioni superiori ai 2-5 mm. In tabella 2.5 si riporta il tenore di metalli rilevato in Francia in ciascuna classe granulometrica valorizzabile (Pruvost et al., 2002). Si osserva che la quantità di metalli recuperabile non è direttamente legata alla dimensione dei noduli e la percentuale di metalli presenti nella frazione 5-20 mm è comparabile con quella delle granulometrie superiori.

Tabella 2.4: Percentuali di recupero del ferro dalle scorie degli impianti di termovalorizzazione di

Riferimento bibliografico	efficienza di recupero Fe
rendimento espresso come Fe recuperato Fe in ingresso all'impianto di trattamento (% in peso)	
Association of incinerators NL, 2006	82,48
Lamers, 2008	57
Muchova e Rem, 2007	83
rendimento espresso come Fe recuperato/ scoria (% in peso)	
Astrup, 2007	3,6-6,9
Barcellesi, 2008	8,01
Lamers, 2008	8

Tabella 2.5: Distribuzione dei metalli in funzione della dimensione dei noduli (Pruvost et al., 2002).

Classe granulometrica (mm)	metalli (%)
5-10	82
10-15	75
15-20	83
20-25	86
>25	90

2.2.2. Separazione chimica

Il lavaggio in acqua è il processo più semplice a cui possono essere sottoposte le scorie dopo la separazione fisica e permette di rimuovere le sostanze solubili in esse presenti. Generalmente vengono rimossi soprattutto cloriti, sodio e solfati mentre l'efficienza di rimozione nei confronti dei metalli è piuttosto bassa, poiché il pH alcalino delle scorie in sospensione acquosa (9,5-12) corrisponde all'intervallo di solubilità minimo della maggior parte dei metalli. In alcuni casi per migliorare la solubilità di alcuni composti, soprattutto dei solfati, si dosa nell'acqua del bicarbonato di sodio (NaHCO_3) o della CO_2 che favoriscono la precipitazione del calcio e dei carbonati al posto dei solfati.

Per quanto concerne i metalli, una certa capacità di estrazione con acqua è stata mostrata per il rame, il cromo e il piombo ma raramente le efficienze raggiunte permettono di soddisfare i limiti

normativi per la lisciviazione. Migliori risultati vengono raggiunti utilizzando come soluzione estraente acqua deionizzata con insufflazione di CO_2 . Raggaglia (2004) e Poletti et al. (2005) hanno dimostrato che sottoponendo le scorie a lavaggio in tale soluzione per 24 e 48 h si possono estrarre circa 7-9 mg kg^{-1} di rame, nichel e zinco; tuttavia, l'anidride carbonica ha un effetto mobilizzante sul cromo, il rame e il nichel favorendone la lisciviazione successiva.

Separazioni chimiche più efficienti possono essere implementate utilizzando al posto di acqua acidi inorganici, inclusi l'acido solforico, nitrico e idroclorico o agenti chelanti quali l'NTA (NitriloTriAcetato), l'EDTA (acido EtilenDiamminoTetraAcetico), il DTPA (acido DietilenTriamminoPentAcetico). Generalmente adottando più stadi è possibile raggiungere buone efficienze di estrazione dei metalli pesanti, tuttavia la lisciviazione delle scorie trattate non risente talvolta positivamente dell'incremento del numero di stadi di estrazione. Un possibile miglioramento del comportamento delle ceneri pesanti in questo senso può essere raggiunto facendo seguire alla fase di estrazione più stadi di risciacquo con acqua, in modo da eliminare eventuali residui dell'agente chelante. Van Gerven et al. (2007) hanno comparato le prestazioni raggiungibili con l'EDTA, l'acido citrico, l'acido ossalico, l'acido acetico ed il citrato d'ammonio nell'estrazione dei principali metalli pesanti, con una particolare attenzione rivolta al rame, che risulta essere il metallo più difficile da rimuovere, ed al rispetto dei limiti di lisciviazione per il riutilizzo delle scorie trattate. Il reagente più efficace è risultato essere il citrato d'ammonio.

2.2.3. Invecchiamento naturale e stabilizzazione chimica

L'obiettivo di tali trattamenti è di promuovere la formazione di composti minerali a bassa solubilità caratterizzati da un'elevata stabilità termodinamica e geochemica al fine di limitare i processi di lisciviazione.

Una prima stabilizzazione delle scorie può essere raggiunta mediante un processo di invecchiamento

naturale: le ceneri pesanti vengono stoccate all'aperto su di una superficie impermeabile e vengono lasciate esposte all'aria e alle precipitazioni atmosferiche per un periodo variabile tra i 3 e i 12 mesi, eventualmente irrigate mediante acqua nel caso in cui le precipitazioni atmosferiche non fossero sufficientemente abbondanti. In tal modo le reazioni (idrolisi, idratazione, dissoluzione / precipitazione, neutralizzazione, ossido-riduzione, carbonatazione, complessazione superficiale, coprecipitazione superficiale, adsorbimento³) che si sviluppano dal contatto tra le ceneri e gli agenti atmosferici (acqua, ossigeno e anidride carbonica) favoriscono l'alterazione mineralogica del materiale e l'abbassamento del pH tale da ridurre i fenomeni di lisciviazione in fase di recupero o smaltimento delle scorie (pH da 11-12 a 8-10). Le principali modifiche della composizione, delle caratteristiche geotecniche e della lisciviazione avvengono nei primi cinque mesi, durante i quali si opera l'ossidazione biologica della sostanza organica solubile residua⁴, il dilavamento dei cloruri, la diminuzione del pH e la precipitazione dei carbonati. Molto spesso il processo viene condotto in due stadi: un primo periodo di maturazione che permette di ottenere una significativa riduzione della lisciviazione del piombo seguito da una fase di vagliatura e separazione dei metalli ed un secondo stadio di maturazione che aumenta la stabilità delle scorie (Marchese et al., 2005).

Per rendere più veloce tale processo è possibile ricorrere alla carbonatazione accelerata che prevede l'utilizzo di un flusso di gas ad alta concentrazione

di anidride carbonica immesso sul fondo dei cumuli di scorie da trattare oppure in controcorrente sopra un sottile strato di scorie distese su un nastro trasportatore. Ciò permette di ridurre i tempi del trattamento a circa un mese con efficienze analoghe. Una soluzione interessante potrebbe essere l'utilizzo diretto dei fumi emessi dall'impianto di incenerimento che genera le stesse ceneri pesanti oppure l'utilizzo del biogas, ricco di zolfo e di anidride carbonica, prodotto nelle discariche. Ciò ha il duplice vantaggio di accelerare il processo di invecchiamento riducendo gli spazi adibiti allo stoccaggio e ridurre le emissioni di anidride carbonica in ambiente (Arickx et al., 2006; Sivula et al., 2008).

Una vera e propria stabilizzazione chimica può essere perseguita dosando degli additivi capaci di incrementare le capacità assorbenti del materiale con un effetto positivo sull'immobilizzazione dei metalli. Si possono utilizzare sali di ferro (III) e di alluminio (III) che favoriscono l'immobilizzazione del rame e degli ossidi di cromo e antimonio ma non hanno effetto su nichel, zinco, calcio, sodio e manganese (Comans et al, 2000; Poletini et al, 2005). Un'alternativa è l'utilizzo di agenti precipitanti come i fosfati solubili che inducono l'assorbimento dei metalli nella fase fosfata e la precipitazione come apatite (Ragaglia, 2004; Crannel et al., 2000).

L'utilizzo di tali reagenti viene spesso effettuato a valle di un processo di invecchiamento naturale al fine di raggiungere i limiti normativi del test di cessione dell'eluato. L'abbassamento del pH raggiunto mediante l'"ageing" rende più efficiente il processo di immobilizzazione dei metalli favorendo la preci-

³ Le principali trasformazioni che si realizzano durante la fase di maturazione sono:

- la carbonatazione: $\text{CO}_2 \text{ (gas)} + \text{Ca(OH)}_2 \rightarrow \text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{O}$

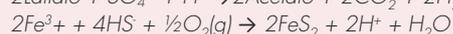
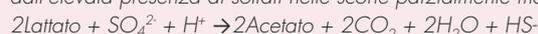
- la destabilizzazione dei solfati: $\text{CaSO}_4 \rightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}$



- la formazione di idrocalcite ($\text{Ca}_2\text{Al(OH)}_6[\text{Cl}_{1-x}(\text{OH})_x] \cdot 3\text{H}_2\text{O}$) ed ettringite ($\text{Ca}_6\text{Al}(\text{SO}_4)_3(\text{OH})_{12} \cdot 26\text{H}_2\text{O}$)

La carbonatazione rappresenta sicuramente il processo più importante, a causa dell'elevata velocità di dissoluzione della CO_2 dovuta al pH molto alcalino delle scorie. Essa provoca il trattenimento di alcuni metalli pesanti, quali Pb, Zn, Cd, che si sostituiscono al Ca del CaCO_3 .

⁴ La degradazione della sostanza organica avviene da parte di batteri solfato-riduttori, la cui crescita è facilitata dal pH prossimo ad 8 e dall'elevata presenza di solfati nelle scorie parzialmente maturate:



pitazione degli idrossidi ottenuti dalla reazione dei sali di ferro ed alluminio con i metalli presenti nelle scorie.

L'immobilizzazione dei metalli può essere condotta anche con l'aggiunta di cemento o di materiali bituminosi che riducono i fenomeni di lisciviazione di metalli pesanti. La struttura delle scorie prodotte dall'incenerimento dei rifiuti urbani non è particolarmente differente da quella delle ceneri pesanti prodotte dagli impianti che bruciano carbone e che vengono tradizionalmente utilizzate come additivi nella produzione di cemento. Sono difatti costituite per lo più da silice amorfa, allumina, ossido di ferro e ossido di calcio che possiedono un comportamento pozzolanico e partecipano alla creazione della microstruttura della matrice cementizia idratata. Le alte temperature raggiunte nei forni determinano la cattura della maggior parte dei metalli pesanti nel clinker limitandone i processi di rilascio durante l'utilizzo del cemento. Anche l'attività microbica può incrementare in modo sostanziale la lisciviazione da matrici cementizie. Wallander et al. (1997) hanno dimostrato che l'attività del fungo *ectomycorrhizal* può portare al rilascio degli inquinanti immobilizzati da reazioni con i fosfati.

2.2.4. Trattamenti termici

I processi termici più diffusi sono la vetrificazione e la sinterizzazione che permettono di ridurre i volumi dei residui e di ottenere una matrice ad elevata stabilità. La principale differenza tra i due processi è la temperatura a cui essi vengono condotti: la vetrificazione determina la fusione del materiale ad una temperatura di 1.000-1.500°C, con produzione di una fase liquida omogenea che raffredda velocemente generando una matrice vetrosa amorfa, mentre la sinterizzazione viene condotta ad una temperatura inferiore al punto di fusione ed agisce alterando la struttura della fase chimica e incorporandovi i contaminanti.

Nella vetrificazione si aggiunge del materiale vetroso, di base silicea, e gli inquinanti vengono intrappolati in essa. Durante il processo di fusione i metalli più reattivi sono ossidati e formano la matrice

vetrosa mentre i metalli meno reattivi, che vengono ridotti, formano una fase metallica separabile per densità. L'alluminio e il magnesio vengono ossidati a Al_2O_3 e MgO mentre il ferro e il rame possono essere ridotti in una fase metallica. Una certa attenzione deve essere rivolta ai metalli più volatili (Hg, As, Cd, Zn) e ad alcuni composti organici come gli IPA che tendono a volatilizzare quando vengono raggiunte temperature di circa 1.200-1.300°C (Kuo et al., 2003), sia come metalli puri che come cloruri. Non trascurabile è la composizione chimica delle scorie: secondo Perret et al. (2003) la stabilità della matrice vetrosa prodotta è strettamente influenzata dalle elevate concentrazioni di calcio, potassio e sodio presenti nelle ceneri trattate; inoltre una significativa presenza di cloro nelle scorie può incrementare il fenomeno di volatilizzazione dei metalli (Sorensen et al., 2001).

I forni adibiti alla vetrificazione sono di due tipologie: con bruciatori a combustibile fossile od elettrici. Alla prima categoria appartengono i forni pirolitici, a letto fluido, a tamburo rotante, a fusione interna ed a flusso elicoidale, mentre alla seconda tipologia fanno riferimento i forni ad arco elettrico, con resistenza elettrica, al plasma ed i forni ad induzione (a bassa e ad alta frequenza).

Nei forni pirolitici, adatti per piccole utenze, le scorie da trattare possono essere localizzate su un letto fisso o all'interno di una struttura rotante (Figura 2.2) e sono sottoposte al calore liberato da un bruciatore. I forni ad arco elettrico sono dotati di elettrodi di grafite che penetrano nella camera di fusione e ai quali viene applicata una corrente alternata in modo tale da provocare una scarica elettrica ad arco all'interno del forno stesso (Figura 2.3). Il calore sprigionato dall'arco determina la fusione quasi istantanea delle scorie che vengono successivamente allontanate e raffreddate in acqua. La sostanza organica viene completamente ossidata. Questa tecnologia è ampiamente diffusa negli impianti di produzione dell'acciaio. I forni al plasma sono dotati di una torcia al plasma; la formazione di un arco elettrico trasforma il gas presente nel forno (aria o gas inerte a seconda che si operi in

Figura 2.2

Struttura dei forni pirolitici

Sakai e Hiraoka, 1999

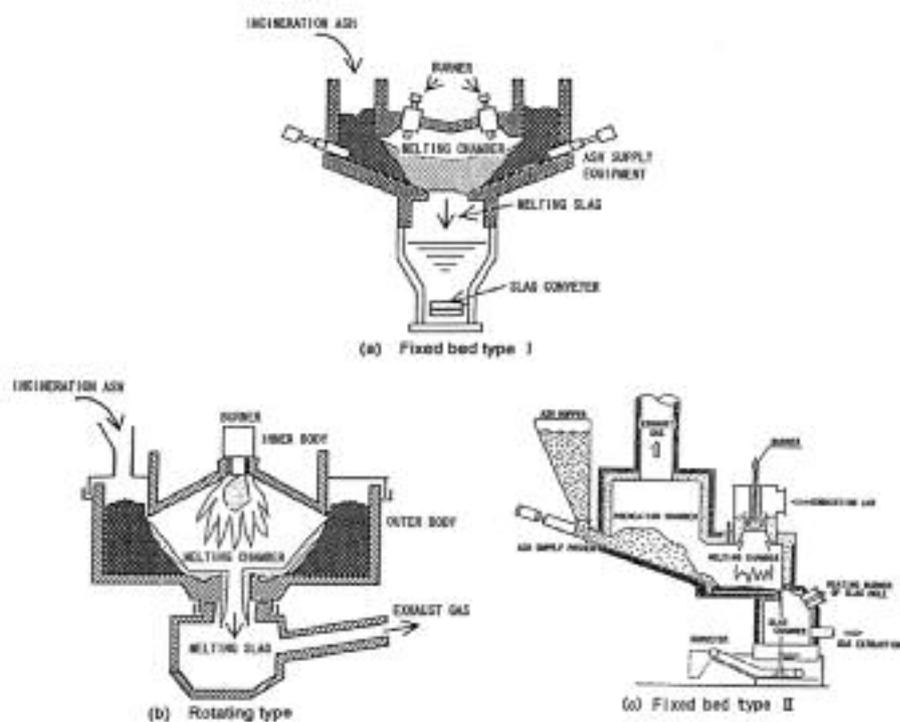
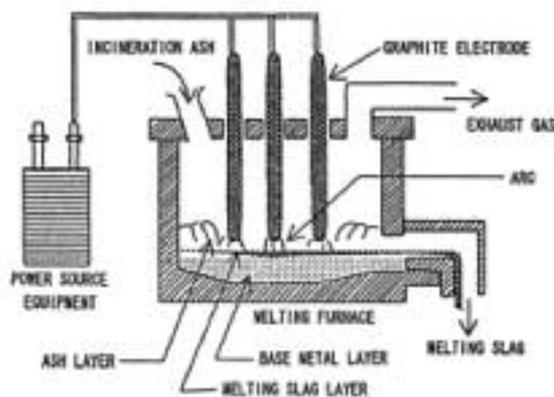


Figura 2.3

Struttura dei forni ad arco elettrico

Sakai e Hiraoka, 1999



atmosfera ossidativa o riducente) allo stato di plasma. L'elevato calore sviluppato permette la fusione delle ceneri pesanti (Figura 2.4).

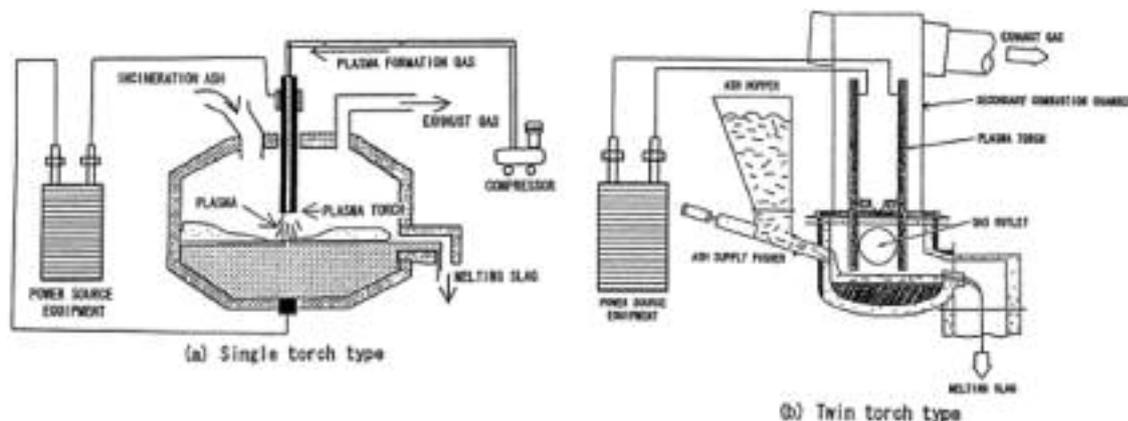
Attualmente è difficile dire quale sia la tecnologia di trattamento termico migliore in senso assoluto: si tratta di scegliere quella più adeguata alla singola situazione. Nel caso in cui il trattamento delle scorie

avenga direttamente all'interno dell'impianto di incenerimento dei rifiuti, una scelta interessante è quella di adottare un sistema che sfrutti l'energia elettrica direttamente prodotta dall'impianto stesso oppure un forno pirolitico, localizzato direttamente a valle del forno di combustione dei rifiuti. In quest'ultimo caso le scorie vengono immesse secche di-

Figura 2.4

Struttura dei forni al plasma

Sakai e Hiraoka, 1999



rettamente nel forno fusorio senza che vi sia lo spegnimento in acqua.

Per ciò che concerne l'uso della fusione ad arco elettrico, dagli studi di Ecke et al. (2001) è emerso che tale trattamento porta ad incrementare la presenza di cromo di un fattore 6 e quella di cadmio di un fattore 2, probabilmente a causa dell'erosione delle pareti refrattarie del forno.

La sinterizzazione prevede il riscaldamento delle scorie fino ad una temperatura (circa 900°C) sufficiente per l'intrappolamento delle sostanze tossiche con formazione di una matrice a bassa porosità ed elevata resistenza. Una parziale sinterizzazione si può già verificare durante il processo di incenerimento del rifiuto, in particolar modo nel caso di forni a tamburo rotante. Anche in questo caso particolare attenzione deve essere rivolta ai composti più volatili che tendono a sfuggire prima di essere intrappolati nella matrice solida.

Simile alla vetrificazione è il processo di fusione, che non prevede però l'additivazione di materiale vetroso. Le temperature sono analoghe a quelle utilizzate nella vetrificazione e si generano più fasi metalliche che possono essere separate durante il processo di fusione e riciclate dopo raffinazione. I risultati ottenuti in termini di lisciviazione dalle scorie trattate sono positivi e rendono tale trattamento sicuro nell'ottica del riutilizzo della matrice così otte-

nuta nel campo dell'edilizia. Il principale svantaggio è l'elevata richiesta energetica necessaria per raggiungere le temperature di processo, che condiziona fortemente il costo del trattamento.

Un ulteriore trattamento termico è quello idrotermico che può essere condotto sia con l'aggiunta di additivi sia in acqua pura. L'alterazione della matrice delle scorie dipende dal solvente utilizzato:

- senza l'aggiunta di additivi chimici si producono tobermorite ($\text{Ca}_5\text{Si}_6\text{O}_{16}(\text{OH})_2$) e, quando le scorie sono macinate, analcime ($\text{Na}(\text{Si}_2\text{Al})_6 \text{H}_2\text{O}$), catoite ($\text{Ca}_3\text{Al}_2(\text{SiO}_4)_{3-x}(\text{OH})_{4x}$, $x=1,5-3$) e ossido di alluminio (Al_2O_3);
- con l'aggiunta di silice si produce del minerale in fase Z ($\text{Ca}_9\text{Si}_{16}\text{O}_{40}(\text{OH})_2 (14+x)\text{H}_2\text{O}$) (Shaw et al., 2002) e della girolite ($\text{Ca}_4(\text{Si}_6\text{O}_{15}(\text{OH})_2 3\text{H}_2\text{O})$) se le scorie non sono macinate e del minerale in fase Z, della catoite e dell'ossido di alluminio se le scorie sono triturate;
- utilizzando idrossido di alluminio ($\text{Al}(\text{OH})_3$) si formano catoite, omisteinbergite ($\text{hex-CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_3$) e boemite ($\text{AlO}(\text{OH})$);
- se si aggiunge sia la silice che l'idrossido di alluminio si ottiene del minerale in fase Z, dell'ossido di alluminio e dei residui di gipsite;
- con l'utilizzo di $\text{Mg}(\text{OH})_2$ si producono tobermorite, catoite, ossido di alluminio, crisolite ($\text{Mg}_3(\text{Si}_{2-x}\text{O}_5)(\text{OH})_{4-44x}$) e residui di brucite

($Mg(OH)_2$ cristallizzato);

- utilizzando assieme $Mg(OH)_2$ e SiO_2 , si ottengono diversi minerali al variare della durata del processo (Etoh et al., 2009).

Questi minerali sono generalmente caratterizzati da una bassa capacità di scambio cationico e conferiscono alla matrice una struttura stabile limitando i fenomeni di lisciviazione dei metalli pesanti.

2.2.5. Bonifica elettrocinetica

Si tratta di una tecnica elettrochimica utilizzata generalmente per la bonifica dei suoli contaminati ma applicabile anche al trattamento delle ceneri pesanti. Si applica una corrente continua dell'ordine di $0,5-2 \text{ mA cm}^{-2}$ oppure una tensione di circa 1 V cm^{-1} in un mezzo conduttore, come il suolo o le scorie umide. I fenomeni che avvengono nel mezzo conduttore sono l'elettromigrazione, l'elettroosmosi, l'elettroforesi e l'elettrolisi dell'acqua (Figura 2.5).

Tale trattamento può essere utilizzato per rimuovere i metalli pesanti, le specie radioattive, i cianuri, i contaminanti organici (PAH, BTEX), gli idrocarburi e gli anioni in concentrazioni tali da dare tossicità (cloruri, solfati, nitriti, ecc.). Il flusso acido generato all'anodo riesce a desorbire i metalli pesanti e li rende disponibili all'estrazione, con efficienze superiori a quelle raggiunte da altri processi di bonifica.

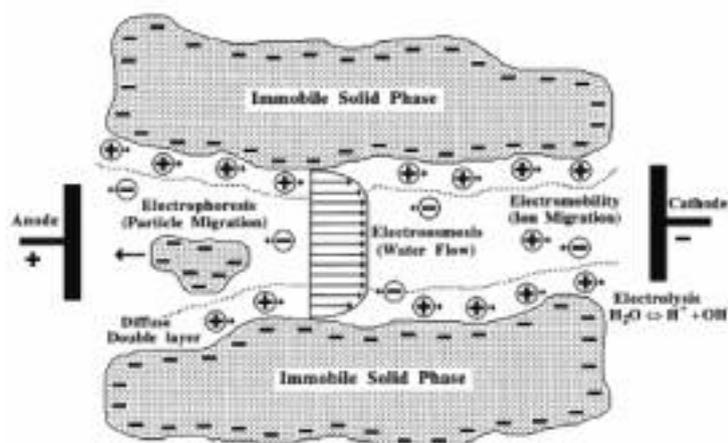
Alcune prove di bonifica elettrocinetica su ceneri pesanti sono state eseguite dall'Istituto Giordano di Rimini, con l'obiettivo di rimuovere i sali ed i metalli pesanti solubili che sono un fattore limitante per il recupero degli inerti. I vantaggi rispetto alle tecniche tradizionali di vetrificazione delle scorie sono i bassi costi, il recupero dei metalli pesanti che si depositano sugli elettrodi, la rimozione ad alto rendimento dei cloruri, la diminuzione dell'umidità per elettrolisi e la produzione di residui gassosi recuperabili come il Cl_2 , l' O_2 e soprattutto l' H_2 (i primi due nei pressi dell'anodo e l'idrogeno al catodo). Tra gli svantaggi vi sono i tempi di trattamento abbastanza lunghi (3-4 giorni), la necessità di rimuovere i rottami metallici a monte del trattamento e la possibilità di estrarre solo gli inquinanti solubili e polarizzati. Questo limite non è però fondamentale per le ceneri pesanti, in quanto l'obiettivo è di estrarre i metalli liberi o legati ai sali deboli che possono essere lisciviati con l'acqua.

Le prove realizzate hanno verificato la migrazione dei principali metalli pesanti (Pb, Cu, Zn, Ba, Cd, Cr), la possibilità di estrarre i cloruri con un'elevata efficienza, la diminuzione dell'umidità fino al 35-40%, una probabile riduzione del COD e costi energetici limitati (7-9 euro per tonnellata di scoria) (Traina).

Figura 2.5

Schema generico di bonifica elettrocinetica

Coletta et al., 1997



2.3. MATERIALI RECUPERABILI

I materiali recuperabili dal trattamento delle scorie sono il materiale granulare inerte ed i metalli ferrosi e non ferrosi.

2.3.1. Recupero dei metalli

I metalli separati durante il trattamento delle scorie vengono inviati a fonderie e acciaierie dove vengono miscelati con rottami primari e secondari per riprendere nuova vita.

Recupero dei metalli non ferrosi

La fusione dei rottami di alluminio avviene in forni salini. Se il materiale alimentato presenta caratteristiche eterogenee si utilizzano forni di tipo rotativo al cui interno assieme al rottame viene alimentato del fondente, in genere cloruro di sodio, che fondendo ad una temperatura poco più bassa dell'alluminio forma una crosta, detta salt cake, che circonda il fuso di alluminio riducendone il contatto con l'aria e quindi la sua ossidazione. Inoltre ingloba al suo interno gli ossidi di alluminio presenti ed altri sottoprodotti che si formano nel corso del processo di fusione, come solfuri e nitruri di alluminio. Mediamente durante il processo di fusione dei rottami di alluminio, circa il 12% del metallo viene ossidato e circa il 10% viene perso poiché si mescola con le scorie rimosse dalla superficie del metallo fuso. Una parte di questo alluminio viene recuperato dal successivo trattamento delle scorie di fusione. Le perdite nette sono irreversibili e possono raggiungere il 38% se la fusione avviene in fornaci a gas o a gasolio anziché in forni a induzione. La causa principale di tali perdite è la bassa densità dell'alluminio che ne determina il suo galleggiamento per tempi prolungati sulla superficie dei metalli fusi e ne causa l'elevata ossidazione. A ciò vanno aggiunte tutte le perdite preliminari legate alle fasi di selezione, che possono raggiungere l'8%.

L'alluminio riciclato viene impiegato in diversi settori: nei trasporti (ad esempio auto, pistoni e cilindri, componenti e accessori, cerchioni per auto e moto),

nell'edilizia (ad esempio radiatori, porte, finestre, maniglie ed altri accessori) e nella produzione di beni durevoli (ad esempio caffettiere, biciclette).

Recupero dei metalli ferrosi

La fusione dei rottami ferrosi avviene in forni elettrici. I più impiegati sono quelli ad arco, nei quali il calore viene apportato dalla radiazione dell'arco elettrico che si forma tra gli elettrodi di grafite e di bagnio. La temperatura raggiunta è di circa 3.500°C. Meno utilizzati sono i forni ad induzione, nei quali il riscaldamento è prodotto dalla corrente elettrica indotta nel corpo da riscaldare tramite una bobina induttrice. Questi ultimi vengono utilizzati quando si vuole procedere ad una rifusione.

I principali settori industriali che recuperano i rottami di metalli ferrosi sono gli altiforni per la produzione della ghisa, le acciaierie per la produzione dell'acciaio e le fonderie di seconda fusione per la produzione di manufatti in ghisa. I materiali ottenuti sono ghise, leghe di ferro, laminati a caldo, profilati e barre, tubi per cemento armato, tubi, derivati vergella, acciaio per strutture precomprese, trafilati a freddo, nastri laminati a freddo e reti elettrosaldate. La maggiore criticità nel recupero dei rottami ferrosi è la presenza di stagno, che rappresenta un inquinante.

2.3.2. Recupero del materiale inerte

Il materiale inerte ottenuto può essere utilizzato per la produzione di cemento e di calcestruzzo, per la fabbricazione di ceramiche e fibre vetrose e come materiale da riempimento in aree degradate, in pavimentazioni stradali e massicciate ferroviarie.

Produzione di cemento

Il materiale inerte ottenuto dal trattamento delle scorie può essere recuperato come materia prima da utilizzarsi per la preparazione della farina cruda alimentata al forno dei cementifici.

Le scorie sono costituite per lo più da silice amorfa, allumina, ossido di ferro e ossido di calcio che possiedono un comportamento pozzolanico ed aggiunte alla farina cruda partecipano alla creazione

della microstruttura della matrice cementizia idratata. Inoltre le alte temperature raggiunte nei forni permettono di catturare la maggior parte dei metalli pesanti nel clinker limitandone i processi di rilascio durante l'utilizzo del cemento⁵.

Generalmente le scorie vengono utilizzate in sostituzione della marna necessaria per la produzione della farina cruda. Tuttavia, poiché le scorie hanno un contenuto di carbonato di calcio inferiore rispetto a quello della marna, è necessario aggiungere più calcare in modo tale che le caratteristiche del clinker rimangano invariate.

I principali problemi che emergono aggiungendo le scorie alla farina cruda sono legati all'ossidazione dell'alluminio in esse contenuto con produzione di idrogeno che può condurre al degrado della struttura solida del cemento favorendo le infiltrazioni di acqua. Per tale motivo la rimozione dei metalli dagli inerti, prima del loro recupero, dovrebbe essere condotta con elevate efficienze. Un ulteriore problema che è emerso in alcuni cementifici è l'elevata presenza di cloruro che non dovrebbe superare le 100 ppm nel materiale di scarto usato per produrre la farina cruda. Ciò limita la quantità di scorie addizionabile alla farina cruda a piccole percentuali di circa il 3,5% (Pan et al., 2008).

Per quanto riguarda la qualità del prodotto ottenuto, non si osservano variazioni rispetto al cemento realizzato senza aggiungere le scorie alla farina cruda, né in termini di distribuzione granulometrica del cemento, né di resistenza a compressione. Si osserva, invece, il rallentamento della cinetica di idratazione (Quenée et al., 2000) e, di conse-

guenza, il ritardo del tempo di presa, nonché la produzione di portlandite, ettringite, gesso ed anidrite durante la fase di idratazione.

Produzione di calcestruzzo

Affinché le scorie possano essere utilizzate per la produzione di calcestruzzo è spesso necessario che siano sottoposte, oltre che alla rimozione dei metalli ferrosi e non ferrosi, anche a processi di lavaggio per migliorarne le caratteristiche ambientali.

I parametri da considerare per la produzione di un buon calcestruzzo sono sia di natura fisica che chimica (Collivignarelli et al., 2008). Per quanto riguarda la caratterizzazione granulometrica, i principali parametri da determinare sono:

- la curva granulometrica: un eccesso di particelle di grosse dimensioni diminuisce la lavorabilità del calcestruzzo ed un eccesso di particelle fini ne causa la disgregazione;
- il contenuto di polveri o materiale passante al setaccio 0,063 mm: le particelle fini sono necessarie per rendere l'inerte assortito e favorire la lavorabilità del calcestruzzo ma non devono essere troppo numerose;
- il valore dell'equivalente in sabbia o del blu di metilene: misurano il contenuto di argilla, materiale indesiderabile perché impedisce una buona adesione tra pasta cementizia ed aggregato.

Per quanto concerne la caratterizzazione fisica bisogna considerare la massa volumica dei granuli a superficie asciutta, utilizzata per calcolare la corretta composizione del calcestruzzo, e l'assorbimento di acqua, che dipende dalla porosità dell'aggregato. Per la caratterizzazione chimica bi-

⁵ Le fasi minerali che si formano durante tale processo sono:

- i silicati di calcio idrati ($nCa-O-nSiO_2-nH_2O$ o CSH): sono presenti in fase amorfa nella matrice cementizia e la loro composizione è legata al rapporto C/S da cui dipende la capacità di adsorbimento dei metalli pesanti;
- gli idrati di calcio e di alluminio I (fase AFm): corrispondono alla formula $[Ca(Al, Fe)(OH)_6]X \cdot xH_2O$, dove X può essere OH, SO_4^{2-} , CO_3^{2-} . L'Al e il Fe possono essere sostituiti da cationi trivalenti come il Cr^{3+} ;
- gli idrati di calcio e di alluminio II (fase AFt): corrispondono alla formula $[Ca_3(Al, Fe)(OH)_6 \cdot 12H_2O]2X_3 \cdot xH_2O$, dove X corrisponde a i gruppi SO_4^{2-} , CO_3^{2-} o CrO_4^{2-} . L'Al può essere sostituito da Fe^{3+} , Cr^{3+} o Ca;
- gli idrossidi: corrispondono alla formula $X^+(OH)_y$ o $XO(OH)$, dove X può essere Mg, Al, Fe per gli idrossidi e Al, Fe per gli ossi-idrossidi. Sono composti caratterizzati da un elevato potere adsorbente nei confronti dei cationi;
- i carbonati: provengono dal legante idraulico utilizzato e sono in grado di intrappolare i metalli pesanti;
- gli ossidi e gli idrossidi complessi dei metalli: precipitano a causa del pH basico.

sogna per lo meno considerare:

- la reattività in presenza di alcali: la presenza di composti contenenti silice reattiva, che possono reagire con gli alcali comunemente presenti nel cemento, può provocare fenomeni espansivi e fessurativi specialmente in strutture esposte all'umidità dell'ambiente (ASR)⁶;
 - il contenuto di cloruri solubili in acqua: può generare fenomeni di corrosione nei ferri di armatura;
 - il contenuto di solfati solubili in acido: va limitato poiché può provocare fenomeni espansivi legati alla formazione di gesso ed ettringite, tuttavia una piccola percentuale di solfato è necessaria per evitare la presa rapida del cemento;
 - il contenuto di sostanza umica negli aggregati fini: se rilevante può generare interferenze con il processo di idratazione del cemento, provocando un rallentamento nei tempi di presa ed un abbassamento delle resistenze meccaniche alle brevi stagionature;
 - il contenuto di contaminanti leggeri: lignite e carbone possono causare macchie ed espulsione degli elementi lapidei prossimi alla superficie del calcestruzzo, inoltre il carbone può dar luogo a fenomeni di rigonfiamento;
 - la perdita per calcinazione: permette di valutare se sia presente un elevato contenuto di sostanza organica;
 - il contenuto di calce libera: la presenza di calce libera negli aggregati leggeri (peso specifico inferiore a circa 2.650 kg m⁻³) può provocare fenomeni di rigonfiamento nel calcestruzzo indurito.
- Deve, inoltre, essere condotto il test di cessione per valutare la sicurezza ambientale degli eluati ed il rispetto dei limiti normativi previsti nello Stato di riferimento.
- L'utilizzo di scorie e ceneri volanti nella produzione di calcestruzzo è largamente diffuso grazie alla loro

composizione e alle proprietà pozzolaniche. Le percentuali di utilizzo delle scorie nel calcestruzzo sono molto variabili: Bertolini et al. (2004) indicano quantitativi fino al 30% in peso se le scorie addizionate sono umide.

Il principale problema di tale pratica è legato, ancora una volta, alla presenza di alluminio che deve essere ridotta al minimo per evitare la formazione di idrogeno che può, in fase di utilizzazione, alterare la struttura del calcestruzzo e favorire le infiltrazioni di umidità (Pecqueur et al., 2001; Pera et al., 1997). L'alluminio si corrode in ambiente alcalino mediante il seguente processo:

- processo anodico: $Al + 2H_2O \rightarrow AlO_2 + 4H^+ + 3e^-$

- processo catodico: $2H_2O + 2e^- \rightarrow H_2 + 2OH^-$

L'alluminio è particolarmente reattivo quando il metallo viene a contatto con la soluzione che si forma dall'idratazione del cemento (pH 13); si produce allora una grande quantità di idrogeno che rimane intrappolato nel calcestruzzo determinandone la fessurazione. Qualora il pH dell'acqua scenda a valori intorno a 9-10, l'idrossido di alluminio forma $Al(OH)_3$ in forma di gel:

$Al_2O_3 + 2H_2O \rightarrow Al(OH)_3 + OH^-$.

Altri fenomeni che concorrono al rigonfiamento del calcestruzzo sono la formazione di ettringite (a) e di idrossido di magnesio e calcio (b). La prima (a) ha luogo quando il materiale è saturo di acqua; la seconda (b) riveste comunque un ruolo marginale se confrontata coi primi due meccanismi.

a) $Al_2O_3 + 3CaSO_4 + 3Ca(OH)_2 + 28H_2O \rightarrow (CaO)_2(Al_2O_3)(CaSO_4)_3(H_2O)_{31}$

b) $CaO + H_2O \rightarrow Ca(OH)_2$

$MgO + H_2O \rightarrow Mg(OH)_2$

Le conseguenze negative legate alla produzione di idrogeno si riducono quando le ceneri vengono spente in acqua ed addizionate al calcestruzzo umide (come slurry). La reazione dell'alluminio inizia

⁶ La reazione ASR (reazione alcali-aggregati) è una reazione tra gli alcali presenti nel cemento ed alcuni tipi di aggregato. Essa provoca la formazione di un gel di calcio silicato idrato che a contatto con l'acqua aumenta di volume esercitando una pressione interna al materiale. Causa perciò spalling e perdita di resistenza del calcestruzzo:

$Ca(OH)_2 + H_4SiO_4 \rightarrow Ca^{2+} + H_2SiO_4^{2-} + 2H_2O \rightarrow CaH_2SiO_4 \cdot 2H_2O$

già durante la formazione dello slurry e si esaurisce prima che venga unito al resto del materiale (Bertolini et al., 2004).

In sostituzione della ghiaia e del cemento usati per la produzione di calcestruzzo è possibile utilizzare anche le scorie sottoposte ad un trattamento di vetrificazione. La vetrificazione elimina i problemi legati alla lisciviazione dei metalli pesanti, in quanto questi vengono intrappolati nella matrice vetrosa, e quelli legati alla reazione alcali-aggregati, dovuta all'interazione tra i frammenti di vetro e gli altri composti a base di silice presenti nelle scorie e gli alcali presenti nel cemento. Infatti la composizione dei vetri post consumo differisce dalla composizione della matrice vetrosa che si produce al termine del trattamento termico delle scorie e non dà luogo a fenomeni degenerativi del calcestruzzo.

Studi riportati in letteratura (Ferraris et al., 2009) hanno mostrato come le scorie vetrificate (granulometria inferiore a 90 µm) possano sostituire il cemento nella produzione di calcestruzzo fino a quantità pari al 20%, senza modificare in modo eccessivo le proprietà meccaniche del materiale ottenuto. Un'altra possibilità è l'uso delle scorie (granulometria 5-20 mm) in sostituzione alla ghiaia in quantità fino al 75% in volume.

Un tale utilizzo delle scorie risulta molto vantaggioso quando sono prodotte da impianti di smaltimento termico dei rifiuti alternativi, quali gli impianti di gasificazione, che operando ad alte temperature (circa 1.600°C) garantiscono la vetrificazione diretta delle scorie (Kwak et al., 2006). Qualora si utilizzino scorie da processi di incenerimento dei rifiuti urbani tradizionali, il processo di vetrificazione risulta molto oneroso e poco praticato.

Produzione di piastrelle

Numerose sono le esperienze di riutilizzo delle scorie per la fabbricazione di pavimentazioni.

In Giappone le ceneri pesanti vengono frequentemente utilizzate assieme ai fanghi urbani per la realizzazione di pavimentazioni permeabili. Lo studio condotto da Lin et al. (2006) ha mostrato che una percentuale troppo elevata di ceneri pesanti (supe-

riore al 10%) peggiora le qualità meccaniche delle piastrelle, in particolar modo per ciò che concerne la resistenza alla compressione, ed incrementa la permeabilità ed il tasso di assorbimento dell'acqua. La presenza delle scorie conferisce infatti una struttura di micropori alla piastrella, a causa delle sostanze organiche che volatilizzano e dei gas che si espandono durante la fase di sinterizzazione. Tassi di assorbimento dell'acqua troppo elevati possono tuttavia essere controllati innalzando la temperatura di sinterizzazione. E' bene ricordare che per poter utilizzare le scorie nella realizzazione di piastrelle è necessario rimuovere precedentemente i metalli in esse contenute.

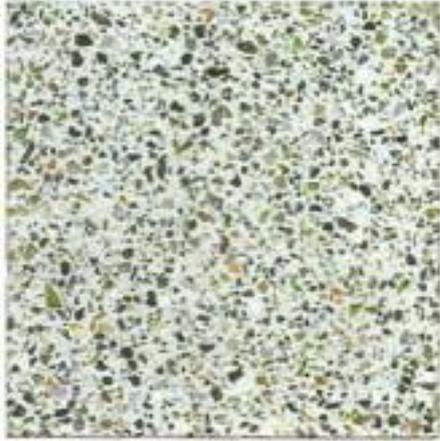
Interessante esperienza italiana è quella della D'Ascenzi Spa, ditta specializzata nella produzione di pavimentazioni ottenute utilizzando gli inerti da cava, che ha da poco sperimentato l'utilizzo delle ceneri pesanti da attività di termovalorizzazione in aggiunta al tradizionale laterizio. La miscela di scorie, inerti e cemento, con l'aggiunta di alcuni additivi fluidificanti e acceleranti la presa, ha dato vita a due tipologie di piastrelle: autobloccanti e a vista (Figura 2.6). La malta, ottenuta dai materiali elencati, viene colata in casseformi, che vengono rullate e vibrare o vibro pressate e successivamente sottoposte ad essiccazione. Il prodotto destinato a produrre autobloccanti viene poi lasciato maturare in aria libera mentre le piastrelle a vista sono lucidate per mettere in evidenza i granuli ed i frammenti di vetro e di metallo. I pavimenti sono, infatti, ottenuti da scorie de-metallizzate, tuttavia alcuni frammenti metallici vi permangono e danno alla superficie una certa iridescenza. Le proprietà delle piastrelle così ottenute sono del tutto analoghe, per resistenza al taglio e spessore, a quelle tradizionali già commercializzate.

Le prove di lisciviazione condotte sulle piastrelle non hanno mostrato particolari problematiche. I metalli che vengono lisciviati tendono a precipitare in tempi più o meno brevi, formando soprattutto idrossidi insolubili. Interessante è il rilascio di ioni rame, dall'attività antibatterica, che precipitano sulla superficie del pavimento come $\text{Cu}(\text{OH})_2$ se si uti-

lizza una soluzione di lavaggio a pH neutro (Plescia et al., 2006).

Figura 2.6

Piastrella a vista



Realizzazione dei sottofondi stradali

Interessante è il recupero delle scorie nel settore dei sottofondi stradali, a causa delle ingenti quantità di materiali utilizzati in questo campo. Le scorie, principalmente quelle di granulometria inferiore a 4 mm e superiore a 80 mm, vengono utilizzate come inerte da aggiungere alla miscela di sabbia, bitume ed acqua, per la realizzazione dello strato di collegamento o massetto che deve garantire un adeguato assorbimento degli sforzi trasmessi, ad esempio, dai carichi ai vari strati del corpo stradale. Tuttavia le scorie devono essere trattate per ridurre gli impatti ambientali legati al loro utilizzo.

Studi effettuati da Bruder-Hubscher et al. (2001) non hanno mostrato evidenti variazioni nella qualità del percolato da strade per la cui costruzione sono state utilizzate ceneri pesanti e strade con sottofondo in materiale naturale. In altri casi è stato osservato un certo peggioramento solo per quanto riguarda il piombo (Hartlén et al., 1999), il cromo ed il rame (Aberg et al., 2006).

Per considerare i danni ambientali legati alla lisciviazione dei metalli bisogna tenere conto degli scenari di lungo termine e non solo di quelli di breve periodo. Lind et al. (2008) hanno simulato la lisciviazione, su un periodo di 16-80 anni e su di uno di 1.000 anni, che potrebbe derivare dall'utilizzo

o di sola ghiaia o di sole scorie per la realizzazione di sottofondi stradali (lisciviazione in laboratorio con rapporto L/S pari a 125) ed hanno osservato che nel breve periodo (16-80 anni) la lisciviazione di rame è decisamente superiore per le scorie piuttosto che per la ghiaia ma in un periodo di 1.000 anni in entrambe le situazioni si eccede il valore di fondo. Contrario è il comportamento dello zinco: nel breve periodo la differenza tra i due scenari è limitata ma nel lungo periodo l'ammontare di zinco lisciviato dalla strada con le scorie è decisamente superiore alla quantità lisciviata dalla strada con la ghiaia.

Studi più approfonditi e basati non solamente sui risultati dei test di lisciviazione ma sull'approccio dell'analisi del ciclo di vita sono stati effettuati dall'Environment and Resources DTU (2005). In tal modo sono stati considerati tutti i benefici e gli impatti legati all'utilizzo delle scorie per sottofondi stradali anziché al loro conferimento in discarica. Dallo studio è emerso che gli impatti di natura ambientale, soprattutto l'ecotossicità nelle acque e la tossicità umana del suolo, sono maggiori nello scenario in cui le scorie vengono recuperate, a causa del rilascio di rame e della lisciviazione dei sali, mentre per ciò che riguarda il consumo di risorse gli impatti sono analoghi: si ha un maggior consumo di energia e di argilla nello scenario di conferimento in discarica delle scorie ed un maggior impatto sulla falda nello scenario di riciclo delle ceneri pesanti. Confrontando, invece, i due scenari LCA che prevedono l'utilizzo di scorie o di soli materiali naturali per la costruzione delle strade, non emergono particolari differenze (Birgisdottir et al., 2007).

Un confronto tra tre differenti alternative di recupero/smaltimento delle scorie è stato condotto da Toller et al. (2009) mediante la metodologia dell'analisi del ciclo di vita. Le scorie possono essere utilizzate nella realizzazione dei sottofondi stradali (scenario 1), per la realizzazione dello strato drenante nella copertura finale delle discariche (scenario 2) oppure possono essere smaltite in discarica

(scenario 3). Qualora le scorie vengono usate per la realizzazione di sottofondi stradali è necessario utilizzare della sabbia per la copertura della discarica, qualora le scorie vengono utilizzate per la copertura finale della discarica è necessario utilizzare della ghiaia per la realizzazione del sottofondo stradale. Trascurando i processi di lisciviazione dalla sabbia, si osserva che il metallo che crea maggiori problemi di lisciviazione è il rame ed il maggior rilascio complessivo di metalli in ambiente si ha nel secondo scenario, in quanto si sommano le quantità di metalli lisciviati dalle scorie e dalla ghiaia. Si è ipotizzato che la lisciviazione delle scorie smaltite in discarica sia inferiore a quella che si verifica quando vengono recuperate per sottofondi stradali, poiché ci si attende una minore infiltrazione di acqua. Per quanto riguarda invece le emissioni in aria ed in acqua legate ai consumi energetici, lo scenario migliore è il primo in cui le scorie sono utilizzate per la realizzazione di sottofondi stradali, in quanto si evita l'utilizzo di ghiaia ottenuta frantumando la roccia. Tuttavia l'incertezza dei dati è molto elevata ed è difficile trarre conclusioni generalizzate. Per un maggior dettaglio si rimanda all'Allegato II.

Tra le principali esperienze internazionali e nazionali si citano, in Italia, quella della Meta Spa ed in Francia quella della SCORMAT.

HERA Modena ha sperimentato l'utilizzo del Conglomerato Idraulico Catalizzato (brevetto C.I.C), costituito miscelando inerti da demolizione con scorie da incenerimento di rifiuti urbani e loppe d'altoforno, nella produzione di strade. Le scorie sono dotate di caratteristiche litoidi non disprezzabili, inoltre sono dotate di una granulometria ricca di filler (8-10% di passante al setaccio da 0,075 mm) che in miscela con inerti più grossolani riduce la percentuale di vuoti migliorando le caratteristiche geotecniche. Alla miscela ottenuta dai tre materiali succitati si aggiungono catalizzatori e tamponi specifici per

raggiungere le condizioni adatte all'innesco di un processo di litosintesi tra i vari elementi che migliora le caratteristiche prestazionali del materiale e crea l'immobilizzazione degli inquinanti contenuti nelle scorie mediante la ricristallizzazione dei sali idrati formanti la loppa in presenza dell'ambiente basico tipico delle scorie. Nei vari test effettuati, con miscele costituite dal 37,5% al 70% da scorie da incenerimento di rifiuti urbani, sono stati osservati valori del CBR⁷ sempre superiori al 100% e tali da rendere il Conglomerato un ottimo materiale da fondazione stradale. Dalle analisi effettuate è risultato che il Conglomerato non è tossico per ingestione, né sensibilizzante per esposizione cutanea; non è tossico per la pelle e gli occhi, non è mutageno né ecotossico (Benassi e Paparella, 2004).

La SCORMAT produce differenti tipologie di materiali a partire dalle scorie degli inceneritori tutti utilizzabili per la realizzazione di strade. I prodotti commercializzati vanno dalla frazione inerte ottenuta dalle scorie trattate, utilizzabile in sostituzione della ghiaia, a materiali più complessi realizzati utilizzando leganti idraulici o bituminosi e che possono essere utilizzati anche per la realizzazione dello strato di usura della carreggiata. Per maggiori dettagli si rimanda alla scheda tecnica relativa all'impianto visitato (Appendice I scheda tecnica SPL).

2.4. IL RECUPERO DELLE SCORIE E DEI METALLI IN EUROPA E NEI PRINCIPALI PAESI EXTRA-EUROPEI

Data l'ingente quantità di scorie prodotte in Europa e nel mondo e le sempre più restrittive norme sul conferimento in discarica dei rifiuti, la pratica del recupero delle scorie si sta diffondendo sempre più. Nel 2006 (Tabella 2.6) in Europa, Danimarca e Olanda hanno mostrato i tassi di recupero più elevati. In Danimarca sono state recuperate circa il

⁷ Il CBR misura la forza che bisogna esercitare per far penetrare un punzone tarato nel materiale da testare, compattato secondo precisi standard, rispetto alla forza necessaria per punzonare una specifica sabbia californiana usata come riferimento.

98% delle scorie, principalmente come sottofondo stradale, nei terrapieni o nella produzione di calcestruzzi da utilizzarsi nell'edilizia; in Olanda il tasso di recupero delle scorie è stato dell'87% ed i principali settori in cui esse sono state impiegate sono la costruzione di strade e di massicciate. Anche Francia e Germania hanno raggiunto un elevato recupero delle scorie, con tassi superiori al 70%. In Francia le ceneri pesanti sono utilizzate soprattutto nella realizzazione di strade mentre in Germania il loro utilizzo è esteso a tutte le opere civili. Minore è la percentuale di riciclo delle scorie in Italia, circa il 20% nel 2006 (Chrillensen e Skaarup, 2006), prevalentemente recuperate come additivo al cemento o come copertura giornaliera nelle discariche, mentre per quanto riguarda Belgio, Spagna, Svezia e Regno Unito non si è a conoscenza di tale valore. In Belgio le scorie vengono recuperate principalmente nell'edilizia, in Spagna per la realizzazione di strade, in Svezia nelle opere civili e come materiale di costruzione delle discariche e nel Regno Unito nella realizzazione di strade e come additivo al calcestruzzo (Baun et al., 1997; Astrup, 2007). In Svizzera i dati relativi al 2006 non mostrano alcun recupero delle scorie ed il loro smalti-

mento avviene completamente in discarica, sebbene l'interesse nel loro trattamento e soprattutto nel recupero dei metalli in esse contenuti sia in costante aumento e siano già stati fatti esperimenti di estrazione a secco delle scorie al fine di ottimizzarne il successivo recupero (KEZO, Centro di riciclaggio dell'Oberland zurighese, sede Hinwill).

Negli Stati dove le scorie vengono sottoposte a trattamenti di recupero, i più diffusi sono quelli che prevedono il recupero dei metalli ed operazioni di vagliatura che permettano di isolare le frazioni meno contaminate e direttamente riutilizzabili (Tabella 2.7).

Per quanto riguarda la situazione extra-europea, le realtà sono molto diversificate. Negli Stati Uniti il recupero delle scorie è di appena il 5% poiché i grandi spazi a disposizione non determinano problematiche nel loro conferimento in discarica; diversa è la situazione del Giappone che, proprio a causa dei limitatissimi spazi destinabili a discariche, ha indirizzato il sistema di smaltimento dei rifiuti verso la gassificazione che permette di avere scorie inerti e riutilizzabili completamente.

Di seguito viene riportato un breve focus su alcune situazioni specifiche.

Tabella 2.6: Principali riutilizzi delle scorie in alcuni paesi dell'Unione Europea (Crillensen e Skaarup, 2006).

Nazione	Principali utilizzi delle scorie	Riutilizzo delle scorie	
		tonnellate	%
Belgio	Materiale da costruzione	n.d.	n.d.
Danimarca	Costruzione edifici/strade, massicciate	752100	98
Francia	Costruzione strade	2367000	77
Germania	Opere civili	2232500	72
Italia	Additivo nel cemento, copertura giornaliera delle discariche	150700	20
Olanda	Costruzione strade, massicciate	1003800	87
Svizzera	Discarica	0	0
Spagna	Costruzione strade	n.d.	n.d.
Svezia	Opere civili e costruzione discariche	n.d.	n.d.
Regno Unito	Costruzione strade, aggregati cementizi	n.d.	n.d.

Tabella 2.7: Principali trattamenti applicati alle scorie in Europa (Astrup et al., 2007).

Nazione	Tipo di processo			
	Vagliatura	Recupero metalli ferrosi	Recupero metalli non ferrosi	Ageing
Austria	x	x		
Belgio	x	x	talvolta	x
Danimarca	x	x	x	x
Finlandia				
Francia	x	x	spesso	x
Germania	x	x	talvolta	x
Ungheria	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Italia	x	x	talvolta	
Olanda	x	x	x	x
Norvegia	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Portogallo				
Svezia	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Svizzera				
Spagna	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Regno Unito	x	x	talvolta	

2.4.1. Italia

In Italia viene recuperato solamente il 20% delle scorie prodotte. Gli impianti più innovativi sono attualmente indirizzati al riutilizzo delle ceneri pesanti nella realizzazione di sottofondi stradali o come additivo per calcestruzzo.

In tabella 2.8 viene riportato l'elenco degli impianti esaminati, di seguito descritti brevemente. Per maggiori dettagli si rimanda alle schede tecniche riportate in allegato (Appendice I).

L'impianto BSB, sito a Noceto, permette il recupero dei metalli ferrosi e non ferrosi presenti nelle scorie, nonché il riutilizzo del residuo inerte per la produzione di calcestruzzo destinato alla realizzazione di prefabbricati per l'edilizia pubblica e privata o come materiale da riempimento. L'impianto è inoltre integrato con una linea dedicata alla produzione di cabine elettriche prefabbricate. Il trattamento prevede la rimozione dei metalli ferrosi e non ferrosi e il lavaggio del materiale inerte con acqua all'interno di un vaglio rotativo. Si ottengono due prodotti: un sabbione ed un ghiaietto a cui viene addizionato

un opportuno inertizzante. Da tali materiali si ottiene "Ecocal®calcestruzzo", che può essere utilizzato come aggregato per calcestruzzo secondo la norma UNI EN 12620, ed "Ecocal®aggregato", che può essere commercializzato come aggregato per sottofondi stradali secondo la norma UNI EN 13424 (BSB Prefabbricati).

L'impianto Ecolombardia 18 – Gruppo A2A, di Lacchiarella, è finalizzato alla produzione di materiali per la realizzazione di sottofondi stradali. Oltre alla rimozione dei metalli ferrosi e non ferrosi il processo di trattamento delle scorie prevede il loro lavaggio, per la riduzione del contenuto dei sali e la lisciviazione dei metalli, e la loro inertizzazione con ferro solfato e cemento.

L'impianto di HERA Modena è anch'esso finalizzato alla produzione di sottofondi stradali e adotta il processo descritto nel paragrafo 2.3.2.

Il previsto impianto di ENIA di Piacenza, finalizzato al recupero degli inerti da avviare in cementificio all'interno della farina cruda per la produzione di cemento, prevede un processo molto semplice con la sola rimozione dei metalli ferrosi e non ferrosi e la triturazione degli inerti.

Trattamento puramente meccanico è anche quello adottato presso l'impianto IRIS di Conselve. L'impianto è dotato di più separatori magnetici e amagnetici finalizzati alla rimozione dei metalli contenuti nelle scorie. Gli inerti vengono utilizzati per ripristini ambientali e produzione di cemento.

Sul tema specifico della separazione dei metalli, si riporta l'esperienza dell'Istituto Giordano presso l'inceneritore dell'AMIA S.p.a. di Rimini. Il processo InRec per il trattamento delle scorie prevede lo spegnimento delle scorie a secco e la successiva separazione del materiale da costruzione e dei principali metalli (Fe, Al, Cu, ottone) mediante cernita meccanica, sfruttando la diversa densità ed elasticità dei metalli, dei minerali, dei sali e del materiale incombusto. Questo processo permette di ottenere metalli puliti, materiale da costruzione ed una piccola percentuale di frazione fine contenente la maggior parte dei composti nocivi. Tale residuo può essere vetrificato ottenendo un prodotto riutilizzabile nell'in-

Tabella 2.8: Elenco degli impianti esaminati in Italia.

Ditta	Località	Processo	Destinazione materiale
HERA	Modena	Selezione delle scorie e recupero di metalli ferrosi e non ferrosi	Produzione di materiale per la realizzazione di sottofondi stradali (CIC®=Conglomerato idraulico catalizzato).
BSB	Noceto	Selezione delle scorie e recupero di metalli ferrosi e non ferrosi	Utilizzo degli inerti per la produzione di calcestruzzo.
Ecolombardia 18 - Gruppo AZA	Lacchiarella	Selezione delle scorie e recupero di metalli ferrosi e non ferrosi	Produzione di materiale per la realizzazione di sottofondi stradali.
ENIA	Piacenza*	Selezione delle scorie e recupero di metalli ferrosi e non ferrosi	Utilizzo degli inerti in cementificio.
IRIS Ambiente	Conselve	Selezione delle scorie e recupero di metalli ferrosi e non ferrosi	Utilizzo degli inerti in cementificio (frazione fine) o per il ripristino ambientale (ghiaia).

* Impianto in fase di progettazione

dustria del cemento (Lucchi, 2008).

Gli studi effettuati durante tale sperimentazione hanno dimostrato che la separazione dei metalli, fondamentale per il riutilizzo delle scorie nell'industria cementizia, può essere ottenuta con buoni rendimenti anche partendo da semplice vagliatura, purché le scorie abbiano un contenuto di umidità inferiore al 20%. Utilizzando due corpi cilindrici concentrici rotanti a diversa maglia, inclinati opportunamente per favorire lo scarico del materiale, si facilita il contatto delle scorie con il vaglio e si favorisce la circolazione dell'aria e quindi l'asciugatura del materiale, migliorando le efficienze complessive di separazione delle differenti frazioni. Rispetto ad una vagliatura vibrante si ottiene un materiale ferroso più pulito. Per estrarre la frazione più fine dei metalli si può ricorrere a rulli magnetici.

2.4.2. Olanda

Attualmente in Olanda la maggior parte delle ceneri pesanti vengono recuperate nella costruzione di strade e massicciate. I pretrattamenti più diffusa-

mente praticati sono la separazione dei metalli ferrosi e non ferrosi e la maturazione.

L'elenco degli impianti visitati è riportato in tabella 2.9.

L'impianto pilota di recupero ad umido delle scorie, realizzato presso il termovalorizzatore di Amsterdam e attualmente non più in funzione, è una delle più interessanti esperienze realizzate nel Paese. Rispetto ai tradizionali impianti di trattamento delle scorie a secco ha permesso di raggiungere migliori efficienze di separazione dei metalli; il principale problema del tradizionale processo a secco è infatti legato al fatto che le scorie non sono mai né completamente secche né completamente umide ma la loro umidità si aggira intorno al 15-20% e questo rende particolarmente difficoltoso separare il metallo più fine dalle particelle di cenere. Il processo adottato ad Amsterdam ha combinato alcuni stadi di lavaggio per rimuovere l'organico residuo e le particelle più fini con le classiche tecnologie per la rimozione dei ferrosi e dei non ferrosi. In questo modo è stato possibile raggiungere efficienze di se-

Tabella 2.9: Elenco degli impianti esaminati in Olanda

Ditta	Località	Attività
HVC Alkmaar	Alkmaar	Impianto di trattamento delle scorie integrato con impianto di incenerimento. Il processo prevede il recupero dei metalli ferrosi e non ferrosi e l'utilizzo degli inerti per la realizzazione di massicciate ferroviarie e di canali.
AEB	Amsterdam	L'impianto pilota di trattamento ad umido delle scorie attualmente dismesso integrato con impianto di incenerimento.

parazione dei metalli, delle particelle fini e di organico più elevate della media, migliorando le caratteristiche degli inerti residui più facilmente riutilizzabili nell'edilizia. Per la descrizione approfondita dell'impianto si rimanda alla scheda tecnica in allegato (Appendice I).

L'impianto di Alkmaar adotta invece un trattamento a secco delle scorie, con più fasi di vagliatura e di separazione dei metalli ferrosi e non ferrosi al fine di ottenere un materiale inerte di buona qualità. L'inerte viene recuperato per la realizzazione di sottofondi stradali e massicciate. Per maggiori dettagli si rimanda alla scheda tecnica (Appendice I).

2.4.3. Danimarca

L'entità del recupero delle scorie in Danimarca è dettata in gran parte dalla normativa n. 655 del 2000 che ne prevede differenti recuperi a seconda delle caratteristiche chimiche e di lisciviazione. I pretrattamenti più applicati sono la separazione dei metalli ferrosi e non ferrosi e la maturazione per un periodo variabile dai 5 ai 10 mesi a seconda delle caratteristiche richieste al materiale. Generalmente le scorie così trattate vengono impiegate per la costruzione di parcheggi, massicciate, strade e come materiale da riempimento per il recupero ambientale. Il principale problema legato al riutilizzo delle ceneri pesanti è la lisciviazione. I limiti imposti dalla normativa sono piuttosto severi e difficili da rispettare, soprattutto per rame, cromo, piombo e zinco e per i sali. La maturazione delle scorie potrebbe essere applicata per soli 2-3 mesi se fosse necessario il rispetto dei soli requisiti tecnici, tuttavia gli stringenti limiti della normativa sulla lisciviazione fanno sì che spesso venga prolungata fino a 12 mesi. Per tale motivo appare sempre più interessante lo sviluppo dei sistemi di lavaggio, con o senza additivi (NaHCO_3 e CO_2), che permettono di raggiungere buoni miglioramenti per quanto riguarda i solfati, il cloro e il sodio e miglioramenti più modesti per il rame, il cromo e il piombo, anche se molti studi hanno dimostrato che gli effetti non sono duraturi nel tempo. Boddum e Skaarup (2002) hanno provato a combinare il lavaggio con la ri-

mozione delle frazioni più fini e contaminate delle scorie ed hanno ottenuto buoni risultati sulla lisciviazione dei solfati, del sodio, del cadmio, del piombo e dello zinco.

Il recupero dei metalli viene diffusamente praticato, soprattutto per i ferrosi. Fino al 2004 non erano, infatti, presenti sul territorio impianti di trattamento delle scorie che prevedevano la rimozione dei non-ferrosi; nel 2005 gli impianti dotati di separatori a corrente indotta erano 8 e coprivano l'85% delle scorie prodotte; nel 2006 il numero degli impianti in cui veniva recuperato l'alluminio era 10 per un totale del 96% delle scorie. Mediamente il tasso di recupero dei non-ferrosi è pari allo 0,2-0,5% e quello dei ferrosi al 3,6-9,6%, rispetto al peso delle scorie trattate.

In molti casi la possibilità di recupero delle scorie potrebbe essere incrementata con una revisione della normativa verso limiti meno severi. Sul tema della lisciviazione dei sali, infatti, bisogna considerare che il contributo massimo previsto dalla normativa (150 mgCl l^{-1} e 100 mgNa l^{-1}) all'incremento della salinità nei terreni e nelle falde limitrofe alle strade la cui costruzione ha previsto il ricorso alle ceneri pesanti è del tutto limitato se confrontato, ad esempio, con il contributo legato allo spandimento di sale sull'asfalto durante i mesi invernali per limitare la formazione di ghiaccio (mediamente superiore a 1400 mgCl l^{-1} e 690 mgNa l^{-1}) (Astrup e Christensen, 2005).

Un'importante esperienza nel campo del trattamento delle scorie e soprattutto della separazione dei metalli non-ferrosi è quella della ditta Melgaard, che nel 2007 ha raggiunto una percentuale di recupero dei non-ferrosi, mediante trattamento a secco, dell'1,5%. La frazione amagnetica viene rimossa meccanicamente dopo un'intensa fase di vagliatura e risulta composta per il 71% da alluminio, il 20% da pietre, l'8% da rottami metallici e l'1% da metalli pesanti di cui il 26% è rame, il 61% è ottone, il 9% zinco e il 4% acciaio inossidabile.

2.4.4. Francia

Attualmente in Francia si recuperano circa il 77%

Tabella 2.10: Efficienze di recupero dei metalli e delle scorie raggiunte negli impianti francesi (ADEME, 2002).

Tipo di trattamento	Inerti recuperati (%)	Ferrosi (%)	Non ferrosi (%)	Totale recuperato (%)	Scarti totali (%)
Tipo I	79,9	9,5*	0	89,4	10,6
Tipo II	88,4	5,5	0,6	94,5	5,5
Tipo III	92,5	5,4	0,5	98,4	1,6

* La percentuale di valorizzazione dei metalli ferrosi è più elevata nel trattamento semplice poiché, essendo effettuato direttamente sull'impianto di incenerimento, comprende tutti i metalli effettivamente presenti nelle scorie. Negli altri casi il trattamento viene effettuato in impianti appositi e a livello di impianto di incenerimento potrebbe già essere stata effettuata una rimozione dei ferrosi.

delle scorie, utilizzandole principalmente come materiale da riporto nella manutenzione di strade, parcheggi o nel recupero ambientale. L'utilizzo nei sottofondi stradali riguarda circa un dodicesimo delle scorie totalmente prodotte.

La maggior parte delle scorie non è sottoposta solamente ad un processo di maturazione ma ad un vero e proprio processo di valorizzazione, che permette di recuperare i metalli e migliorare le prestazioni degli inerti recuperabili. Nel 2002 circa il 10% delle scorie è stato sottoposto ad un trattamento base (Tipo I), comprendente una vagliatura e la separazione dei ferrosi; il 13% delle scorie è stato sottoposto ad un trattamento di secondo tipo (Tipo II) che prevede, oltre alla vagliatura e alla rimozione dei ferrosi, la separazione dei non ferrosi; il 77% delle scorie è stato trattato con un processo completo (Tipo III) integrato anche dalla macinazione dei residui e dall'eventuale separazione degli incombusti leggeri.

La rimozione dei non ferrosi generalmente viene praticata negli impianti se l'analisi delle scorie, realizzata secondo un preciso standard (BRGM o Pierre GY), dimostra la possibilità di recuperare almeno l'80% dei non ferrosi presenti nella frazione compresa tra i 5 e i 10 mm. Nel 2005 ben 25 inceneritori prevedevano un trattamento delle ceneri pesanti con recupero dei metalli non ferrosi mediante separatori a correnti indotte, oltre ad altri 50 impianti specificamente adibiti al trattamento delle ceneri pesanti, per un totale di 15.400 tonnellate di non ferrosi recuperati dalla frazione granulometrica compresa tra i 5 e i 60 mm. Poiché i separatori a correnti indotte risentono molto delle economie

di scala e per ottenere dei rendimenti accettabili è necessario lavorare su quantitativi di scorie che permettano di estrarre almeno 100 t anno⁻¹ di noduli di alluminio, le ceneri pesanti degli impianti di incenerimento più piccoli vengono spesso inviate ad una piattaforma esterna adibita al loro trattamento. Le efficienze di recupero dei metalli nelle tre modalità di trattamento delle scorie descritte precedentemente sono riportate in tabella 2.10.

"France Aluminium Récyclage" è da lungo tempo impegnata nel recupero dell'alluminio dalle scorie degli inceneritori. Attualmente è emersa la necessità di migliorare l'efficienza di recupero dalla frazione più fine, inferiore ai 6 mm, che rappresenta circa il 50% di tutte le scorie prodotte annualmente in Francia e che dovrebbe contenere circa lo 0,8% in peso di metalli non ferrosi. La proposta è di utilizzare un separatore Magpro[®], con un disco magnetico caratterizzato da una dimensione dei poli maggiori ed una minore distanza tra i poli e il materiale da trattare, che permette di raggiungere efficienze di separazione superiori a quelle ottenute mediante un separatore tradizionale a correnti indotte. In laboratorio l'efficienza di separazione di tale apparecchiatura è risultata del 50% mentre nei due impianti in cui è già stato installato, Bourgoin e St. Ouen l'Aumône, si è raggiunta un'efficienza del 35%, migliorabile in futuro secondo i gestori.

Tra le esperienze più significative presenti in territorio francese vi sono l'impianto SPL, visitato nell'ambito della presente ricerca (Tabella 2.11), e la società Yprema.

L'impianto SPL produce differenti materiali per la realizzazione dei sottofondi stradali e sottopone le sco-

Tabella 2.11: Elenco degli impianti esaminati in Francia

Ditta	Località	Attività
SPL (SCORMAT)	Parigi	Trattamento delle scorie di incenerimento di rifiuti solidi urbani per la produzione di sottofondi stradali.

rie ad un processo di maturazione seguito da una successione di fasi di vagliatura e rimozione dei metalli ferrosi e non ferrosi. Per maggiori dettagli si rimanda alla scheda tecnica riportata in allegato (Appendice I).

La società Yprema produce ceramiche ed in particolare commercializza il Ceramion®, una ceramica costituita per il 15-30% dalle ceneri pesanti derivanti dagli impianti di termovalorizzazione di rifiuti.

2.4.5. Stati Uniti

Negli Stati Uniti la maggior parte delle scorie viene confinata in discarica benché negli ultimi anni non siano mancate esperienze di riutilizzo delle stesse.

Nel Massachusetts sono state effettuate alcune sperimentazioni per valutare la possibilità di recupero delle ceneri pesanti nella realizzazione di sottofondi stradali (1992) e esperienze analoghe, con le ceneri miste, sono state intraprese a Huston (1974, 1977) e a Los Angeles (1977). Negli anni '70-'80, la Federal Highway Administration (FHWA) ha sponsorizzato un programma che prevedeva l'addizionalmento delle ceneri pesanti all'asfalto. Sono stati realizzati alcuni test su sezioni dell'autostrada a Baltimora, Houston, Washington ed in altre zone degli USA, con risultati positivi. In tabella 2.12 si riportano le principali esperienze.

Gli impianti statunitensi nei quali si effettua il tratta-

Tabella 2.12: Principali esperienze di recupero delle ceneri pesanti da termodistruzione di RU negli USA (Turner Fairbank Highway Research Center)

Progetto	Tipologia di cenere	% ceneri nel mix	Sito di utilizzo
Sottofondo stradale Houston, 1974	ceneri miste	100	sottofondo stradale, spessore 150 mm
Sottofondo stradale Houston, 1977	ceneri miste	70	sottofondo stradale, spessore 114 mm
Sottofondo stradale Los Angeles, 1991	ceneri miste	12	sottofondo per strade in discarica
Sottofondo stradale Massachusetts, 1992	ceneri pesanti	n.d.	sottofondo parcheggio, spessore superiore a 2,4 m; sottofondo strada ingresso, spessore 0,6 m
Pavimentazione stradale Houston, 1974	ceneri miste	100	sottofondo stradale
Pavimentazione stradale Philadelphia, 1975	ceneri miste	50	superficie
Pavimentazione stradale Delaware, 1975	ceneri miste	50	superficie
Pavimentazione stradale Harrisburg, 1975	ceneri miste	50	superficie
Pavimentazione stradale Harrisburg, 1976	ceneri miste (vetrificate)	100	superficie
Pavimentazione stradale Washington, 1977	ceneri miste	70	sottofondo stradale
Pavimentazione stradale Lyin, 1979	ceneri miste	50	agglomerante e superficie
Pavimentazione stradale Tampa, 1987	ceneri miste (pellettizzate)	5-15	sottofondo e superficie
Pavimentazione stradale Rochester, 1992	ceneri pesanti (da CDR)	30	sottofondo e superficie
Pavimentazione stradale Laconia, 1993	ceneri caldaia	15	superficie
Pavimentazione stradale Elizabeth, 1996	ceneri pesanti	15	superficie

mento delle scorie sono 43. Mediamente tutti questi impianti effettuano la separazione dei metalli ferrosi mentre meno applicata è la separazione dei non ferrosi. Nel 2004 negli Stati Uniti sono state inviate a termovalorizzazione 28,8 milioni di tonnellate di rifiuto, di cui il 5% è rappresentato da metalli ferrosi e lo 0,7% da metalli non-ferrosi. La percentuale di recupero dei ferrosi dalle ceneri pesanti è stata del 49% e quella dei non ferrosi inferiore all'8%; i restanti metalli sono stati smaltiti in discarica assieme alle ceneri che li contenevano.

Le tecnologie più utilizzate per il recupero dei metalli sono elencate in tabella 2.13. Si osserva che il recupero dei metalli negli impianti in cui si brucia CDR è inferiore a quello praticato nei termovalorizzatori di RUR, in quanto i trattamenti meccanici effettuati a monte riducono notevolmente il contenuto di metalli nel combustibile derivato da rifiuto.

Per incrementare l'efficienza di recupero dei metalli, Sunk e Themelis (2006) propongono l'utilizzo di sistemi di estrazione a secco delle scorie, che hanno il vantaggio, rispetto ai tradizionali sistemi ad umido, di ridurre l'aderenza delle ceneri e l'ossidazione dei metalli. Si ottiene così un flusso di metalli separati più consistente e più pulito. Si tratta di una tecnologia in fase di sperimentazione in Svizzera, presso il centro KEZO, ed in Germania, presso la MARTIN.

2.5. LA NORMATIVA

A livello europeo non esiste una normativa comunitaria che regoli in modo specifico il recupero delle scorie provenienti da attività di termovalorizzazione di rifiuti urbani. La Direttiva 2000/76 sull'incenerimento dei rifiuti riporta infatti all'Articolo 9 solo alcune indicazioni molto generiche relative alla minimizzazione di quantità e nocività dei residui, ne auspica il riciclo ("se del caso...") direttamente in impianto o al di fuori di esso, e ne prescrive una gestione finalizzata alla minimizzazione degli impatti ambientali. Ne richiede infine la caratterizzazione fisica e chimica, nonché del potenziale inquinante. E' da notare che in questo sintetico articolo non viene fatta alcuna distinzione tra le scorie e gli altri residui dell'incenerimento. Alle sole scorie sono invece dedicate le prescrizioni dell'articolo 6 ("Condizioni di esercizio"), relative però al controllo del tenore di incombusti allo scopo di ottimizzare la combustione del rifiuto nel forno.

Indicazioni di maggiore dettaglio sul recupero delle scorie sono invece contenute nel documento BREF sull'incenerimento dei rifiuti, pubblicato nel 2006 dal centro comune di ricerca (JRC) di Siviglia nell'ambito del filone normativo comunitario cosiddetto "IPPC" (Integrated Pollution Prevention and Control). Il documento, che rappresenta in primo luogo un'ampia rassegna delle tecnologie utilizzate negli impianti di incenerimento e del loro impatto ambientale, riporta un elenco delle cosiddette BAT (Best Available Techniques), ovvero di tutti quegli accorgimenti tecnologici e gestionali ritenuti "allo stato dell'arte" per la massimizzazione delle prestazioni ambientali degli impianti. Alle scorie sono dedicate le BAT numero 50, 52 e 53, di cui si riportano testualmente le ultime due:

- 52. *the separation of remaining ferrous and non-ferrous metals from bottom ash, as far as practically and economically viable, for their recovery*
- 53. *the treatment of bottom ash (either on or off-site), by a suitable combination of:*
 - a. *dry bottom ash treatment with or without*

Tabella 2.13: Trattamenti applicati negli Stati Uniti per il recupero dei metalli dalle scorie da termovalorizzazione di RUR e CDR nel 2004 (Sunk, 2007).

Numero di impianti in cui si recuperano metalli	RSU	CDR
	43 (90% tot)	3
Trattamenti,		
Meccanico-manuale	7	2
Sollevamento con magnete	1	0
Triturazione	2	1
Vagliatura	35	0
Separazione magnetica	38	3
Separazione a corrente indotta	12	3

ageing, or

b. wet bottom ash treatment, with or without ageing, or

c. thermal treatment, or

d. screening and crushing

to the extent that is required to meet the specifications set for its use or at the receiving treatment or disposal site e.g. to achieve a leaching level for metals and salts that is in compliance with the local environmental conditions at the place of use.

La separazione dei metalli, ferrosi e non, viene dunque auspicata qualora sostenibile dal punto di vista pratico ed economico in vista di un successivo recupero. Così come è considerato BAT il trattamento completo delle scorie, da effettuarsi mediante uno dei processi indicati (a secco, ad umido, termico o di vagliatura e triturazione).

Il documento BREF è stato recepito in Italia nelle "Linee guida recanti i criteri per l'individuazione e l'utilizzazione delle migliori tecnologie disponibili" (Direttiva IPPC), nella sezione riservata agli impianti di incenerimento dei rifiuti. Le linee guida prevedono dunque il trattamento delle ceneri pesanti, a secco, umido o con trattamenti termici, al fine di recuperare gli inerti come materiale da riempimento o da costruzione. Per migliorare le caratteristiche delle scorie, determinanti per il loro recupero, è necessario agire innanzitutto sul processo di combustione, al fine di agevolare una combustione completa delle sostanze organiche ed ottenere un basso contenuto di incombusti nelle scorie. L'ottimizzazione della combustione si può raggiungere utilizzando griglie mobili in grado di movimentare il letto di combustione in modo adeguato, letti fluidi o combustori a tamburo rotante; incrementando il tempo di residenza nell'ultima sezione (ash burn-out zone); ottimizzando la distribuzione dell'aria primaria e, se vi sia necessità, utilizzando del combustibile ausiliario.

Le tecniche di trattamento che possono essere utilizzate per migliorare le caratteristiche delle scorie vanno dalla semplice separazione dei metalli ferrosi

e non ferrosi a valle della quale i residui vengono sottoposti a maturazione, al lavaggio delle scorie per separare la frazione più fine (inferiore ai 2 mm) e più contaminata fino ai trattamenti termici, che prevedono la vetrificazione delle scorie mediante riscaldamento ad alte temperature (fino a 2.000°C). La maturazione deve essere condotta per un periodo di 6-12 settimane in ambiente coperto.

Le normative dei singoli Stati sono piuttosto diversificate. La qualità delle scorie, in termini di liscivibilità e perdita per ignizione (LOI), è regolata in Germania, Olanda, Danimarca, Francia, Italia e Norvegia. In particolare, in Danimarca, Francia e Olanda esistono limiti alla lisciviazione differenti a seconda del recupero che viene applicato alle ceneri pesanti. Una legislazione particolarmente severa, fortemente limitante la possibilità di recupero delle scorie, è presente in Belgio e Svezia.

Di seguito si propone un breve confronto tra alcune realtà europee.

2.5.1. Italia

Attualmente in Italia il recupero delle scorie provenienti da attività di incenerimento di rifiuti urbani è regolato solamente dal D.M. 5 febbraio del 1998 modificato dal D.M. n. 186 del 5 aprile 2006, circa il recupero in regime semplificato dei rifiuti pericolosi. Tale decreto prevede la possibilità di utilizzo delle ceneri pesanti per la produzione di clinker fermo restando che il materiale ottenuto deve rispettare le caratteristiche prestazionali e ambientali richieste al calcestruzzo e necessarie per ottenere la "marcatatura CE" obbligatoria in Italia dal 2004 (UNI EN 12620:2003 "Aggregati per calcestruzzo", UNI 8520-1:2005 "Aggregati per calcestruzzo-Istruzioni complementari per l'applicazione della EN 12620-Designazione e criteri di conformità" e UNI 8520-2:2005 "Aggregati per calcestruzzo-Istruzioni complementari per l'applicazione della EN 12620-Requisiti").

I parametri da analizzare, riassunti in tabella 2.14, sono suddivisi in geometrici, fisici e chimici. Non tutti i parametri previsti dalla normativa europea UNI EN 12620:2003 sono obbligatori in Italia:

Tabella 2.14: Requisiti rilevanti secondo la UNI EN 12620:2003 ripresi dalla UNI 8520-1:2005 (Collivignarelli et al., 2008).

Caratteristica	Proprietà
Dimensione dell'aggregato	Designazione dimensionale
Granulometria	Tolleranza/categoria Modulo di finezza*
Forma degli aggregati grossi	Coefficiente di appiattimento* Indice di forma*
Massa volumica dei granuli ed assorbimento d'acqua	Massa volumica dei granuli saturi a superficie asciutta Assorbimento d'acqua
Contenuto di conchiglie	Contenuto di conchiglie**
Qualità dei fini	Contenuto in fini Equivalente in sabbia Valore di blu di metilene
Resistenza alla frammentazione	Prova Los Angeles* Prova d'urto**
Resistenza alla levigabilità/abrasione/usura	Resistenza alla levigabilità** Resistenza all'abrasione superficiale** Resistenza all'usura Micro Deval* Resistenza all'abrasione ai pneumatici chiodati*
Composizione/contenuto	Contenuto di cloruri solubili in acqua Contenuto di solfati solubili in acido Contenuto di zolfo totale Componenti che alterano la velocità di presa e di indurimento del calcestruzzo Contenuto di carbonato*
Stabilità di volume	Stabilità di volume-ritiro per essiccazione** Disintegrazione del silicato dicalcico Disintegrazione del ferro
Sostanze pericolose	Emissione radioattiva Rilascio di metalli pesanti Rilascio di idrocarburi Rilascio di altre sostanze pericolose
Resistenza al gelo/disgelo dell'aggregato grosso	Resistenza al gelo/disgelo Resistenza al solfato di magnesio
Durabilità alla reazione alcali-silice	Presenza di minerali potenzialmente reattivi Reattività alcali silice
<p>* Questa proprietà generalmente non è richiesta per gli aggregati utilizzati in Italia e può essere dichiarata anche la Categoria NR (Nessun Requisito)</p> <p>** In Italia non esiste alcuna regolamentazione per l'utilizzo previsto del prodotto per questa proprietà. I produttori che immettono sul mercato italiano tali prodotti non sono obbligati a determinare e dichiarare la prestazione relativamente a questa caratteristica e possono utilizzare l'opzione "Nessuna Prestazione Determinata" (NPD) nelle informazioni che accompagnano la marcatura CE.</p>	

con gli asterischi vengono indicate le proprietà non richieste per gli aggregati utilizzabili in Italia o privi di regolamentazione nel nostro paese.

2.5.2. Danimarca

Il recupero delle ceneri pesanti è regolato dallo statuto n. 655 del 2000 sul riciclo dei residui e del suolo negli edifici e nelle costruzioni. La normativa

regola il riutilizzo delle scorie nella costruzione di strade, piazze, parcheggi, dighe, fondazioni ferroviarie, massicciate, fondazioni di edifici e come materiale da riporto.

Il decreto introduce tre categorie di residui e di suolo in base alla composizione dei solidi e alle proprietà del lisciviato, come indicato in tabella 2.15

Tabella 2.15: Valori limite per la composizione dei solidi e le proprietà di lisciviazione. (Ministero dell'Ambiente e dell'Energia della Danimarca, 2000).

Solidi	u.d.m.	Categoria 1	Categoria 2 - Categoria 3
As	mg kg ⁻¹	0-20	>20
Pbz	mg kg ⁻¹	0-40	>40
Cd	mg kg ⁻¹	0-0,5	>0,5
Cr tot	mg kg ⁻¹	0-500	>500
Cr(VI)	mg kg ⁻¹	0-20	>20
Cu	mg kg ⁻¹	0-500	>500
Hg	mg kg ⁻¹	0-1	>1
Ni	mg kg ⁻¹	0-30	>30
Zn	mg kg ⁻¹	0-500	>500

Lisciviato	u.d.m.	Categoria 1 - Categoria 2	Categoria 3
Cl	mg l ⁻¹	0-150	150-3000
SO4-2	mg l ⁻¹	0-250	250-4000
Na	mg l ⁻¹	0-100	100-1500
As	µg l ⁻¹	0-8	8-50
Ba	µg l ⁻¹	0-300	300-400
Pb	µg l ⁻¹	0-10	10-100
Cd	µg l ⁻¹	0-2	2-40
Cr	µg l ⁻¹	0-10	10-500
Cu	µg l ⁻¹	0-45	45-2000
Hg	µg l ⁻¹	0-0,1	0,1-1
Mn	µg l ⁻¹	0-150	150-1000
Ni	µg l ⁻¹	0-10	10-70
Zn	µg l ⁻¹	0-100	100-1500

I residui appartenenti alla categoria 1 possono essere riutilizzati negli edifici e in tutte le opere di costruzione prima indicate senza la necessità di ulteriori permessi; quelli appartenenti alla categoria 2 e 3 possono essere riutilizzati solamente nelle attività riportate in tabella 2.16.

Generalmente le ceneri pesanti non riescono a rientrare nella prima categoria a causa della contaminazione del lisciviato e possono essere utilizzate come materiale da riempimento o da costruzione solo se poste al di sopra del livello di falda e lontane più di 30 m dalla più vicina sorgente di acqua potabile. I parametri che più facilmente non ven-

gono rispettati sono la lisciviazione dei sali (Cl, Na, SO₄⁻²) e dei metalli pesanti come il rame, il cromo e talvolta l'arsenico, il cadmio e il piombo. In molti casi è necessario che le scorie vengano trattate, con la rimozione dei metalli e l'invecchiamento del materiale, affinché rientrino nella categoria 3.

La verifica del rispetto dei limiti normativi viene effettuata su un campione di 100 kg ottenuto da 50 campioni da 2 kg ciascuno per ogni 5.000 t di materiale da recuperare. Il campione viene vagliato a 45 mm e le particelle grossolane vengono frantumate e vagliate nuovamente al fine di rimuovere il materiale non frammentabile. Si ottiene un campione da 5 kg nuovamente sottoposto a vagliatura (4 mm). Ripetendo il procedimento precedente si ottengono due campioni, uno per l'analisi dei solidi, condotto mediante digestione con HNO₃, e uno per il test di lisciviazione effettuato con un rapporto liquido/solido di 2 l kg⁻¹ durante una prova batch.

Tabella 2.16: Utilizzi possibili per i materiali appartenenti alla seconda e terza categoria. (Ministero dell'Ambiente e dell'Energia della Danimarca, 2000).

Utilizzi	Categoria 2	Categoria 3
Strade	strato superiore compatto, h max 1 m	superficie sigillata, h max 1 m
Sentieri	strato superiore compatto, h max 1 m	strato superiore compatto, h max 1 m
Piazze	strato superiore compatto, h max 1 m	
Trincee	strato superiore compatto	strato superiore compatto
Rampe	strato superiore compatto, h max 4 m	
Pareti isolanti acusticamente	strato superiore compatto, h max 5 m	
Fondazioni, pavimenti	h max 1 m	h max 1 m

2.5.3. Svizzera

In Svizzera l'Ordinanza tecnica sui rifiuti del 1990, modificata nel 2005, prevede che le scorie possano essere recuperate solamente per la costruzione di strade, piazze e terrapieni, al di fuori delle aree S1, S2, S3 (zone di protezione a raggio crescente intorno ai pozzi di prelievo delle acque potabili) e

delle aree di protezione delle acque sotterranee. Affinché le ceneri pesanti possano essere recuperate devono contenere al massimo una frazione non incenerita pari al 3% in peso, misurata come perdita di combustione a 550°C oppure come carbonio organico totale (TOC), e non devono essere miscelate né alle polveri di caldaia, né a quelle dei filtri, né ai residui provenienti dal lavaggio dei gas combustibili. Sono previste eccezioni solamente se il titolare dell'impianto di incenerimento dimostra che le sostanze nocive contenute nella polvere di caldaia e dei filtri e nei residui provenienti dal lavaggio dei gas combustibili possono essere eliminate in larga misura. Inoltre le scorie devono essere spente in acqua e depositate allo stato umido per almeno un mese e devono essere private dai residui metallici nella maggior misura possibile dal punto di vista tecnico, dell'esercizio ed economico.

Qualora le scorie vengano usate per la costruzione di strade o piazze, deve esserci uno strato di copertura che minimizzi la percolazione delle acque piovane; lo spessore dello strato costituito dalle scorie può essere di 50 cm al massimo e deve essere osservata una distanza di sicurezza fra le scorie e il livello massimo della falda di almeno 3 m nel settore di protezione delle acque A e di almeno 2 m nel settore di protezione delle acque B.

Se le scorie vengono usate per la costruzione di terrapieni, la percolazione dell'acqua piovana deve essere mantenuta al minimo; la base del terrapieno deve essere resa impermeabile e l'acqua di rifiuto deve essere raccolta e convogliata altrove.

2.5.4. Francia

L'utilizzo delle scorie è regolato dalla circolare DPPR/SEI/BPSIED n. 94-IV-1 del 9/5/94. Le ceneri pesanti sono classificate in tre gruppi: scorie valorizzabili (a bassa frazione lisciviabile), scorie da stabilizzare (di qualità intermedia), scorie da smaltire (ad elevata frazione lisciviabile).

Le prime possono essere utilizzate nella costruzione di strade e parcheggi, come strato di fondazione, o come terreno di riporto di più di 3 m di altezza, senza alcun dispositivo di infiltrazione, a condi-

zione che la superficie sia asfaltata, edificata o vi sia una copertura vegetale di almeno 0,5 m. L'utilizzo delle scorie non può avvenire all'interno di zone protette per la captazione dell'acqua potabile, di zone inondabili e ad una distanza inferiore a 30 m da ogni corso d'acqua. Generalmente sono prima sottoposte a deferrizzazione e vagliatura per eliminare le frazioni di grosse dimensioni. Le ceneri pesanti di qualità intermedia possono essere o stoccate in discarica oppure sottoposte a processi di valorizzazione attraverso una semplice maturazione o un pretrattamento più completo. La maturazione ha la durata di qualche mese e le modalità di localizzazione e gestione dell'impianto sono stabilite dalla stessa normativa. Al termine della stabilizzazione, le scorie possono essere recuperate secondo le modalità della prima categoria. Le scorie ad elevato potere inquinante non possono essere recuperate e devono essere smaltite in discariche autorizzate. Per limitare l'impatto ambientale devono essere sottoposte a trattamenti finalizzati a ridurre la contaminazione e garantire il rispetto dei limiti di ammissibilità nei centri di stoccaggio permanente.

La classificazione delle scorie avviene mediante una prova di lisciviazione, secondo la norma NF X 31-210, che consiste in tre lisciviazioni successive. I parametri che caratterizzano le tre categorie sono riportati in tabella 2.17.

Tabella 2.17: Classificazione delle scorie da incenerimento di rifiuti solidi urbani in Francia.

Parametri	Scorie valorizzabili	Scorie da stabilizzare	Scorie da smaltire
Frazione incombusta (%)	<5	<5	>5
Frazione solubile (%)	<5	<10	>10
Hg (mg kg ⁻¹)	<0,2	<0,4	>0,4
Pb (mg kg ⁻¹)	<10	<50	>50
Cd (mg kg ⁻¹)	<1	<2	>2
As (mg kg ⁻¹)	<2	<4	>>4
Cr (VI) (mg kg ⁻¹)	<1,5	<3	>3
S04-2 (mg kg ⁻¹)	<10000	<15000	>15000
COT (mg kg ⁻¹)	<1500	<2000	>2000

POLITECNICO DI MILANO



DIPARTIMENTO DIAR



CiAI Consorzio
Imballaggi
Alluminio

3 **PROSPETTIVE DI RECUPERO DI MATERIALI DALLE CENERI PESANTI DEGLI IMPIANTI WASTE-TO-ENERGY**

**PROBLEMATICHE ASSOCIATE AL RECUPERO
DEI METALLI POST-COMBUSTIONE**

**IL RECUPERO DELLE CENERI PESANTI:
SCENARI FUTURI PER L'ITALIA**

3.1. PROBLEMATICHE ASSOCIATE AL RECUPERO DEI METALLI POST-COMBUSTIONE

I noduli di alluminio separati dalle scorie di incenerimento dei rifiuti presentano la superficie parzialmente ossidata, a causa dei processi di ossidazione termica che si sviluppano all'interno del forno di combustione. La presenza di ossido di alluminio nel rottame da alimentare ai forni di fusione determina la riduzione della resa del processo di fusione. L'ossido presenta, infatti, una densità inferiore rispetto all'alluminio fuso e durante la fusione galleggia. La schiuma che si genera è rimossa nella fase di schiumatura; tuttavia, durante tale processo, assieme alla miscela salina esausta viene inevitabilmente rimosso anche dell'alluminio fuso e ciò incrementa la perdita di materiale.

Per tale motivo i noduli di alluminio recuperati dal trattamento delle ceneri pesanti vengono alimentati ai forni in piccole percentuali al fine evitare un calo del rendimento troppo elevato. Lo stato di ossidazione dei noduli è legato per lo più alla loro pezzatura. Minore è la dimensione, maggiore è la superficie che è stata esposta all'ossidazione, sia durante la combustione del rifiuto sia a contatto con l'atmosfera. E' meglio, dunque, evitare di alimentare ai forni materiale troppo fine, che creerebbe notevoli problemi peggiorando le rese complessive di recupero.

A seconda del grado di purezza (presenza di altri metalli non ferrosi oltre all'alluminio) e di ossidazione dei noduli e della quantità alimentata al forno fusorio assieme agli altri rottami, si possono raggiungere valori di efficienza di fusione molto differenti. Pruvost (2009) riporta, con riferimento alla situazione francese, un tasso medio di recupero di alluminio fuso dai noduli di circa 52% mentre alcune fonderie forniscono percentuali di resa decisamente superiori, all'incirca dell'80% (ICMET, comunicazione personale).

3.2. IL RECUPERO DELLE CENERI PESANTI: SCENARI FUTURI PER L'ITALIA

3.2.1. Definizione degli scenari

Per valutare le prospettive future di recupero delle ceneri pesanti e dell'alluminio in esse contenuto, sono stati indagati diversi scenari di sviluppo della produzione di rifiuti, della raccolta differenziata, del ricorso alla termodistruzione come sistema di smaltimento dei rifiuti urbani e delle tecnologie di recupero dell'alluminio dalle scorie. Ciò ha permesso di ricavare un intervallo di valori rappresentativi della quantità di alluminio potenzialmente recuperabile dalle scorie al 2015 e al 2020. Tali scenari vengono confrontati con la situazione attuale al fine di valutare la necessità di incrementare la potenzialità degli impianti italiani dedicati al trattamento delle scorie.

Di seguito si illustrano le ipotesi che hanno portato all'identificazione degli scenari studiati. Lo schema utilizzato per la valutazione è riportato in figura 3.1 ed i parametri considerati sono elencati in tabella 3.1.

Previsione dell'immesso al consumo di imballaggi in alluminio

L'utilizzo di imballaggi in alluminio è diventato sempre più frequente negli ultimi anni grazie alle proprietà di tale materiale, che lo rendono particolarmente adatto al settore della conservazione degli alimenti. La crescente attenzione nei confronti dell'ambiente ha favorito lo sviluppo di tecnologie per la produzione di imballaggi caratterizzate da prestazioni sempre più elevate, che hanno permesso di ridurre il peso degli imballaggi ed il consumo di materia prima.

La riduzione dello spessore del laminato utilizzato per fabbricare le lattine per bevande è stata pari al 6,9% dal 1997 al 2007 ed il peso di una lattina si è ridotto del 5,58% dal 1997.

Il peso delle scatolette per alimenti si è ridotto mediamente del 2,9% ed ulteriori riduzioni potranno essere raggiunte in futuro in relazione ai progressi dell'industria conserviera. Contribuisce alla ridu-

Tabella 3.1: Dati in ingresso al modello utilizzato per valutare la quantità di alluminio recuperabile dalle ceneri pesanti al 2015 e al 2020.

Sigla dato	Descrizione dato	u.d.m.	Numero di scenari considerati
A	Imballaggi in alluminio immessi sul mercato	t anno ⁻¹	2
B	Produzione di RU - valutata come popolazione * produzione pro-capite RU -	t anno ⁻¹	2
C	Percentuale di raccolta differenziata	%	1
D	Imballaggi in alluminio nella raccolta differenziata	%	1
E	Alluminio nel CDR	%	1
F1	RUR alimentato ad impianti di incenerimento	t anno ⁻¹	1
F2	RUR alimentato ad impianti di gassificazione	t anno ⁻¹	1
G1	CDR alimentato ad impianti di incenerimento	t anno ⁻¹	1
G2	CDR alimentato ad impianti di gassificazione	t anno ⁻¹	1
H	Alluminio non imballaggio nel RUR - valutato come Al non imballaggio nel RUR / Al imballaggio nel RUR -	%	1
I1	Efficienza delle tecnologie di recupero dell'alluminio dalle ceneri pesanti provenienti da impianti di incenerimento di RUR e CDR - valutato come Al recuperato / Al ingresso impianti di recupero -	%	2
I2	Efficienza delle tecnologie di recupero dell'alluminio dalle ceneri pesanti provenienti da impianti di gassificazione di RUR e CDR - valutato come Al recuperato / Al ingresso impianti di recupero -	%	2

zione di peso dell'imballaggio anche l'utilizzo di coperchi "peel seam" che hanno uno spessore di circa 70 µm contro i 200 µm di un vecchio coperchio rigido.

Nel settore delle vaschette la progettazione e la costruzione di nuovi stampi ha permesso lo stampaggio di vaschette a spessore inferiore (mediamente si è avuta una riduzione del 6,6%) grazie all'ausilio di nervature e balconcini a raggio differenziato; inoltre si è ridotto il quantitativo di materiale rollato nei bordi "G" delle vaschette.

Importanti riduzioni del consumo di materia sono state raggiunte anche negli imballaggi flessibili e nei poliaccoppiati. Negli ultimi 15 anni lo spessore medio dei fogli di alluminio è stato ridotto del 30% negli imballaggi per il cioccolato e nelle applicazioni in poliaccoppiato per cartoni per bevande a

lunga conservazione, e del 33% nell'applicazione in accoppiato flessibile per caffè (Schiona, 2009). Sulla base di queste considerazioni, sono stati ipotizzati due diversi scenari di crescita dell'immesso al consumo di imballaggi in alluminio⁸: uno scenario di crescita elevata ed uno di crescita moderata. In figura 3.2 si mostra un confronto tra i quantitativi di alluminio immesso al consumo previsti dai due scenari nel 2015 e nel 2020.

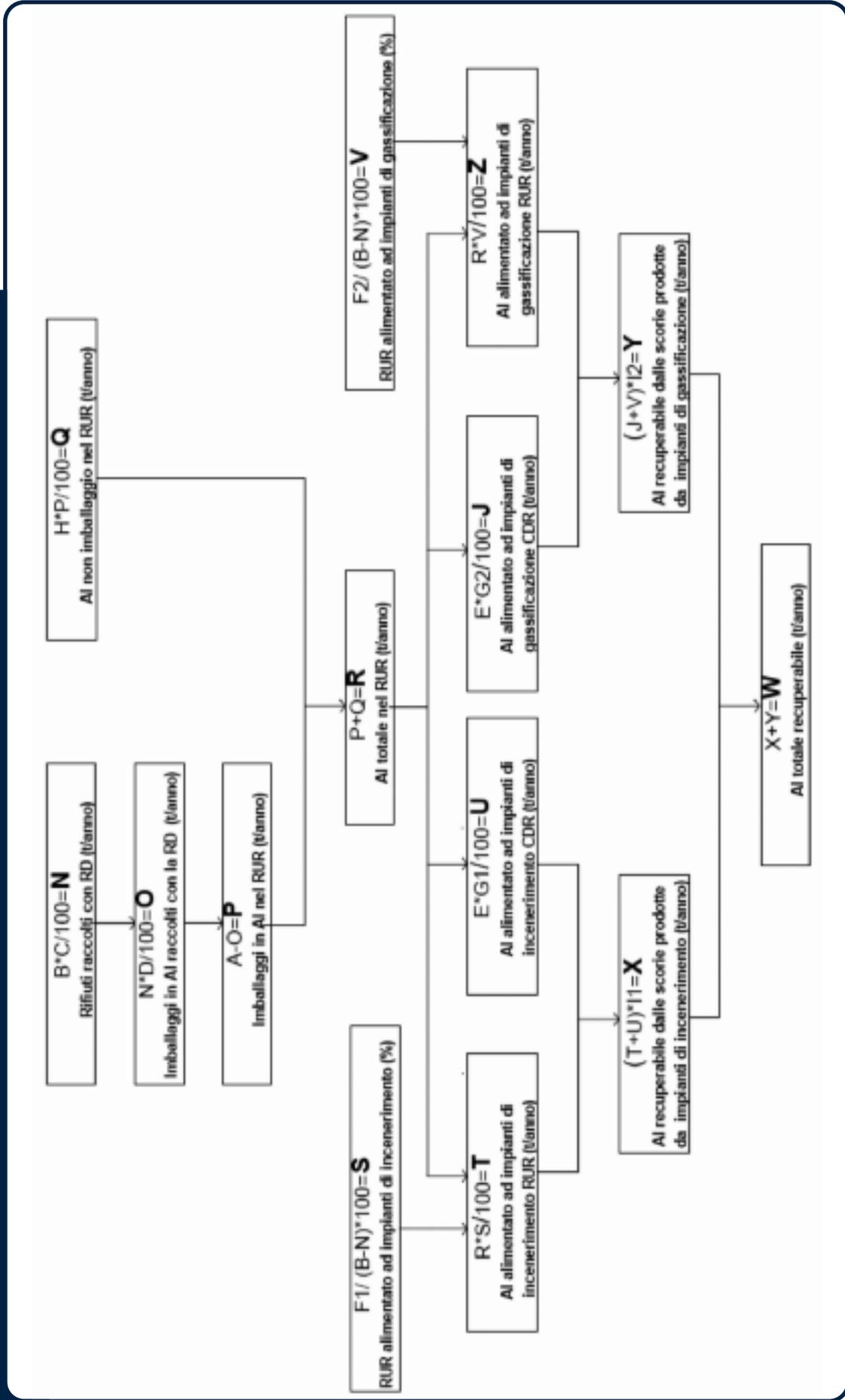
- Lo scenario di crescita elevata è stato elaborato partendo dall'interpretazione della serie storica dei dati relativi all'immesso al consumo di alluminio a disposizione dal 2000 al 2007⁹ (dati CiAl). Sono state considerate tre curve per l'interpolazione dei dati: lineare, logaritmica, esponenziale (Figura 3.3). La curva che meglio interpreta i dati storici è quella logaritmica. Benché il suo

⁸ All'interno della categoria imballaggi in alluminio sono stati inclusi anche quelle categorie di "imballaggi" che non sono sottoposti a contributo ambientale e che per tale motivo non possono essere correttamente classificate come imballaggio (foglio in alluminio alimentare e vaschette vendute vuote). I dati relativi a questa frazioni provengono da stime CiAl.

⁹ Le due proiezioni sono state effettuate considerando come ultimo dato disponibile quello relativo al 2007. Il valore stimato per il 2008 è risultato superiore a quanto effettivamente immesso sul mercato. L'esclusione del dato relativo al 2008 è stata effettuata in quanto il calo dell'immesso al consumo registrato in tale anno è strettamente dipendente dalla crisi economica in atto e può essere considerato un'anomalia nello scenario individuato negli ultimi anni.

Figura 3.1

Schema dei calcoli eseguiti per valutare la quantità di alluminio recuperabile dalle ceneri pesanti al 2015 e al 2020. Le sigle utilizzate fanno riferimento alla Tabella 3.1.



andamento sia identico a quello previsto dall'interpolazione lineare fino al 2020, dal punto di vista concettuale l'andamento logaritmico appare più corretto poiché, a fronte di un incremento della richiesta di imballaggi dovuto ad uno stile di vita sempre più improntato all'usa e getta, negli ultimi anni si è assistito alla commercializzazione di imballaggi sempre più leggeri e per il futuro si prospettano ulteriori miglioramenti tecnologici. A ciò si deve aggiungere la possibilità che anche in Italia possa essere introdotto un contributo ambientale "ad hoc" su tutti quei materiali monouso che attualmente non vi sono sottoposti, come è già accaduto in altri Paesi europei.

- Lo scenario di crescita moderata è stato realizzato ipotizzando un incremento costante annuo dell'immissione di alluminio sul mercato pari all'1% ed interpreta una situazione economica di crescita ridotta ed un consumo più attento di beni.
- In tabella 3.3 si riportano i quantitativi di alluminio

impresso al consumo nel 2015 e nel 2020 previsti nei tre scenari analizzati.

Tabella 3.3: Valori di immesso al consumo di alluminio (tonnellate anno⁻¹) previsti al 2015 e al 2020 nei due scenari analizzati.

Scenario	2007	2015	2020
Scenario crescita moderata	118.700	128.535	135.092
Scenario crescita elevata	118.700	145.526	162.358

Nota: Lo scenario di crescita moderata ipotizza un tasso di crescita annuo costante dell'immesso al consumo pari all'1% mentre lo scenario di crescita elevata è stato ricavato mediante un'interpolazione logaritmica dell'andamento storico 2000-2007

Previsione della produzione di rifiuti urbani

Sono stati previsti due scenari di evoluzione della produzione di rifiuti urbani (RU): uno scenario di crescita moderata ed uno di crescita elevata. In entrambi i casi la produzione di rifiuti viene valutata come prodotto tra la popolazione residente e la pro-

Figura 3.2

Confronto tra lo scenario di crescita moderata e quello di crescita elevata dell'immesso al consumo di alluminio. Lo scenario di crescita elevata è stato ricavato mediante un'interpolazione logaritmica dell'andamento storico 2000-2007; lo scenario di crescita moderata ipotizza un tasso di crescita annuo costante dell'immesso al consumo pari all'1%.

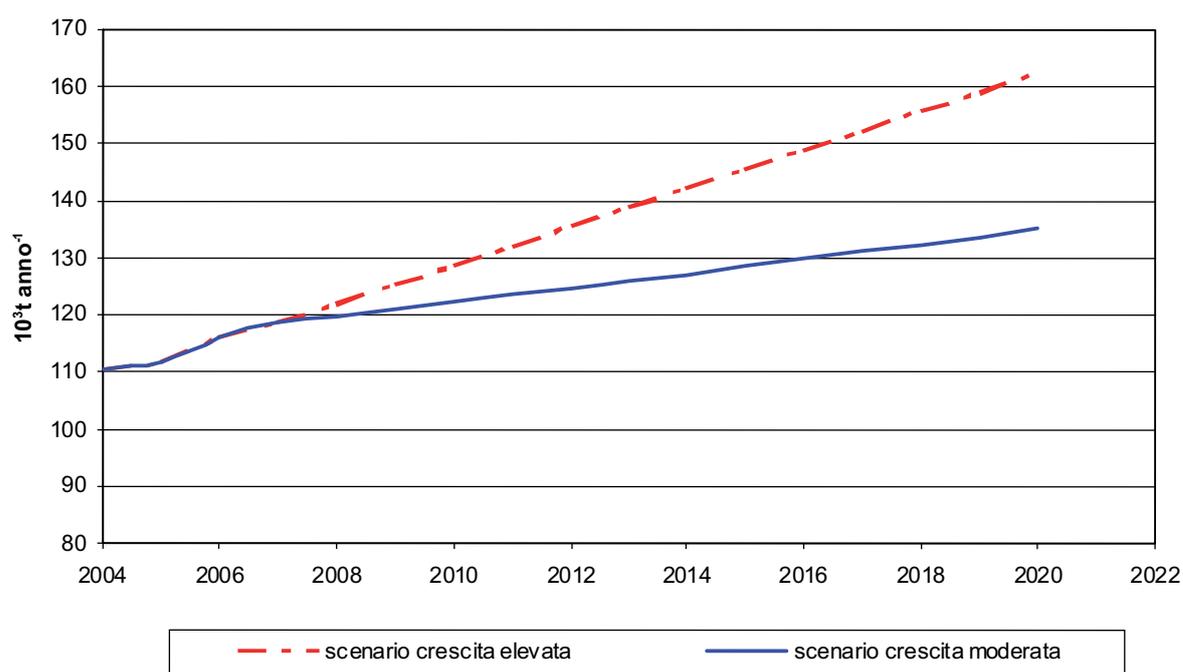
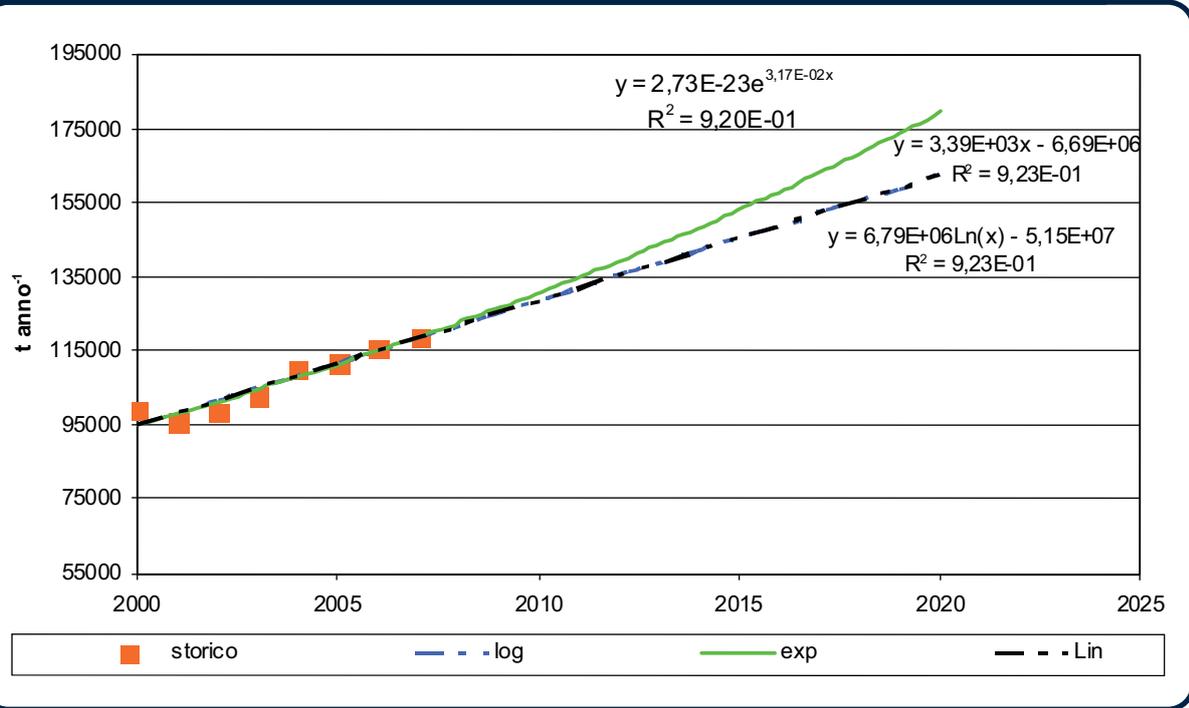


Figura 3.3

Scenario di crescita elevata dell'immesso al consumo di alluminio ricavato utilizzando tre metodi di interpolazione dei dati: regressione lineare, logaritmica ed esponenziale.



duzione pro-capite di rifiuti urbani.

Per ciò che concerne l'evoluzione della popolazione si fa riferimento alle previsioni dell'ISTAT. In particolare, si è scelto di utilizzare la previsione media proposta da tale ente, rappresentata in figura 3.4.

I due scenari di evoluzione della produzione di rifiuti urbani vengono confrontati in figura 3.5 e sono stati determinati come segue:

- Scenario di crescita moderata: l'evoluzione della produzione pro-capite di rifiuti è stata stimata ipotizzando quattro interpolazioni dei dati storici a disposizione dal 2000 al 2007 (ISPRA, 2009): lineare, logaritmica, esponenziale ed esponenziale a tre parametri con asintoto orizzontale (figura 3.6). Per quest'ultimo si è fissato l'asintoto orizzontale ad un valore di 560 kg abitante⁻¹ anno⁻¹, considerando che alcuni Paesi europei hanno già stabilizzato la loro produzione su valori di circa 500-550 kg abitante⁻¹ anno⁻¹. Gli altri due parametri della distribuzione sono stati stimati

mediante il metodo dei minimi quadrati; ne risulta la seguente curva:

$$Produzione_{procapiteRU}(y) = A * (1 - exp^{-k(y-y^0)}) \quad (a)$$

dove:

- y= anno della serie storica a disposizione
- A= parametro che definisce l'asintoto (560)
- k= parametro di curvatura (0,22)
- y⁰= parametro di traslazione (1989).

Il modello esponenziale a tre parametri (equazione a) è quello che meglio interpreta i dati a disposizione, soprattutto per quanto riguarda il calo della produzione pro-capite registrato nel 2008. Infatti, da un punto di vista concettuale, la crescita illimitata della produzione pro-capite dei rifiuti prevista dagli altri tre modelli appare poco credibile, considerando le numerose politiche europee volte alla riduzione della produzione dei rifiuti.

La produzione pro-capite così calcolata è stata moltiplicata per la popolazione prevista dallo sce-

nario medio dell'ISTAT per trovare la produzione totale di rifiuti urbani.

- Scenario di crescita elevata: è stato costruito ipotizzando una crescita annua costante dell'1% della produzione pro-capite di rifiuti urbani. La produzione pro-capite così calcolata è stata moltiplicata per la popolazione prevista dallo scenario medio dell'ISTAT per trovare la produzione totale di rifiuti urbani.

I quantitativi di rifiuti previsti al 2015 e al 2020 nei differenti scenari analizzati sono riportati in tabella 3.3.

Tabella 3.3: Rifiuti prodotti (10⁶ tonnellate anno⁻¹) al 2015 e al 2020 secondo lo scenario di crescita moderata e di crescita elevata.

Scenario	2007	2015	2020
Scenario crescita moderata	32,55	34,11	34,47
Scenario crescita elevata	32,55	36,44	38,61

Note: Lo scenario di crescita moderata è stato realizzato considerando lo scenario medio di crescita della popolazione residente elaborato da ISTAT e lo scenario di crescita della produzione pro-capite di rifiuti urbani realizzato mediante un'interpolazione esponenziale a tre parametri con asintoto orizzontale dei dati storici a disposizione dal 2000 al 2007.

Lo scenario di crescita elevata è stato realizzato ipotizzando lo scenario medio di crescita della popolazione residente elaborato da ISTAT ed una crescita costante dell'1% della produzione pro-capite di rifiuti urbani.

Figura 3.4

Crescita della popolazione prevista dall'ISTAT secondo lo scenario medio.

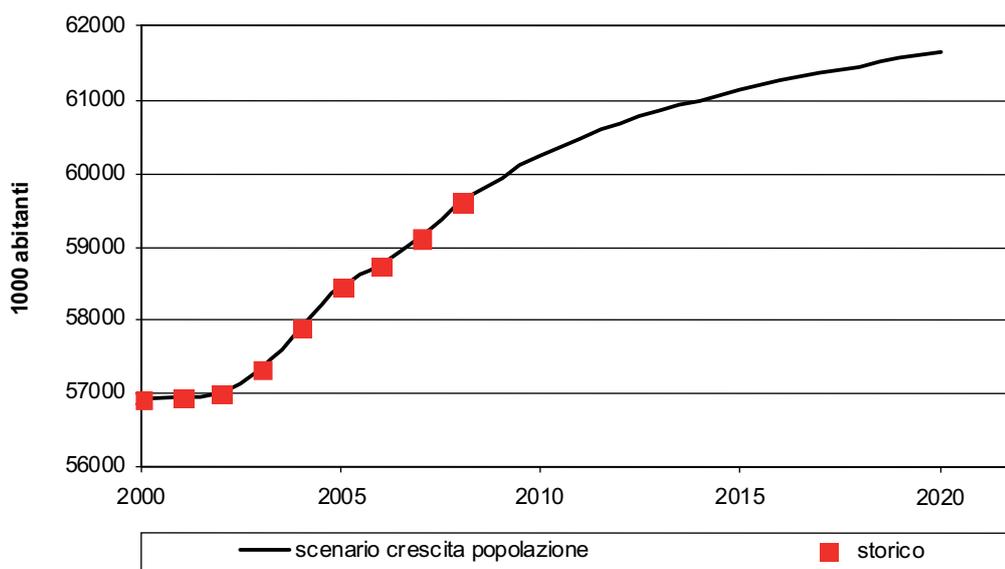


Figura 3.5

Confronto tra lo scenario di crescita moderata e quello di crescita elevata della produzione di rifiuti urbani. Lo scenario di crescita moderata è stato realizzato considerando lo scenario medio di crescita della popolazione residente elaborato da ISTAT e lo scenario di crescita della produzione pro-capite di rifiuti urbani realizzato mediante un'interpolazione esponenziale a tre parametri dei dati storici a disposizione dal 2000 al 2007. Lo scenario di crescita elevata è stato realizzato ipotizzando un incremento medio annuo dell'1% della produzione pro-capite di rifiuti urbani e considerando la crescita della popolazione residente prevista dallo scenario medio dell'ISTAT.

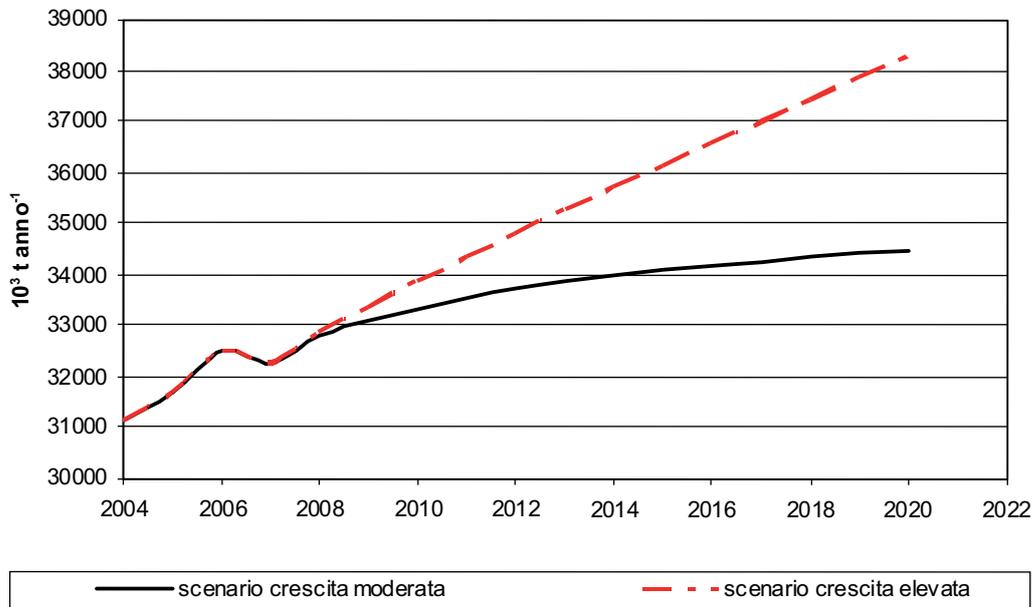
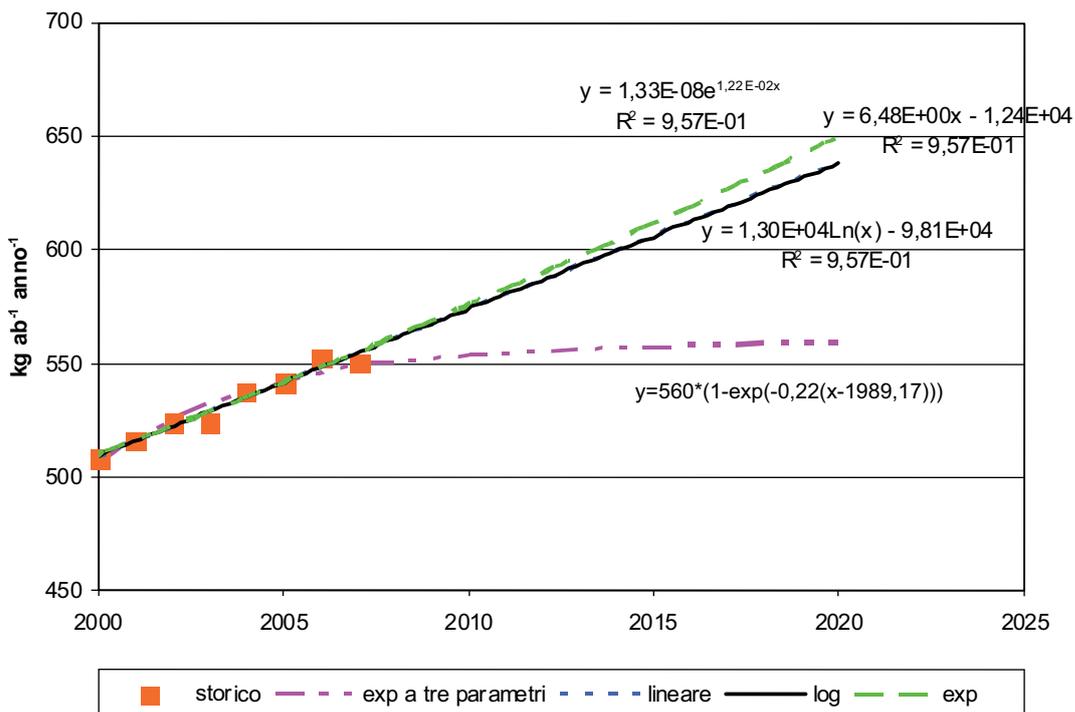


Figura 3.6

Andamento storico e previsione della produzione pro-capite di rifiuti urbani ricavata utilizzando quattro metodi di interpolazione dei dati storici a disposizione (2000-2007): regressione lineare, logaritmica, esponenziale ed esponenziale a tre parametri.



Previsione dell'evoluzione delle modalità e delle strategie di gestione della raccolta differenziata

Lo scenario di gestione della raccolta differenziata è stato ricavato interpolando i dati storici relativi alla percentuale di raccolta differenziata raggiunta in Italia dal 2000 al 2007. Sono state considerate due curve interpolanti: una logaritmica ed un'esponenziale a tre parametri (formula b). Concettualmente la percentuale di rifiuto raccolto in modo differenziato non può crescere all'infinito ma avrà un andamento asintotico che nella migliore delle ipotesi possibili tenderà al 100%; più realisticamente, la massima percentuale di raccolta differenziata raggiungibile sarà sensibilmente inferiore al 100%. Rispetto ad una logaritmica, che è caratterizzata da un andamento saturante ma comunque tendente all'infinito, una curva esponenziale con asintoto orizzontale sembra perciò rappresentare meglio la realtà.

I parametri della distribuzione sono stati stimati mediante il metodo dei minimi quadrati; ne risulta la seguente curva

$$RD(y) = A * (1 - \exp^{-k(y-y^0)}) \quad (b)$$

dove:

y= anno della serie storica a disposizione

A= parametro che definisce l'asintoto (41,77%)

k= parametro di curvatura (0,09)

y^0 = parametro di traslazione (1995).

L'asintoto così valutato appare troppo restrittivo, considerando che in alcune regioni italiane tale valore è stato già superato. Si è deciso dunque di ipotizzare l'evoluzione della raccolta differenziata forzando l'asintoto al 100%, massimo valore raggiungibile.

I parametri della distribuzione risultano pari a:

A= 100%

k= 0,02

y^0 = 1992,8.

Un confronto tra le tre curve ottenute è apprezzabile in figura 3.7.

Le percentuali di raccolta differenziata previste al 2015 e al 2020 sono riportate in tabella 3.4. Si osserva che il valore raggiungibile al 2020 è prossimo all'obiettivo del 50% proposto dalla Direttiva europea 2008/98/CE, tanto più se si considera che il 50% della Direttiva comprende oltre al riciclaggio anche il riutilizzo dei rifiuti (carta, vetro, metalli, plastica).

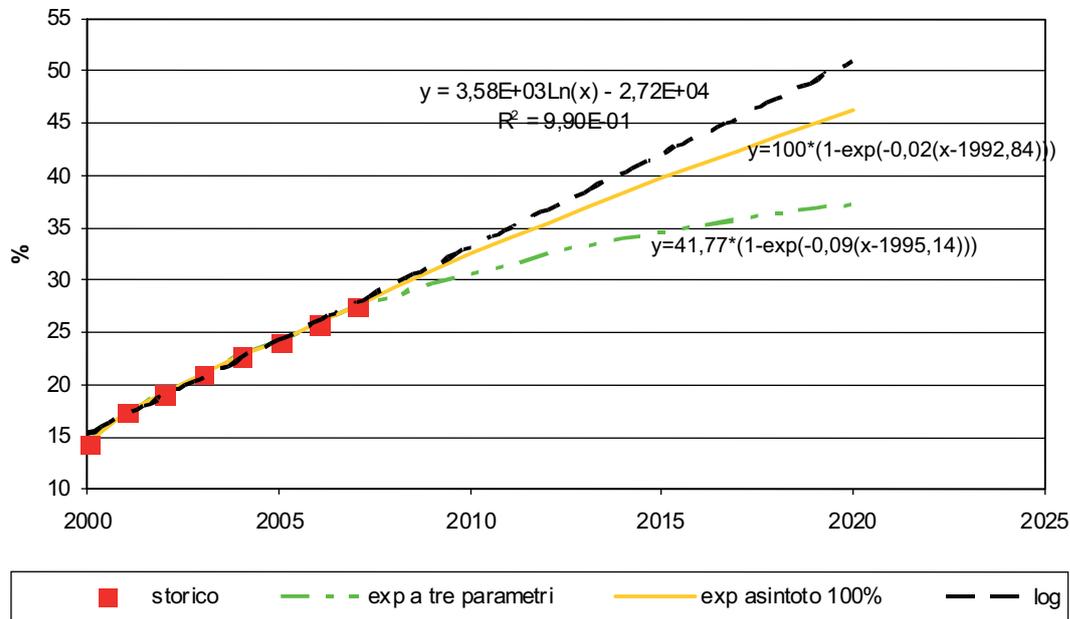
Tabella 3.4: Percentuali di raccolta differenziata previste al 2015 e al 2020.

Scenario	2007	2015	2020
Scenario base	27,5	39,8	46,3

Nota: Lo scenario è stato realizzato interpolando la serie storica a disposizione (2000-2007) con curva esponenziale a tre parametri con asintoto orizzontale al 100%.

Figura 3.7

Andamento storico ed evoluzione della raccolta differenziata ottenuta utilizzando tre metodi di interpolazione dei dati: regressione logaritmica, esponenziale a tre parametri, esponenziale a tre parametri con asintoto orizzontale forzato al 100%.



Previsione del contenuto di imballaggi in alluminio nella raccolta differenziata

L'evoluzione della presenza di imballaggi in alluminio nella raccolta differenziata è stata stimata dall'interpolazione lineare dei dati storici a disposizione dal 2002 al 2007, valutati come rapporto tra i quantitativi di alluminio riciclati (fonte CiAl) e le tonnellate di raccolta differenziata complessiva (dati ISPRA). Nella definizione dello scenario non sono stati considerati i dati storici degli anni 2000 e 2001 poiché non rispecchiano l'evoluzione della raccolta di alluminio osservata per i successivi anni. Tra il 2001 e il 2002, infatti, si è assistito ad un incremento notevole dei quantitativi di alluminio riciclato mentre i valori si sono poi assestati negli anni successivi.

Dal grafico in figura 3.8 si osserva che il contenuto di imballaggi in alluminio nella raccolta differenziata è destinato a decrescere, come è facilmente intuibile considerando che la raccolta degli imballaggi è largamente diffusa sul territorio nazionale ma assolutamente insufficiente per raggiungere gli

obiettivi di raccolta differenziata imposti sia dalla legislazione nazionale (D.lgs. 152/2006) che europea (Direttiva 2008/98/CE). Per raggiungere obiettivi così elevati è necessario ricorrere anche alla separazione della frazione umida, attualmente non ancora diffusa su tutto il territorio nazionale. Quando tale pratica sarà maggiormente diffusa, si assisterà alla riduzione della percentuale di imballaggi nella raccolta differenziata e ad un incremento della percentuale delle frazioni umide e del verde. Tale ipotesi è per altro supportata dai dati regionali (fonte ISPRA): all'aumentare del tasso di raccolta differenziata si osserva un consistente incremento della percentuale di organico e legno contenuti nel rifiuto raccolto ed una notevole riduzione della presenza percentuale di carta e vetro. Una riduzione più lieve è osservata anche per i metalli.

In tabella 3.5 si riporta la percentuale di alluminio nella raccolta differenziata prevista al 2015 e al 2020.

Figura 3.8

Andamento storico ed evoluzione della percentuale di alluminio presente nella raccolta differenziata. I dati storici sono interpolati linearmente.

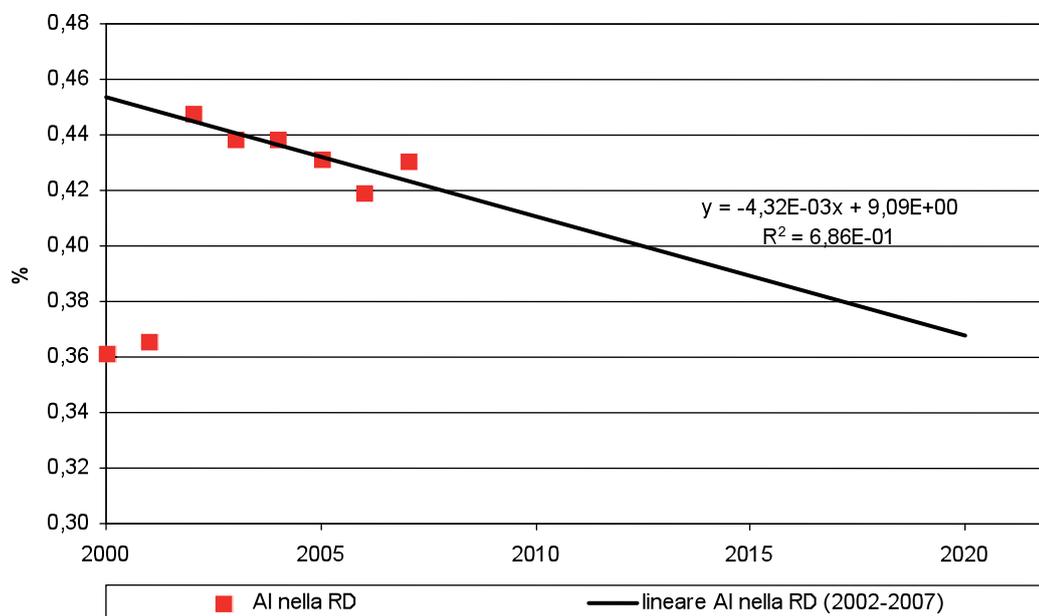


Tabella 3.5: Percentuale di alluminio nella raccolta differenziata prevista al 2015 e al 2020.

Scenario	2007	2015	2020
Scenario base	0,43	0,39	0,37

Nota: Lo scenario è stato realizzato interpolando la serie storica a disposizione (2002-2007) con una curva lineare.

Previsione del contenuto di alluminio nel CDR

La quantità di alluminio presente nel CDR (Combustibile Derivato dal Rifiuto) dipende dalle tecnologie utilizzate negli impianti MBT (Impianti Meccanico-biologici) finalizzati alla sua produzione ed in particolare dall'efficienza di separazione dei metalli non ferrosi dal flusso di rifiuti. Ipotizzare l'evoluzione tecnologica degli impianti MBT è complesso ed esula dagli obiettivi della presente ricerca, per tale motivo si considera la percentuale di alluminio nel CDR costante nel tempo e pari allo 0,60%, valore medio dei dati riportati in tabella 3.6 (fonte CiAl).

Previsione del contenuto di alluminio non imballaggio nel RUR

La quantità di alluminio non imballaggio¹⁰ presente nel rifiuto urbano residuo (RUR) è un parametro di difficile quantificazione, non essendo disponibili dati di letteratura in merito. Si fa dunque riferimento ad alcune analisi effettuate dal DIAR nel 2009 su un impianto di termovalorizzazione di taglia medio-grande che tratta RUR (Tabella 3.7). Tale valore viene considerato costante negli anni, non avendo a disposizione ulteriori sufficienti elementi per ipotizzarne un'evoluzione temporale.

¹⁰ Per alluminio non imballaggio si considerano le pentole, le caffettiere e tutti quegli oggetti in alluminio che non costituiscono imballaggio.

Tabella 3.6: Presenza di alluminio nel CDR (Fonte CIAL)

Riferimento geografico e temporale del dato	Presenza di alluminio nel CDR (% w/w)
Italia, 2007	0,21
SIEM- Pieve del Coriano, 2004	0,44
SIEM- Ceresara, 2004	0,91
R.I.D.A. Ambiente srl, 2008	0,36
AMA ROMA via Salaria, 2008	0,32
AMA ROMA via Rocca Cencia, 2008	0,33
Ecogest- Rovigo, 2008	0,46
HERA- Ravenna, 2008	1,41
Quadrifoglio- Firenze, 2008	0,86
Verdeazzurro, 2008	0,81
AMSA- Maserati Light, 2008	0,77
Seruso- Verderio, 2008	0,86
Contarina, 2008	0,27
NET-Udine, 2008	0,82
Ecoprogetto Venezia, 2008	1,03
Enercombustibili- Frosinone, 2008	0,32
SAF-Colfelice, 2008	0,27
Pontina Ambientale s.r.l., 2008	0,17
Fertilvita-Giussago, 2008	0,69
ENIA-Piacenza, 2008	0,19
ENIA-Dep. Preliminare, 2008	0,53
ACM-Dolo, 2008	0,77
SIA FG/4, 2008	0,65
CISA- c.da Console, 2008	0,45
CISA- c.da San Sergio, 2008	0,51
COSMARI-Pollenza, 2008	0,50
Fertilvita- Corteleona, 2008	1,00
ARAL-Castelceriolo, 2008	1,01
A2A-Bergamo, 2008	0,82
AMIA-Verona, 2008	0,25
ASM-Prato, 2008	0,34
AAMPS-Livorno, 2008	0,53
Tossilo-Macomer, 2008	0,96
TEV-Viareggio, 2008	0,69
media	0,60

Tabella 3.7: Percentuale di alluminio non imballaggio presente nel RUR (DIAR, 2009).

Riferimento temporale del dato	Alluminio non imballaggio/ alluminio imballaggio (% w/w)
DIAR, 2009. Media di tre analisi.	32,8

Previsione della capacità impiantistica di incenerimento e di gassificazione

La previsione della quantità di rifiuti che verranno avviati ad incenerimento è stata effettuata considerando l'esperienza degli autori, supportata dalle indicazioni dei piani regionali. In tabella 3.8 si riporta l'elenco degli impianti attivi nel 2007 e di quelli che verranno con molta probabilità realizzati entro il 2015 e il 2020 e le potenzialità previste. Gli impianti di Verona, Poggibonsi, Terni e Statte nel 2007 non sono risultati operativi ma vengono considerati attivi al 2015. L'impianto di Mergozzo è attualmente attivo ma verrà con molta probabilità dismesso entro il 2015 in quanto tecnologicamente obsoleto.

Per definire lo scenario di confronto rappresentativo della situazione attuale sono stati considerati i rifiuti effettivamente inceneriti nel 2007; per gli scenari futuri si considera invece la potenzialità autorizzata in quanto rappresenta la massima quantità di rifiuti effettivamente smaltibile da tali impianti.

Per semplicità gli impianti sono stati separati solamente in due macro-gruppi: impianti che trattano RUR e impianti che trattano CDR. Per gli appartenenti al primo gruppo, si ipotizza che i rifiuti trattati siano tutti urbani, benché nella maggior parte delle situazioni vengano alimentati al forno anche rifiuti sanitari, speciali e non pericolosi ed in alcune situazioni anche del CDR. Mediamente la quantità di CDR e di rifiuti speciali smaltiti in co-combustione da tali impianti è limitata; inoltre per i rifiuti speciali subentra la difficoltà di caratterizzarli al fine di individuare l'effettiva presenza di alluminio. Per gli appartenenti al secondo gruppo, si ipotizza che tutto ciò che viene alimentato al forno sia CDR, benché talvolta vengano smaltiti anche rifiuti speciali.

Complessivamente nel 2007 sono stati smaltiti per combustione 3.904.896 t di RUR e 575.042 t di CDR. Nel 2015 si prevede lo smaltimento di 9.561.086 t di RUR e di 1.208.500 t di CDR e nel 2020 di 10.475.086 t di RUR e di 1.725.500 t di CDR (Tabella 3.10).

Si prevede inoltre la realizzazione di due impianti di gassificazione di CDR, uno a Roma Malagrotta,

Tabella 3.8: Impianti di termovalorizzazione di rifiuti attivi nel 2007 o che saranno attivi nel 2015 e nel 2020. Vengono indicati su sfondo colorato gli impianti che inceneriscono RUR ed in grigio quelli che inceneriscono CDR (Fonti: piani regionali e provinciali, Federambiente, ISPRA).

Regione	Comune	Attivo nel 2007 (Sì/No) o data attivazione	Rifiuti urbani (t anno ⁻¹)	Frazione secca da TMB (t anno ⁻¹)	Rifiuti sanitari (t anno ⁻¹)	CDR (t anno ⁻¹)	Altri rifiuti speciali (t anno ⁻¹)	Totale rifiuti smaltiti (t anno ⁻¹)	Capacità autorizzata (t anno ⁻¹)
Val D'Aosta	-	entro 2015							80.000
Piemonte	Mergozzo	Sì*	28.412					28.412	30.000
Piemonte	Torino Gebido	2010							421.000
Piemonte	Torino	2020							274.000
Piemonte	Vercelli	Sì	63.675	6.104	2.794			72.573	82.125
Piemonte	Novara- Verbania Cusio Ossola	entro 2015	x						100.000
Lombardia	Cremona	Sì	55.074	1027	455		1.556	58.112	88.000**
Lombardia	Busto Arsizio	Sì	87.023	12.387	4.774		1.337	105.521	120.000
Lombardia	Como	Sì	75.474	768			771	77.013	89.000
Lombardia	Milano	Sì	431.879	43.962			5.885	48.1726	450.000
Lombardia	Brescia	Sì	427.568	24.486		27.880	32.3462	803.396	809.600**
Lombardia	Bergamo	Sì				59.251	688	59.939	72.000
Lombardia	Desio	Sì	38.217		3.075		21	41.313	79.200
Lombardia	Sesto S. Giovanni	Sì	70.440				149	70.589	80.000
Lombardia	Corteolona	Sì				49.696		49.696	75.000
Lombardia	Parona	Sì	122.267	29.451		39.749	7.500	198.967	200.000
Lombardia	Trezzo d'Adda	Sì	97.270	54.756		627	2.481	155.134	165.000
Lombardia	Dalmine	Sì	154.028				177	154.205	151.152
Lombardia	Milano	2011							400.000
Lombardia	Valmadrera	Sì	55.669	5.868	3.815		1.393	66.745	87.600
Trentino Alto Adige	Bolzano	Sì***	67.388				87	67.475	130.000
Veneto	Padova	Sì	72.342	113	2.300		405	75.160	109.500
Veneto	Verona	No							164.800

Veneto	Schio	Si	46.858	16.766	3.928	89	67.641	68.800**
Veneto	Venezia Fusina	Si	43.301	115	1	2.810	46.227	56.000
Friuli Venezia Giulia	Trieste	Si	114.548	14.998	158	8.119	140.243	223.380
Emilia Romagna	Modena	Si	99.118		4.014	1.067	104.199	140.000
Emilia Romagna	Modena	ampliamento impianto 2010		x				240.000
Emilia Romagna	Ferrara Canal Bianco	Si	37.736	3.729	8	1.715	43.188	50.000
Emilia Romagna	Reggio Emilia	Si	48.353			272	48.625	73.000
Emilia Romagna	Granarolo dell'Emilia	Si	140.324		3.265	63.097	206.686	180.000
Emilia Romagna	Rovenna	Si				47.349	47.696	56.500
Emilia Romagna	Coriano	Si***	112.588	2.351	861	5.535	12.1335	127.600
Emilia Romagna	Forlì	Si	34.982	7		9.810	44.799	60.000
Emilia Romagna	Parma	2012						130.000
Emilia Romagna	Piacenza	Si	116.740	47.859	1.129	2.130	119.999	120.000
Liguria	Genova Scarpino	entro 2015						330.000
Toscana	Livorno	Si	47.859			7.890	55.749	62.000
Toscana	Rufina Selvapiana	Si	7.947	649		89	8.036	12.000
Toscana	Arezzo San Zeno	Si	38.496				38.496	42.000
Toscana	Montale Agliana	Si***	20.909		740	198	22.496	39.600
Toscana	Ospedaletto	Si	53.794		2.551	172	56.517	7.6000
Toscana	Castelnuovo di garfagnana	Si	11.204				11.204	14.000
Toscana	Poggibonsi Pian dei Foci	No						70.000
Toscana	Firenze "I Cipressi"	entro 2015						69.630
Toscana	Pietrasanta loc. Fatascia	Si				52.170	52.170	59.000
Toscana	Rufina Selvapiana	raddoppio 2012						12.000
Toscana	Casa Passerini	2012						137.000
Toscana	Greve	entro 2015						80.000

Tabella 3.8 (segue): Impianti di termovalorizzazione di rifiuti attivi nel 2007 o che saranno attivi nel 2015 e nel 2020. Vengono indicati su sfondo colorato gli impianti che inceneriscono RUR ed in grigio quelli che inceneriscono CDR.

Regione	Comune	Attivo nel 2007 (Sì/No) o data attivazione	Rifiuti urbani (t anno ⁻¹)	Frazione secca da TMB (t anno ⁻¹)	Rifiuti sanitari (t anno ⁻¹)	CDR (t anno ⁻¹)	Altri rifiuti speciali (t anno ⁻¹)	Totale rifiuti smaltiti (t anno ⁻¹)	Capacità autorizzata (t anno ⁻¹)
Toscana	Poggibonsi	nuova linea entro 2015							34.100
Umbria	Terni	No		19.801	325		23	20.149	49.500
Marche	Tolentino	Sì	19.500					19.500	144.000**
Lazio	S. Vittore del Lazio	Sì				78.112		78.112	110.000
Lazio	Albano	entro 2020****				x			292.000
Lazio	Colleferro	Sì				55.998		55.998	110.000
Lazio	Colleferro	Sì				50.175		50.175	110.000
Campania	Acerra	2009							600.000
Campania	Salerno	entro 2020****	x						450.000
Campania	Napoli	entro 2015	x						400.000
Campania	Santa Maria la Fossa	entro 2015				x			406.000
Puglia	Massafra	Sì				64.996		64.996	90.000
Puglia	Statte	No							102.000
Puglia	Manfredonia	entro 2020****				x			135.000
Puglia	Modugno	entro 2020****				x			90.000
Basilicata	Melfi	Sì	16.382	3.875	823		35.583	56.663	65.000
Basilicata	Potenza	Sì	6.535					6.535	36.000
Calabria	Gioia Tauro	Sì				116.260		116.260	120.000
Calabria	Calabria nord	entro 2020****	x						190.000
Sicilia	Messina	Sì	17.238	127	1		577	17943	35.200**
Sicilia	Augusta	entro 2015							405.848
Sicilia	Castelermeni	entro 2015							272.466
Sicilia	Palermo	entro 2015							536.665

Sicilia	Messina-Paternò	entro 2015							648.000
Sardegna	Capoterra	Si	141.848	573	612	174	17.164	160.371	166.320
Sardegna	Macomer	Si		29.433		2.521		31.954	48.000
Sardegna	Cagliari	2012							35.000-40.000
Sardegna	Fiumesanto	2012							120.000-130.000

* Attualmente l'impianto è attivo ma è in programma il suo smaltimento che verrà probabilmente eseguito entro il 2015

** non essendo disponibile il dato sulla capacità autorizzata si riporta la capacità operativa media

*** attualmente sono in ristrutturazione. L'impianto di Coriano sarà nuovamente attivo nel 2010, quelli di Bolzano e Montale Agliana nel 2011

**** essendo difficile stabilire la data di realizzazione di tali impianti, si ipotizza che siano attivi al 2020

con potenzialità di 182.500 t anno⁻¹, e uno a Mediglia, con potenzialità di 297.000 t anno⁻¹. Gli impianti di gassificazione attivi in Italia sono indicati in tabella 3.9. Nel 2007 la capacità di smaltimento di tali impianti è stata di 332.000 t rifiuti, di cui 92.000 sono CDR e 240.000 bioessiccato o rifiuto urbano parzialmente trattato (eventualmente miscelato a CDR), assimilabile per quantitativi di metalli al RUR. Nel 2015 e nel 2020 si prevede una quantità di RUR smaltito pari a quella del 2007 ed una quantità di CDR pari a 571.500 t (Tabella 3.10).

Tabella 3.9: Impianti di gassificazione di rifiuti attivi in Italia o previsti al 2015 e 2020 (Fonti: ISPRA; Federambiente; De Stefanis, 2007; Rosso, 2006).

Regione	Comune	Attivo (SI) o data attivazione	tipologia di rifiuto smaltito	Capacità autorizzata (t anno ⁻¹)
Veneto	Montebelluna	SI	frazione secca, CDR	115.000
Veneto	Dueville	SI	CDR, rifiuti speciali	92.000
Puglia	Brindisi	SI	Rifiuti urbani trattati	125.000
Lazio	Malagrotta	entro 2015	CDR	182.500
Lombardia	Mediglia	entro 2015	CDR	297.000

Tabella 3.10: Quantità di RUR e CDR (103 t anno⁻¹) alimentate agli impianti di incenerimento e gassificazione previste nel 2015 e nel 2020.

Impianto	Rifiuto trattato	2007	2015	2020
Incenerimento	RUR	3.905	9.561	10.405
	CDR	575	1.209	1.726
Gassificazione	RUR	240	240	240
	CDR	92	572	572

Scenari tecnologici per gli impianti di recupero delle scorie

Relativamente agli impianti di trattamento delle scorie sono stati considerati due scenari tecnologici: il primo tiene conto dell'efficienza di recupero dell'alluminio dalle scorie mediamente rilevato in impianti esistenti alla scala reale in Europa; il secondo considera il futuro sviluppo alla scala reale di esperienze oggi esistenti solo a scala pilota o in fase sperimentale. Più in dettaglio:

- Scenario tecnologico di base: si ipotizza che la quantità di alluminio recuperabile dalle ceneri pesanti prodotte dagli impianti di incenerimento di RUR e CDR sia il 30% dell'alluminio alimentato al forno e quello recuperabile dalle scorie degli impianti di gassificazione sia il 40%. Il primo valore è stato ricavato come media dei dati riportati in tabella 3.11, mentre il secondo valore è stato ipotizzato tenendo conto che l'estrazione dei metalli dalle scorie è più semplice se queste derivano da impianti di gassificazione piuttosto che di incenerimento. Il processo di gassificazione avviene infatti in condizioni riducenti e ciò limita l'ossidazione dei metalli, che invece si osserva nei dispositivi di combustione che operano in eccesso di ossigeno, e rende più agevole la fase successiva di separazione dei metalli dalle scorie ed il loro invio a recupero di materia (Viganò et al., 2010).

Tabella 3.11: Percentuale di alluminio recuperato dalle ceneri pesanti, usando tecnologie convenzionali, rispetto all'alluminio alimentato al forno.

Fonte bibliografica	Alluminio recuperato/Alluminio alimentato al forno (% w/w)
Association of incinerators NL, 2006	48,2
France aluminium recyclage, 2006	35
Muchova e Rem, 2007	9-28
Media	30

- Scenario tecnologico avanzato: si ipotizza una capacità di recupero dell'alluminio dalle scorie prodotte dagli impianti di incenerimento di RUR e CDR pari al 70% di quanto alimentato al forno. Tale valore è stato ipotizzato considerando le efficienze raggiunte dall'impianto pilota di Amsterdam riportate da Muchova e Rem (2007) e le efficienze raggiungibili utilizzando unità multiple di separatori a correnti indotte e linee di separazione avanzate (Tabella 3.12). Sebbene l'impianto pilota di Amsterdam sia attualmente dismesso, il fatto che siano state raggiunte percentuali di recupero di tale entità attesta il possibile sviluppo di ulteriori tecnologie ad elevate

prestazioni. Per ciò che concerne gli impianti di gassificazione, si ipotizza una percentuale di recupero dell'alluminio pari all'80%.

Tabella 3.12: Percentuale di alluminio recuperato dalle ceneri pesanti, usando tecnologie avanzate, rispetto all'alluminio alimentato al forno.

Fonte bibliografica	Alluminio recuperato / Alluminio alimentato al forno (% w/w)
Muchova e Rem, 2007	80
Manders, 2008	55-65
unità multistadio	
design avanzati	70
Media	70

3.2.2. Previsione della quantità di alluminio recuperato

La quantità di alluminio recuperabile dalle ceneri pesanti è stata quantificata seguendo lo schema illustrato in figura 3.1. I risultati sono presentati nel seguente ordine:

- valutazione della quantità di imballaggi in alluminio presenti nel rifiuto raccolto per via differenziata;
- valutazione della quantità di imballaggi in alluminio presenti nel rifiuto indifferenziato (RUR);
- valutazione della quantità di alluminio non imballaggio presente nel rifiuto indifferenziato (RUR);
- valutazione della quantità di alluminio alimentato ai forni degli impianti di incenerimento e gassificazione;
- valutazione della quantità di alluminio recuperabile dalle ceneri pesanti.

Imballaggi in alluminio presenti nel rifiuto differenziato

Si prevede che la quantità di imballaggi in alluminio raccolti per via differenziata nel 2015 sia compresa tra circa 52.800 t e 86.300 t e nel 2020 tra 58.600 t e 88.700 t (Tabella 3.13).

Tale valore comprende anche tutte le vaschette ed i fogli in alluminio che non vengono venduti come imballaggi (ossia non sono sottoposti a contributo am-

bientale) ma che non è possibile distinguere dai "veri" imballaggi dopo il loro utilizzo.

Tabella 3.13: Tonnellate di alluminio intercettate dalla raccolta differenziata (t anno⁻¹).

2007	2015	2020
38.600	52.797-86.301	58.659-88.734

Imballaggi in alluminio presenti nel RUR

Nel 2015 si prevede una presenza di imballaggi in alluminio nell'indifferenziato compresa tra circa 72.000 t e 93.000 t e nel 2020 tra 69.000 t e 104.000 t (Tabella 3.14).

La massima presenza di imballaggi in alluminio nel RUR si ottiene nello scenario che considera una crescita elevata dell'immesso al consumo di imballaggi in alluminio ed una crescita moderata della produzione di rifiuti urbani.

La minor presenza di imballaggi in alluminio nel RUR si ottiene nell'ipotesi che si abbia una crescita moderata dell'immesso al consumo di imballaggi in alluminio ed una crescita elevata della produzione di rifiuti.

Tabella 3.14: Tonnellate di imballaggi in alluminio nel RUR previste nel 2015 e nel 2020 (t anno⁻¹).

2007	2015	2020
80.100	72.129-92.729	69.390-103.699

Alluminio non da imballaggio presente nel rifiuto indifferenziato

I quantitativi di alluminio non imballaggio nel RUR previsti per il 2015 ed il 2020 sono riportati in tabella 3.15. Si osserva che tali quantità non sono assolutamente trascurabili. Tuttavia si tratta di un dato molto incerto, che andrebbe confermato con ulteriori analisi.

Tabella 3.15: Tonnellate di alluminio non imballaggio nel RUR previste nel 2015 e nel 2020 (t anno⁻¹).

2007	2015	2020
26.673	23.658-30.415	22.760-34.013

Alluminio inviato ad incenerimento e gassificazione

La quantità di alluminio presente nel RUR avviato ad incenerimento si stima che sarà compresa tra circa 41.700 t e 57.300 t nel 2015 e tra 46.500 t e 77.900 t nel 2020 e la quantità avviata ad impianti di gassificazione di RUR sarà compresa tra 1.000 t e 1.400 t nel 2015 e tra 1.000 t e 1.800 t nel 2020 (Tabella 3.16). La quantità di alluminio alimentato ad impianti di incenerimento di CDR sarà pari a circa 7.300 t nel 2015 e 10.400 nel 2020 e quella alimentata ad impianti di gassificazione di CDR sarà di circa 3.500 t sia nel 2015 che nel 2020 (Tabella 3.16).

L'estremo inferiore degli intervalli corrisponde allo scenario che prevede una crescita moderata dell'immesso al consumo di imballaggi in alluminio ed una crescita elevata della produzione di rifiuti. L'estremo superiore degli intervalli corrisponde allo scenario che prevede una crescita elevata dell'immesso al consumo di alluminio ed una crescita moderata della produzione dei rifiuti.

Tabella 3.16: Tonnellate di alluminio alimentate agli impianti di incenerimento e gassificazione previste nel 2015 e nel 2020 (t anno⁻¹).

Impianto	Rifiuto trattato	2007	2015	2020
Incenerimento	RUR	17.608	41.724-57.307	46.534-77.892
	CDR	3.469	7.290	10.409
Gassificazione	RUR	1.082	1.047-1.439	1.066-1.785
	CDR	555	3.448	3.448
Totale		22.714	53.509-69.484	61.457-93.534

Alluminio recuperabile dalle ceneri pesanti

Si prevede una quantità di alluminio recuperabile dalle ceneri pesanti compresa tra 16.500 e 49.000 t nel 2015 e tra 19.000 e 66.000 t nel 2020, delle quali una quantità compresa tra 14.700 t e 45.200 t nel 2015 e tra 17.000 t e 61.800 t nel 2020 proviene da impianti di incenerimento di RUR e CDR ed una quantità compresa tra 1.800 e 3.900 t nel 2015 e 1.800 e 4.200 t nel 2020 proviene da impianti di gassificazione. L'estremo superiore dell'intervallo corrisponde ad una situazione tecnologicamente avanzata mentre quello inferiore è stimato considerando le tecnologie oggi diffuse (Tabella 3.17 e Figura 3.9). Si osserva, inoltre, che la quantità di alluminio effettivamente recuperata dalle scorie nel 2007 è pari a circa il 6% della quantità potenzialmente recuperabile se tutte le scorie fossero state trattate.

E' bene quantificare separatamente l'alluminio recuperabile dagli impianti di incenerimento e di gassificazione in quanto le scorie prodotte dalla gassificazione sono vetrificate e nella maggior parte dei casi possono essere riutilizzate, senza ulteriori trattamenti, come materiale inerte in quanto rispettano i limiti previsti dalla normativa sulla lisciviazione dei metalli pesanti.

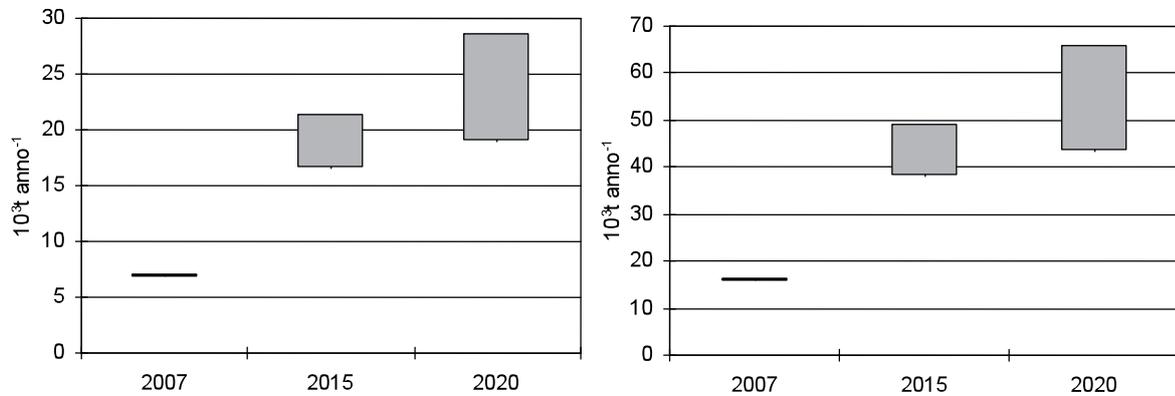
Nel dettaglio, lo scenario di minimo recupero si avrebbe qualora le tecnologie utilizzate per l'estrazione dei noduli di alluminio dalle scorie non venissero migliorate, la crescita dell'immesso sul mercato di imballaggi in alluminio fosse moderata e la crescita della produzione di rifiuti elevata. I massimi

Tabella 3.17: Tonnellate di alluminio recuperabili dalle ceneri pesanti (t anno⁻¹).

Impianto	Tecnologia adottata	2007		2015	2020
		Alluminio recuperato	Alluminio potenzialmente recuperabile		
Incenerimento	attuale	421	6.323	14.704-19.379	17.083-26.490
	avanzata	421	14.754	34.310-45.218	39.860-61.810
Gassificazione	attuale	n.d.	655	1.798-1.954	1.806-2.093
	avanzata	n.d.	1.310	3.596-3.909	3.611-4.186
Totale	attuale	n.d.	6.978	16.502-21.333	18.888-28.583
	avanzata	n.d.	16.064	37.906-49.127	43.471-65.996

Figura 3.9

Alluminio recuperabile dalle ceneri pesanti. Il grafico a sinistra illustra una situazione in cui si adottano le tecnologie di trattamento delle ceneri pesanti oggi diffuse; il grafico a destra illustra una situazione tecnologicamente avanzata.



quantitativi di alluminio recuperato verrebbero, invece, raggiunti qualora vi fosse uno sviluppo tecnologico degli impianti di trattamento delle scorie, vi fosse una crescita elevata dell'immesso al consumo di imballaggi in alluminio ed una crescita moderata della produzione di rifiuti (Tabelle 3.18 e 3.19). I noduli di alluminio sono separati dalle ceneri pe-

santi assieme agli altri metalli non ferrosi (rame, piombo, ottone, ecc.). In alcuni casi i metalli non ferrosi vengono separati tra loro mediante flottazione prima di essere recuperati, ma in molte situazioni si preferisce avviare a recupero in fonderia l'insieme dei metalli non ferrosi recuperati dalle scorie. Considerando una presenza di alluminio nei

Tabella 3.18: Tonnellate di alluminio potenzialmente recuperabile dagli impianti di incenerimento di RUR e CDR nei differenti scenari (t anno⁻¹).

Scenario			2007	2015	2020
tecnologia di recupero dell'alluminio esistente allo stato attuale	crescita elevata imballaggi in alluminio immessi al consumo	crescita moderata di RU	6.323	19.379	26.490
		crescita elevata di RU	6.323	17.653	22.568
	crescita moderata imballaggi in alluminio immessi al consumo	crescita moderata di RU	6.323	16.229	20.346
		crescita elevata di RU	6.323	14.704	17.083
tecnologia avanzata di recupero dell'alluminio	crescita elevata imballaggi in alluminio immessi al consumo	crescita moderata di RU	14.754	45.218	61.810
		crescita elevata di RU	14.754	41.190	52.659
	crescita moderata imballaggi in alluminio immessi al consumo	crescita moderata di RU	14.754	37.868	47.474
		crescita elevata di RU	14.754	34.310	39.860

Tabella 3.19: Tonnellate di alluminio potenzialmente recuperabile dagli impianti di gassificazione di RUR e CDR nei differenti scenari (t anno⁻¹).

Scenario			2007	2015	2020
tecnologia di recupero dell'alluminio esistente allo stato attuale	crescita elevata imballaggi in alluminio immessi al consumo	crescita moderata di RU	655	1.954	2.093
		crescita elevata di RU	655	1.897	1.973
	crescita moderata imballaggi in alluminio immessi al consumo	crescita moderata di RU	655	1.849	1.905
		crescita elevata di RU	655	1.798	1.806
tecnologia avanzata di recupero dell'alluminio	crescita elevata imballaggi in alluminio immessi al consumo	crescita moderata di RU	1.310	3.909	4.186
		crescita elevata di RU	1.310	3.793	3.946
	crescita moderata imballaggi in alluminio immessi al consumo	crescita moderata di RU	1.310	3.698	3.810
		crescita elevata di RU	1.310	3.596	3.611

Tabella 3.20: Tonnellate di metalli non ferrosi recuperabili dalle ceneri pesanti (t anno⁻¹).

Impianto	Tecnologia adottata	2007		2015	2020
		Metalli non ferrosi recuperati	Metalli non ferrosi potenzialmente recuperabili		
Incenerimento	attuale	702	10.538	24.507-32.298	28.471-44.150
	avanzata	702	24.590	57.183-75.363	66.433-103.017
Gassificazione	attuale	n.d.	1.092	2.997-3.257	3.010-3.488
	avanzata	n.d.	2.183	5.993-6.515	6.018-6.977
Totale	attuale	n.d.	11.630	27.504-35.556	31.481-47.638
	avanzata	n.d.	26.773	63.176-81.878	72.452-109.993

non ferrosi pari a circa il 60% in peso, si prevede un recupero complessivo di metalli non ferrosi compreso tra circa 27.500 e 81.900 t anno⁻¹ nel 2015 e tra 31.400 e 110.000 t anno⁻¹ nel 2020 (Tabella 3.20).

3.2.3. Interpretazione dei risultati

Si propone una breve interpretazione probabilistica, di tipo qualitativo, dei risultati ottenuti. Gli intervalli identificati per la quantità di alluminio recuperabile dalle scorie sono piuttosto ampi, è necessario di conseguenza individuare gli scenari che più probabilmente si realizzeranno.

Si propone la scala qualitativa di probabilità indicata in tabella 3.21.

Tabella 3.21: Scala di probabilità utilizzata

Punteggio	Descrizione
+	Evento caratterizzato da una discreta probabilità di realizzarsi
++	Evento caratterizzato da una elevata probabilità di realizzarsi
-	Evento caratterizzato da una bassa probabilità di realizzarsi
--	Evento caratterizzato da una scarsa probabilità di realizzarsi

Tra gli scenari identificati, quello che ha la maggiore probabilità di realizzarsi prevede che sia l'immesso sul mercato di alluminio, sia la produzione di rifiuti seguano l'andamento dei dati storici analizzati, ossia si abbia una crescita elevata dell'immesso al consumo di imballaggi in alluminio ed una crescita moderata della produzione di rifiuti urbani (scenario A di Tabella 3.22). Tale scenario rappresenta una situazione in cui i consumi di risorse ten-

dono a ridursi (soprattutto quelle impiegate nei beni monouso) ma ciò non si ripercuote sulle quantità di alluminio utilizzate, in quanto tale materiale andrà a sostituire sul mercato altre tipologie di materiali da imballaggio meno vantaggiose in termini prestazionali o ambientali.

Abbastanza probabili sono anche gli scenari in cui si prevede che l'immesso sul mercato di imballaggi in alluminio e la produzione di rifiuti abbiano uno stesso trend di crescita, ossia entrambi subiscano una crescita elevata o moderata (scenari B e C di Tabella 3.22).

Tabella 3.22: Probabilità degli scenari identificati. Maggiore è il numero dei +, maggiore è la probabilità che lo scenario si realizzi; maggiore è il numero dei -, minore è la probabilità che lo scenario si realizzi.

Scenario	Probabilità
A- Crescita elevata immesso al consumo di imballaggi in alluminio - crescita moderata RU	++
B- Crescita elevata immesso al consumo di imballaggi in alluminio - crescita elevata RU	+
C- Crescita moderata immesso al consumo di imballaggi in alluminio - crescita moderata RU	+
D- Crescita moderata immesso al consumo di imballaggi in alluminio - crescita elevata RU	-

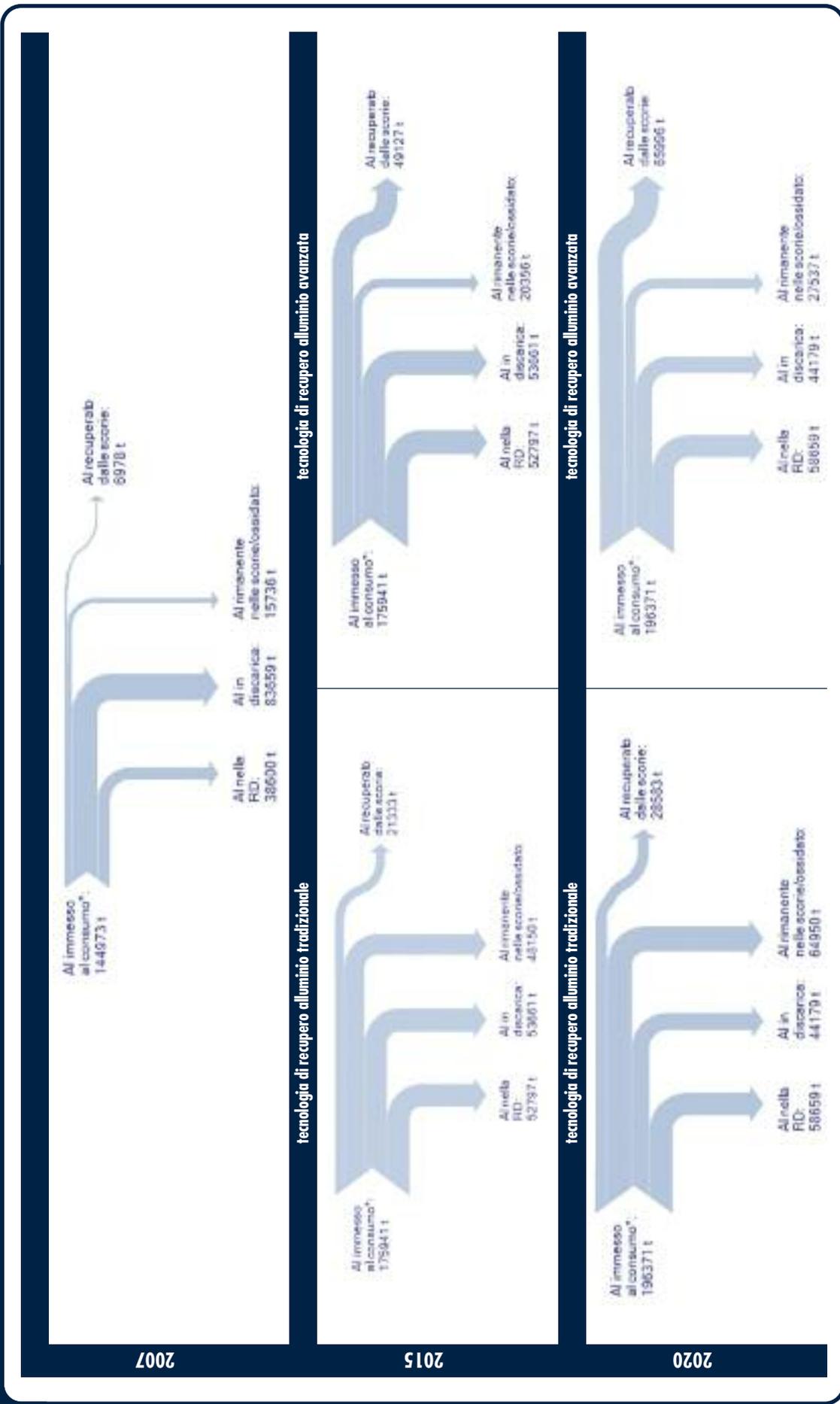
Meno probabile è lo scenario che prevede una crescita moderata dell'immesso al consumo di alluminio ed una crescita elevata della produzione di rifiuti urbani (scenario D di Tabella 3.22). Poiché gran parte dei rifiuti prodotti è costituita da imballaggi (oltre all'organico ed ai materiali plastici non imballaggi, quali i pannolini, la cui produzione può

considerarsi piuttosto costante se non in calo), un tale scenario corrisponde ad una situazione in cui il consumo totale di imballaggio cresce ma più velocemente di quanto accada per i soli imballaggi in alluminio. Negli ultimi anni, tuttavia, l'alluminio ha conquistato un'importante quota del mercato degli imballaggi grazie alle sue qualità tecniche ed ambientali ed è poco credibile che il suo utilizzo venga ridotto a favore di altri materiali da imballaggio.

La quantità di alluminio recuperabile dalle scorie con maggior probabilità è, dunque, compresa tra 18.000 e 21.300 t nel 2015 e tra 22.200 e 28.500 t nel 2020, adottando le tecnologie di recupero oggi esistenti, ed una quantità compresa tra 41.500 e 49.100 nel 2015 e tra 51.200 e 66.000 nel 2020, adottando le tecnologie di estrazione dei noduli più innovative (Figura 3.10).

Figura 3.10

Destino dell'alluminio immesso al consumo nello scenario maggiormente probabile (Scenario A).



3.2.4. Verifica dei risultati ottenuti

Per valutare la coerenza delle stime ottenute, si propone un confronto con i valori ottenuti mediante altri metodi di previsione. I percorsi alternativi seguiti per stimare la quantità di alluminio recuperabile dalle scorie sono tre:

- La quantità di imballaggi in alluminio nel rifiuto indifferenziato viene valutata considerando la percentuale di riciclo rispetto all'immesso sul mercato¹¹ e trascurando la produzione di rifiuti e la percentuale di raccolta differenziata. La percentuale di riciclo degli imballaggi in alluminio (considerabile pressoché coincidente con la quantità raccolta per via differenziata) è stata valutata sulla base dei dati storici a disposizione dal 2001 al 2007, adottando due curve interpolanti (Figura 3.11): un'esponenziale a tre parametri ed un'esponenziale a tre parametri con asintoto orizzontale fissato al 100% (formula c).

$$\%RD_Alu(y) = A * (1 - \exp^{-k(y-y^0)}) \quad (c)$$

La prima curva ha parametri:

A= 33%

k= 0,38

y⁰= 1998

La seconda:

A= 100%

k= 0,05

y⁰= 1997.

Con molta probabilità la situazione reale si andrà a collocare in una posizione intermedia tra le due.

In tabella 3.23 si riporta il confronto tra i valori precedentemente stimati (in grassetto) e quelli valutati con tale procedimento (sono state considerate entrambe le interpolazioni sopracitate). I risultati ottenuti con i due metodi di calcolo sono molto simili.

- La quantità di alluminio alimentata negli impianti di incenerimento viene valutata considerando la percentuale media di alluminio osservata nel RUR in occasione di differenti analisi merceologiche (Tabella 3.24). Tale valore viene mantenuto costante nel tempo.

In tabella 3.25 si confrontano i risultati ottenuti precedentemente (in grassetto) e quelli ottenuti con il presente procedimento.

- La quantità di alluminio recuperabile viene valutata considerando la produzione di scorie dagli impianti di incenerimento e di gassificazione (assunta pari al 20% del RUR e al 3,5% del CDR ali-

Tabella 3.23: Quantità di imballaggi in alluminio presente nel rifiuto indifferenziato e quantità di alluminio recuperabile dalle scorie (tecnologia di estrazione dei noduli attuale).

Parametro		2007	2015	2020
Tasso di riciclo imballaggi in alluminio (%)		32,5	32,7-68	32,7-68
Imballaggi in alluminio nel rifiuto indifferenziato	α (t)	80.100	52.259-97.964	42.775-109.215
	β (t)	80.100	72.129-92.728	69.390-103.698
Alluminio totale recuperato dalle scorie	α (t)	6.978	14.497-22.089	15.851-29.385
	β (t)	6.978	16.502-21.333	18.888-28.583

Nota: α-La stima è stata effettuata considerando la percentuale di riciclo dei soli imballaggi in alluminio; β-La stima è stata effettuata considerando la percentuale di raccolta differenziata del rifiuto urbano e la presenza di imballaggi in alluminio nella raccolta differenziata.

¹¹ Tale percentuale è stata valutata dal rapporto tra la quantità di alluminio riciclato dichiarata da CIAL e l'immesso sul mercato totale di alluminio.

mentato agli impianti) e la percentuale di recupero media di alluminio dalle ceneri pesanti (Tabella 3.26). Si tratta di una stima molto

approssimativa che equipara le scorie degli impianti di trattamento di CDR a quelle prodotte dagli impianti che smaltiscono rifiuti solidi urbani.

Figura 3.11

Tasso di riciclo degli imballaggi in alluminio. Interpolazione dei dati storici (2001-2007) con una esponenziale a tre parametri ed un'esponenziale a tre parametri con asintoto orizzontale a 100%.

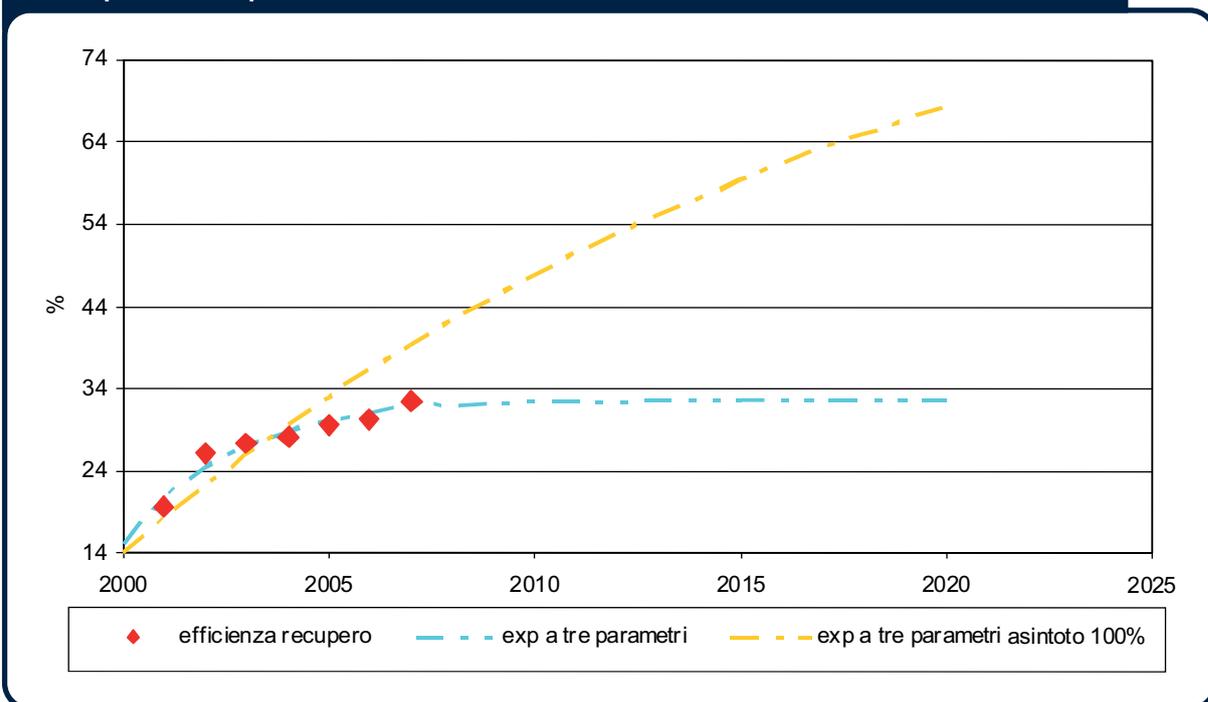


Tabella 3.24: Contenuto di alluminio nel RUR.

Riferimento geografico e temporale del dato	Presenza di alluminio nel RUR (% w/w)	Riferimento geografico e temporale del dato	Presenza di alluminio nel RUR (% w/w)
Composizione media del RUR in Lombardia, 2002	0,92	BEA-Desio, 2008	0,23
Composizione media RUR italiano (Rigamonti et al., 2007)	0,75	CORE - Sesto San Giovanni, 2008	1,39
Enia, Piacenza, 2006	0,72	Coonservco - Mergozzo, 2008	0,89
Valore medio italiano per i soli imballaggi (CIAI, 2007)	0,22	Alto Vicentino Ambiente - Schio, 2008	0,44
ACCAM - Busto Arsizio, 2008	3,08	AISA - Arezzo, 2008	1,96
Acegas - APS-Padova, 2008	0,46	GEOFOR - Ospedaletto, 2008	0,36
Acegas - APS-Trieste, 2008	0,4	CIS - Montale, 2008	0,22
Ecocenter - Bolzano, 2008	0,55	SEVERA - Castelnuovo di Garfagnana, 2008	0,51
Ecoprogetto - Venezia, 2008	0,41	AMSA - Milano, 2008	0,37
ENIA - Piacenza, 2008	0,27	COSMARI - Pollenza, 2008	0,79
ENIA - Reggio Emilia, 2008	0,84	Prima - Trezzo sull'Adda, 2008	1,3
HERA - Bologna, 2008	0,7	A2A - Brescia, 2008	0,75
HERA - Ferrara, 2008	0,53	VEOLIA (TMT) - Vercelli, 2008	0,66
HERA - Rimini, 2008	0,31	Silea - Valmadrera, 2008	0,7
HERA - Forlì, 2008	0,37	AEM, Cremona, 2008	0,71
HERA - Modena, 2008	0,4	ACSM - Como, 2008	0,53
REA - Dalmine, 2008	0,68	FEA - Bologna, 2009	0,75
		media	0,71

Tabella 3.25: Quantità di alluminio recuperabile dalle scorie (tecnologia di estrazione dei noduli attuale).

Parametro		2007	2015	2020
Alluminio totale recuperato dalle scorie	α (t)	10.273	23.956	26.841
	β (t)	6.978	16.502-21.333	18.888-28.583

Nota: α -La stima è stata effettuata considerando la presenza media di alluminio nel RUR riportata in tabella 3.24; β -La stima è stata effettuata considerando la percentuale di raccolta differenziata del rifiuto urbano e la presenza di imballaggi in alluminio nella raccolta differenziata.

Tabella 3.26: Percentuale di recupero dell'alluminio dalle scorie degli impianti di trattamento termico dei rifiuti.

Fonte bibliografica	Alluminio recuperato/scoria (% w/w)
Magnus Project NL, 2003	1,77
Association of incinerators NL, 2006	0,7-1,5
CIAI, 2006	0,49-1,17
Astrup, 2007	0,16-0,4
Muchova e Rem, 2007	0,35-1,05
Alu DK, 2006	0,65-0,78
Barcellesi, 2008	0,8
media	0,82

Tabella 3.27: Produzione di scorie e quantità di alluminio recuperabile dalle scorie (tecnologia di estrazione dei noduli attuale).

Parametro		2007	2015	2020
Produzione di scorie (103 t)		852,3	2.022,5	2.223,4
Alluminio totale recuperato dalle scorie	α (t)	6.975	16.551	18.195
	β (t)	6.978	16.502-21.333	18.888-28.583

Nota: α -La stima è stata effettuata considerando la produzione di scorie e al percentuale di recupero dell'alluminio dalle scorie riportata in tabella 3.26; β -La stima è stata effettuata considerando la percentuale di raccolta differenziata del rifiuto urbano e la presenza di imballaggi in alluminio nella raccolta differenziata.

3.2.5. Previsione della produzione di scorie e della capacità di trattamento necessaria

La quantità di scorie prodotte dalla termovalorizzazione dei rifiuti è stata valutata, come indicato nel paragrafo precedente, ipotizzando che il peso delle ceneri pesanti sia circa il 20% del peso del RUR alimentato al forno ed il 3,5% del peso del CDR.

Complessivamente si ottiene una produzione di scorie pari a circa 850.000 tonnellate nel 2007 ed a circa 2 milioni di tonnellate nel 2015 e nel 2020 (tabella 3.28). Da esse possono essere recuperati i quantitativi di alluminio precedentemente stimati, nonché il ferro ed il materiale inerte residuo.

Gli impianti esistenti o che verranno a breve realizzati sono riportati in tabella 3.29 (elenco non esaustivo). Malgrado l'incompletezza delle informazioni disponibili relativamente agli impianti esistenti, si osserva che la potenzialità attualmente installata o che verrà a breve installata sul nostro territorio è del tutto insufficiente per trattare tutte le scorie che verranno prodotte dall'attività di termodistruzione dei rifiuti prevista al 2015 e al 2020.

Al fine di riuscire a processare tutte le scorie prodotte in Italia e recuperare i quantitativi di alluminio precedentemente stimati è necessario, dunque, incrementare notevolmente la potenzialità di trattamento esistente sul territorio nazionale.

Tabella 3.28: Previsione dei quantitativi di scorie prodotti dalla termovalorizzazione di RUR e CDR (t anno⁻¹).

Impianto	rifiuto trattato	2007	2015	2020
Incenerimento	RUR	780.979	1.912.217	2.095.017
	CDR	20.127	42.298	60.393
Gassificazione	RUR	48.000	48.000	48.000
	CDR	3.220	20.003	20.003
Totale		852.326	2.022.517	2.223.412

Tabella 3.29: Impianti di trattamento delle scorie da incenerimento di rifiuti urbani esistenti o previsti sul territorio nazionale.

Impianto	Località	Attivo (SI/NO) data di attivazione	Potenzialità (t anno ⁻¹)	Trattamento scorie
Ecolombardia 18	Lacchiarella	SI	120.000	<ul style="list-style-type: none"> recupero metalli ferrosi e non ferrosi recupero materiale inerte per sottofondi stradali
BSB	Noceto	SI	50.000	<ul style="list-style-type: none"> recupero metalli ferrosi e non ferrosi recupero materiale inerte per la produzione di calcestruzzo
ENIA	Piacenza	realizzazione a breve	30.000	<ul style="list-style-type: none"> recupero metalli ferrosi e non ferrosi recupero materiale inerte per la produzione di cemento
HERA	Modena	in collaudo	30.000 (capacità di 80.000)	<ul style="list-style-type: none"> recupero metalli ferrosi e non ferrosi recupero materiale inerte per sottofondi stradali
IRIS	Conselve	SI	150.000	<ul style="list-style-type: none"> recupero metalli ferrosi e non ferrosi recupero materiale inerte
Appia Energy	Massafra	SI	5.000	n.d.
TMR	Torino	progetto	n.d.	n.d.
Furia srl	Fidenza	n.d.	n.d.	n.d.
Officina dell'ambiente	Lomello	SI	120.000	n.d.
Cologne Asfalti	Cologne	SI	20.000	<ul style="list-style-type: none"> recupero metalli ferrosi recupero materiale inerte per la produzione di cemento
Inceneritore di Trezzo	Trezzo	progetto	70.000	<ul style="list-style-type: none"> recupero metalli ferrosi e non ferrosi recupero di materiale inerte ("Superpozzolana") per la produzione di calcestruzzo e cemento
TOTALE*			595.000	

** non considera la potenzialità degli impianti TMR e Furia srl di cui non è disponibile il dato. L'elenco degli impianti non è inoltre esaustivo.*

POLITECNICO DI MILANO



DIPARTIMENTO DIAR



CiAI Consorzio
Imballaggi
Alluminio

4 BILANCI ENERGETICI ED AMBIENTALI DEL RECUPERO DEI MATERIALI DALLE CENERI PESANTI CON TECNICA LCA

INTRODUZIONE ALL'LCA

**LCA DEL RECUPERO DI MATERIALI
DALLE CENERI PESANTI: IMPOSTAZIONE**

**LCA DEL RECUPERO DI MATERIALI
DALLE CENERI PESANTI: RISULTATI**

CONCLUSIONI

Obiettivo principale di questo studio di LCA (Life Cycle Assessment) è la valutazione degli eventuali vantaggi ambientali che possono derivare dal trattamento delle scorie finalizzato al riutilizzo del materiale inerte e al recupero dei metalli in esse contenuti.

4.1. INTRODUZIONE ALL'LCA

L'analisi del ciclo di vita (*Life Cycle Assessment - LCA*) fa parte di quella nuova strumentazione metodologica, messa a punto negli ultimi anni, per consentire, con interventi di natura preventiva, uno sviluppo sostenibile. Il ciclo di vita di un prodotto o di una qualsiasi attività umana viene quindi esaminato "dalla culla alla tomba" attraverso la compilazione di un inventario di ingressi (materiali, energia, risorse naturali) e di uscite (emissioni in aria, acqua, suolo) del sistema, la valutazione di impatti potenziali, diretti e indiretti, associati a tali inventari, l'analisi dei risultati delle due fasi precedenti e infine la definizione delle possibili linee di intervento. Attualmente la maturità della metodologia è testimoniata dall'emissione da parte dell'ISO (*International Standards Organisation*) della relativa normativa tecnica: ISO 14040 (2006a) e ISO 14044 (2006b). Da un punto di vista metodologico, la definizione di LCA proposta dalla SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*) nel 1993, oggi formalizzata nelle norme ISO, è la seguente: "è un procedimento oggettivo di valutazione dei carichi energetici e ambientali relativi ad un processo o un'attività, effettuato attraverso l'identificazione dell'energia, dei materiali usati e dei rifiuti rilasciati nell'ambiente. La valutazione include l'intero ciclo di vita del processo o attività, comprendendo l'estrazione e il trattamento delle materie prime, la fabbricazione, il trasporto, la distribuzione, l'uso, il riuso, il riciclo e lo smaltimento finale".

La struttura moderna della LCA è sintetizzabile in quattro momenti principali, come prospettato dalle norme ISO 14040 e 14044 e descritto in diversi contributi, tra cui Rebitzer et al. (2004), Pennington

et al. (2004) e Rigamonti e Grosso (2009):

1. definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione (*Goal and scope definition*): è la fase preliminare in cui vengono definiti le finalità dello studio, l'unità funzionale, i confini del sistema studiato, il fabbisogno di dati, le assunzioni e i limiti;
2. analisi di inventario (*Life Cycle Inventory, LCI*): è la prima parte del lavoro, dedicata allo studio del ciclo di vita del processo o attività. Lo scopo principale è quello di ricostruire la via attraverso cui il fluire dell'energia e dei materiali permette il funzionamento del sistema in esame tramite tutti i processi di trasformazione e trasporto;
3. valutazione degli impatti (*Life Cycle Impact Assessment, LCIA*): è lo studio dell'impatto ambientale provocato dal processo o attività e ha lo scopo di evidenziare l'entità delle modificazioni generate a seguito dei consumi di risorse e dei rilasci nell'ambiente calcolati nell'inventario;
4. interpretazione dei risultati (*Life Cycle Interpretation*): è la parte conclusiva di una LCA e ha lo scopo di proporre i cambiamenti necessari a ridurre l'impatto ambientale del sistema analizzato.

Le quattro fasi non vanno considerate come blocchi separati, ma parte di un processo iterativo che, con l'acquisizione di informazioni supplementari nel corso dello studio, rende necessaria la revisione delle ipotesi formulate. Procedendo, ad esempio, con la raccolta dei dati, il sistema è meglio conosciuto e possono emergere nuovi requisiti o limitazioni, che richiedono una revisione dell'obiettivo o del campo di applicazione dello studio. Analogamente la fase di interpretazione dei risultati può generare un riesame del campo di applicazione della LCA, come pure della natura e della qualità dei dati raccolti per conseguire l'obiettivo definito.

4.2. LCA DEL RECUPERO DI MATERIALI DALLE CENERI PESANTI: IMPOSTAZIONE

4.2.1. Sistema oggetto dello studio

Il sistema oggetto di questo studio di LCA è il trattamento delle scorie prodotte da inceneritori di rifiuti urbani finalizzato al recupero dei metalli e al riutilizzo del materiale inerte in esse contenuti. L'unità funzionale assunta è 1 tonnellata di scorie.

Il sistema da analizzare comprende le seguenti sottunità:

- trattamento delle scorie con recupero di metalli e materiale inerte;
- riciclo dei metalli ferrosi recuperati;
- riciclo dei metalli non ferrosi recuperati;
- riutilizzo del materiale inerte recuperato;
- smaltimento dei residui.

I confini del sistema analizzato vengono allargati di modo da includere le attività che possono venire evitate grazie alla produzione dei nuovi materiali utili che il sistema stesso realizza.

In particolare, per quanto riguarda i metalli non ferrosi, si ipotizza che essi vengano utilizzati nella produzione di alluminio secondario evitando quindi la produzione di una pari quantità di alluminio a partire dalle materie prime vergini. Infatti, la miscela di metalli non ferrosi contiene una quantità di alluminio attorno al 60% e gli altri metalli vengono utilizzati come alleganti. Si ipotizza che l'acciaio ottenuto dal riciclo dei rottami ferrosi recuperati dalle scorie permetta di evitare la produzione di una pari quan-

tità di acciaio a partire dalle materie prime vergini. Infine, si suppone che il riutilizzo del materiale inerte possa avvenire secondo tre differenti modalità (sulla base delle informazioni reperite durante le visite tecniche effettuate ad impianti di trattamento delle scorie):

1. l'inerte può essere una delle materie prime utilizzate nella produzione della farina cruda alimentata al forno di cementifici;
2. l'inerte può essere aggiunto al cemento nella produzione di calcestruzzo;
3. l'inerte, additivato di particolari sostanze, può essere utilizzato come materiale per la realizzazione di sottfondi stradali.

In tutti e tre i casi, l'inerte recuperato viene utilizzato in luogo di materiali inerti naturali, la cui produzione viene quindi considerata come produzione evitata all'interno dei confini allargati del sistema oggetto di studio.

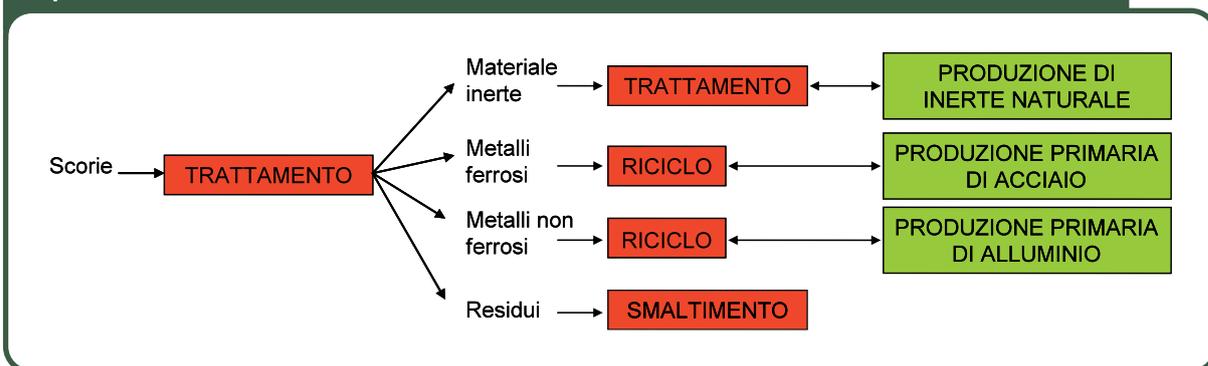
La figura 4.1 mostra il sistema analizzato con i confini allargati a comprendere le produzioni evitate. Tale sistema verrà poi confrontato con lo smaltimento a discarica dell'intera tonnellata di scorie.

4.2.2. Indicatori di impatto

Gli impatti che verranno calcolati sono la richiesta complessiva di energia e il riscaldamento globale. Altri impatti quali quello della tossicità o dell'eutrofizzazione (che potevano essere interessanti nel momento in cui il materiale inerte viene utilizzato nella realizzazione di sottfondi stradali) non verranno

Figura 4.1

Sistema oggetto di studio: in rosso le fasi che determinano impatti aggiunti nell'ambiente, in verde le fasi che determinano impatti evitati.



qui calcolati data la notevole incertezza esistente relativamente ai dati di lisciviazione di sostanze inquinanti dalle scorie, come riportato in numerosi studi. Analizzando infatti quanto disponibile in letteratura su tale argomento, si possono trarre le seguenti principali conclusioni (in appendice II è riportato per ciascuna pubblicazione presa in considerazione un breve riassunto):

- la lisciviazione dei contaminanti è molto variabile a seconda del materiale che si considera, quindi anche a seconda del tipo di scoria;
- i dati di lisciviazione determinati con esperimenti in laboratorio in generale non corrispondono a quelli che si sono misurati in loco e
- in ogni caso la prospettiva a breve termine, che spesso è utilizzata per valutare l'impatto ambientale delle scorie nella costruzione di strade, dovrebbe essere completata con una prospettiva di lungo termine per valutare l'effettiva lisciviazione delle sostanze: a tutt'oggi però non sembra che un monitoraggio a lungo termine del lisciviato dalle scorie sia mai stato effettuato.

La richiesta complessiva di energia verrà calcolata utilizzando il metodo di caratterizzazione Cumulative Energy Demand (CED). Il metodo CED, sviluppato subito dopo la crisi petrolifera dei primi anni '70, è appunto focalizzato sul consumo di risorse energetiche e ha come obiettivo quello di analizzare l'uso di energia attraverso l'intero ciclo di vita di un prodotto o di un servizio. Ciò significa che considera sia gli usi diretti di energia che quelli indiretti dovuti, ad esempio, all'uso di materie prime. Il metodo CED, implementato nel software di LCA utilizzato come supporto per la realizzazione di

questo studio, individua due categorie di impatto suddivise in cinque sottocategorie (Tabella 4.1). I fattori di caratterizzazione per la sottocategoria risorse energetiche non rinnovabili fossili, che è quella di maggiore importanza in questo studio, sono riportati in tabella 4.2 (Jungbluth e Frischknecht, 2004).

Il metodo CED non prevede una fase di normalizzazione e per ottenere un totale (*cumulative*) dell'energia consumata, espressa in M_{Je}q., ad ogni categoria di impatto viene associato un fattore di peso pari a 1.

L'impatto di riscaldamento globale verrà calcolato utilizzando il metodo di caratterizzazione IPCC 2007, aggiornamento del metodo IPCC 2001 sviluppato dall'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC).

L'effetto serra è un fenomeno naturale, che caratterizza la Terra fin dalle sue origini. La superficie terrestre assorbe la radiazione emessa dal Sole sotto forma di radiazioni a breve lunghezza d'onda e ridistribuisce l'energia ricavata grazie alla circolazione atmosferica e oceanica. Questo flusso energetico viene bilanciato dalle radiazioni infrarosse a onde lunghe che la Terra riemette verso lo spazio. Una porzione di questa radiazione infrarossa è tuttavia assorbita dai gas presenti nell'atmosfera, provocando quel riscaldamento della superficie terrestre e dell'atmosfera, conosciuto come "effetto serra naturale", senza il quale la temperatura media della superficie terrestre sarebbe di circa 33°C più bassa. I gas che rendono possibile tale fenomeno sono il vapore acqueo, l'anidride carbonica (CO₂), il metano (CH₄), l'ozono (O₃) e il

Tabella 4.1: Struttura del metodo di caratterizzazione CED.

Categoria	Sottocategoria	Risorse energetiche incluse
Risorse non rinnovabili	Fossili	Carbone, lignite, petrolio, gas naturale, gas dalle miniere di carbone, torba.
	Nucleari	Uranio.
Risorse rinnovabili	Biomassa	Legno, prodotti alimentari, biomasse dall'agricoltura (ad esempio paglia).
	Vento, sole, geotermia	Energia eolica, energia solare (calore ed elettricità), energia geotermica (impianti poco profondi: 100-300 m).
	Acqua	Energia da acqua fluente, energia da serbatoi.

Tabella 4.2: Fattori di caratterizzazione per le risorse energetiche non rinnovabili fossili considerate dal metodo CED (Jungbluth e Frischknecht, 2004).

Categoria	Fonte di energia	Fattore di caratterizzazione	
Non rinnovabile, fossile	Coal, 18 MJ per kg, in ground	18	MJ-Eq / kg
	Coal, 26.4 MJ per kg, in ground	26,4	MJ-Eq / kg
	Coal, 29.3 MJ per kg, in ground	29,3	MJ-Eq / kg
	Coal, brown, 10 MJ per kg, in ground	10	MJ-Eq / kg
	Coal, brown, 8 MJ per kg, in ground	8	MJ-Eq / kg
	Coal, brown, in ground	9,9	MJ-Eq / kg
	Coal, feedstock, 26.4 MJ per kg, in ground	26,4	MJ-Eq / kg
	Coal, hard, unspecified, in ground	19,1	MJ-Eq / kg
	Energy, from coal	1	MJ-Eq / MJ
	Energy, from coal, brown	1	MJ-Eq / MJ
	Energy, from gas, natural	1	MJ-Eq / MJ
	Energy, from oil	1	MJ-Eq / MJ
	Energy, from peat	1	MJ-Eq / MJ
	Energy, from sulfur	1	MJ-Eq / MJ
	Gas, mine, off-gas, process, coal mining/kg	49,8	MJ-Eq / kg
	Gas, mine, off-gas, process, coal mining/m ³	39,8	MJ-Eq / m ³
	Gas, natural, 30.3 MJ per kg, in ground	30,3	MJ-Eq / kg
	Gas, natural, 35 MJ per m ³ , in ground	35	MJ-Eq / m ³
	Gas, natural, 36.6 MJ per m ³ , in ground	36,6	MJ-Eq / m ³
	Gas, natural, 46.8 MJ per kg, in ground	46,8	MJ-Eq / kg
	Gas, natural, feedstock, 35 MJ per m ³ , in ground	35	MJ-Eq / m ³
	Gas, natural, feedstock, 46.8 MJ per kg, in ground	46,8	MJ-Eq / kg
	Gas, natural, in ground	38,3	MJ-Eq / m ³
	Gas, off-gas, oil production, in ground	39,8	MJ-Eq / m ³
	Gas, petroleum, 35 MJ per m ³ , in ground	35	MJ-Eq / m ³
	Methane	35,9	MJ-Eq / kg
	Oil, crude, 38400 MJ per m ³ , in ground	38.400	MJ-Eq / m ³
	Oil, crude, 41 MJ per kg, in ground	41	MJ-Eq / kg
	Oil, crude, 42 MJ per kg, in ground	42	MJ-Eq / kg
	Oil, crude, 42.6 MJ per kg, in ground	42,6	MJ-Eq / kg
	Oil, crude, 42.7 MJ per kg, in ground	42,7	MJ-Eq / kg
	Oil, crude, feedstock, 41 MJ per kg, in ground	41	MJ-Eq / kg
	Oil, crude, feedstock, 42 MJ per kg, in ground	42	MJ-Eq / kg
	Oil, crude, in ground	45,8	MJ-Eq / kg
	Peat, in ground	13	MJ-Eq / kg

protossido d'azoto (N₂O) e vengono definiti "gas serra naturali". Negli ultimi anni, però, la presenza di questi gas serra nell'atmosfera è andata continuamente aumentando, principalmente a causa delle attività umane, e sono stati immessi nell'atmosfera anche gas serra di natura sintetica.

Per comparare gli impatti dovuti all'emissione di differenti gas serra, ad ogni sostanza è stato assegnato un potenziale di riscaldamento globale (GWP, *Global Warming Potential*), che esprime il rapporto tra l'assorbimento di radiazione infrarossa causata dall'emissione istantanea di 1 kg di tale sostanza e quello causato da una stessa emissione di anidride carbonica (sostanza presa come riferimento):

$$GWP_{T,i} = \frac{\int_0^T a_i c_i(t) dt}{\int_0^T a_{CO_2} c_{CO_2}(t) dt}$$

con

a_i = flusso di irradiazione per l'aumento di un'unità di concentrazione del gas serra i ($W \times m^{-2} \times kg^{-1}$);

$c_i(t)$ = concentrazione del gas serra i al tempo t dopo il rilascio ($kg \times m^{-3}$);

T = tempo di integrazione (anni).

L'indicatore di riscaldamento globale è quindi espresso in kg di CO₂ equivalenti ed è pari a:

riscaldamento globale = $\sum_i GWP_i \times m_i$

con

GWP_i = potenziale di riscaldamento globale della sostanza i (kg CO₂ eq. \times kg⁻¹)

m_i = massa di sostanza i rilasciata nell'ambiente (kg).

I potenziali di riscaldamento globale dipendono dal tempo di esposizione T sul quale si effettua l'integrazione: l'IPCC ha compilato un elenco di valori dei GWP per differenti tempi di esposizione (20, 100 e 500 anni). Per gli obiettivi di uno studio del ciclo di vita, sembra preferibile considerare il più ampio tempo di esposizione possibile, ma visto che al crescere del tempo di integrazione cresce l'incer-

tezza sulla stima dei valori, sono universalmente utilizzati i potenziali integrati su 100 anni (GWP₁₀₀). La tabella 4.3 riporta i GWP₁₀₀ delle principali sostanze che determinano il riscaldamento globale. Si precisa che in questo studio si è considerato che solo la CO₂ di origine fossile contribuisca al riscaldamento globale e quindi il potenziale della CO₂ biogenica emessa in atmosfera è stato posto uguale a zero. Si specifica che con CO₂ fossile si intende quella che deriva dalla combustione di energie fossili (quali carbone, petrolio e gas) mentre con CO₂ biogenica (o rinnovabile) si intende la CO₂ che è stata immagazzinata dalle piante attraverso la fotosintesi clorofilliana e che viene poi rilasciata a fine vita in relazione allo scenario di smaltimento ipotizzato: è cioè lo sfasamento temporale tra la fase di fissazione nella pianta e quella di utilizzazione a fini energetici che determina la rinnovabilità della risorsa e quindi della CO₂ emessa, ad esempio, durante la combustione della risorsa stessa.

Tabella 4.3: Potenziali di riscaldamento globale calcolati per un tempo di esposizione di 100 anni per le principali sostanze (IPCC, 2007).

Inquinante	GWP100 (kg CO ₂ eq.-kg ⁻¹)
Anidride carbonica fossile - CO ₂	1
Metano - CH ₄	25
Protossido d'azoto - N ₂ O	298

4.2.3. Analisi di inventario

Con riferimento all'unità funzionale scelta, e quindi a 1 t di scorie, sulla base delle informazioni acquisite nel corso di questo studio, con particolare riferimento agli specifici impianti esaminati in Italia, il bilancio di materia del sistema in esame può essere così schematizzato (Figura 4.2):

- perdita in massa per evaporazione/lisciviazione acqua: 70,0 kg (si suppone che le scorie prima di essere trattate vengano lasciate a maturazione per un tempo tale da ridurre l'umidità dal 25% al 18% circa);
- metalli ferrosi recuperati: 78,1 kg;

- metalli non ferrosi recuperati: 13,3 kg;
- inerti riutilizzabili: 751,0 kg;
- residuo da smaltire: 87,6 kg.

La tabella 4.4 riporta, per ciascuno dei materiali recuperati dalle scorie, il prodotto secondario considerato e il corrispondente prodotto primario che si ipotizza venga sostituito, ossia evitato.

Come si può vedere, nel caso dei metalli ferrosi si considera, sia nella produzione secondaria che in quella primaria, la produzione di acciaio liquido, senza considerare uno specifico prodotto finale. Allo stesso modo, nel caso dei metalli non ferrosi si considera la produzione di lingotti di alluminio. Questo significa, ad esempio, che nelle successive analisi si valuteranno gli impatti per la produzione di lingotti di alluminio a partire dai rottami, a cui si sottrarranno gli impatti per la produzione di una pari quantità di lingotti di alluminio a partire dalle materie prime vergini (ossia dalla bauxite). Si sottolinea che per produrre 1 t di alluminio dai rottami è necessario avere a disposizione un quantitativo superiore a 1 t di rottami, a causa delle perdite di

processo che si hanno in fonderia. Ciò vale anche per l'acciaio, come sarà meglio quantificato nel seguito.

Nel caso del materiale inerte, il prodotto evitato è diverso a seconda degli utilizzi previsti:

1. se viene utilizzato per produrre la farina cruda alimentata al forno di cementifici, si suppone vada a sostituire una certa quantità di marna;
2. se viene aggiunto al cemento nella produzione di calcestruzzo, allora si suppone la sostituzione di sabbia e ghiaia;
3. se l'inerte, additivato di opportune sostanze, viene utilizzato come materiale per la realizzazione di sottofondi stradali, allora si suppone vada a sostituire ghiaia.

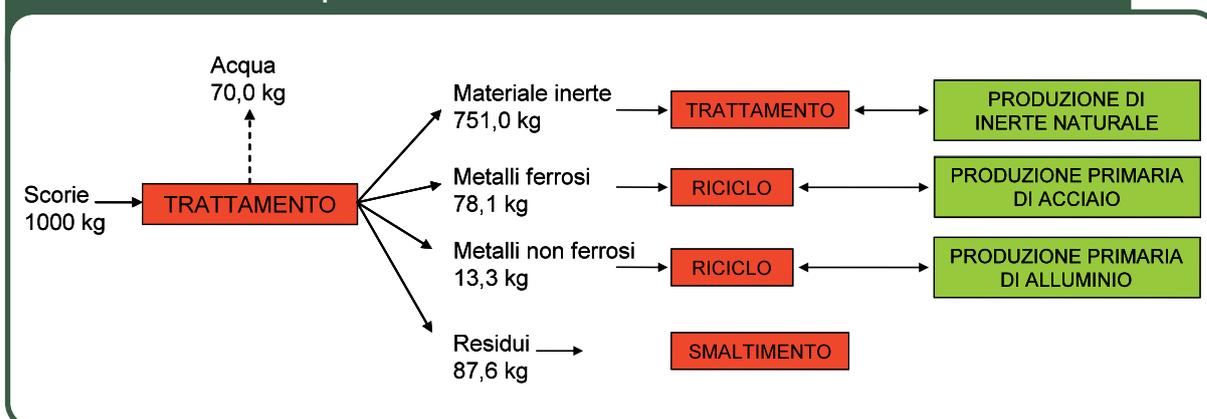
Agli impatti associati alle attività di riciclo/trattamento dei metalli ferrosi e non ferrosi e del materiale inerte vengono quindi sottratti gli impatti associati alla corrispondente produzione primaria che può essere evitata grazie proprio alla produzione di quel certo prodotto a partire da materiale di recupero.

Tabella 4.4: Prodotti considerati nella produzione a partire da materiale di recupero e corrispondente prodotto primario evitato.

Materiale recuperato dalle scorie	Prodotto secondario	Prodotto primario evitato
Metalli non ferrosi	Lingotto di alluminio	Lingotto di alluminio
Metalli ferrosi	Acciaio liquido	Acciaio liquido
Inerte	Materia prima per la produzione di farina cruda in cementifici Materiale inerte per la produzione di calcestruzzo Materiale per la realizzazione di sottofondi stradali	Marna Sabbia e ghiaia Ghiaia

Figura 4.2

Bilancio di materia di riferimento per la modellizzazione del trattamento delle scorie.



Vengono ora riportati più in dettaglio per ciascuna sottounità del sistema analizzato i dati utilizzati e le ipotesi formulate per l'analisi LCA.

Trattamento scorie

Si suppone che il trattamento delle scorie finalizzato al recupero di metalli e di materiale inerte implichi un consumo di energia elettrica pari a 4 kWh per t di scoria da trattare (media dei valori forniti dagli impianti visitati). Si considera che l'energia elettrica utilizzata sia presa dalla rete nazionale.

Metalli non ferrosi

I metalli non ferrosi recuperati dalle scorie vengono inviati al riciclo per la produzione di alluminio secondario, senza subire altro trattamento. In particolare, i metalli diversi dall'alluminio vengono introdotti assieme all'alluminio nel forno di fusione secondaria dove fungono da alliganti. Si suppone che il rendimento della fonderia, per questa miscela di non ferrosi, sia pari al 78% (comunicazione personale con gestore fonderia, 2009), ossia occorrono 1282 kg di rottami per ottenere 1 t di

alluminio secondario. Per la modellizzazione della produzione secondaria di alluminio si è utilizzato come modulo di partenza quello presente nel database Ecoinvent *Aluminium, secondary, from old scrap, at plant RER* mentre per la produzione primaria si è utilizzato il modulo *Aluminium, primary, at plant/RER*, entrambi opportunamente modificati per le esigenze di questo studio (Tabella 4.5).

Metalli ferrosi

I metalli ferrosi recuperati dalle scorie vengono inviati al riciclo per la produzione di acciaio secondario. Si suppone che tali metalli siano pronti per essere avviati alla fonderia, senza quindi dover subire ulteriori trattamenti. Elaborando i dati forniti dall'IPPC (2001), il rendimento del forno di fusione secondaria è supposto pari al 90,5% (ossia servono 1105 kg di rottami per ottenere 1 t di acciaio secondario). Per la modellizzazione della produzione secondaria di acciaio si è utilizzato come modulo di partenza quello presente nel database Ecoinvent dello *Swiss Centre for Life Cycle Inventories* (2007) *Steel, electric, un-and low-alloyed, at plant/RER*

Tabella 4.5: Moduli per l'analisi LCA delle produzioni primarie e secondarie dei materiali recuperati dal trattamento delle scorie (Rigamonti e Grosso, 2009 - modificato).

Materiale		Produzione primaria	Produzione secondaria
Metalli ferrosi		Ecoinvent: Steel, converter, unalloyed, at plant/RER: - modificate le emissioni in aria nel processo di produzione del coke; - modificato termine di richiamo dei COV in Ecoinvent.	Ecoinvent: Steel, electric, un-and low-alloyed, at plant/RER. - modificate le emissioni in aria della fusione; - eliminato il termine di pretrattamento del rottame.
Metalli non ferrosi		Ecoinvent: Aluminium, primary, at plant/RER: Aggiornati, per quanto riguarda il consumo di materie prime, elettricità e combustibili, le emissioni in aria e acqua e la produzione di rifiuti solidi i sottomoduli di: - estrazione di bauxite; - produzione di allumina ossia produzione di idrossido di alluminio e produzione di ossido di alluminio; - produzione dell'anodo; - produzione di alluminio tramite elettrolisi; - produzione di energia elettrica usata nell'elettrolisi.	Ecoinvent: Aluminium, secondary, from old scrap, at plant/RER: - modificato il rendimento del forno; - eliminato il termine del pretrattamento del rottame; - modificati i consumi energetici della fase fusoria; - modificate le emissioni in aria della fase fusoria; - modificati i quantitativi a smaltimento nella fase della fusione.
Inerte	Per la produzione di farina cruda in cementifici	Ecoinvent: Calcareous marl, at plant/CH	Modulo costruito ex-novo
	Per la produzione di calcestruzzo	Ecoinvent: Sand/at mine/CH e Gravel, unspecified, at mine/CH	Modulo costruito ex-novo
	Per la realizzazione di sottofondi stradali	Ecoinvent: Gravel, unspecified, at mine/CH	Modulo costruito ex-novo

mentre per la produzione primaria si è utilizzato il modulo, sempre del database Ecoinvent, *Steel, converter, un alloyed, at plant/RER*, entrambi opportunamente modificati per le esigenze di questo studio (Tabella 4.5).

Inerte a cementificio

L'inerte recuperato dalle scorie può essere inviato a cementificio per essere utilizzato come materia prima nella costituzione della farina cruda, che verrà poi alimentata al forno di cottura per la produzione del clinker. L'inerte aggiunto viene quindi utilizzato in luogo di una pari quantità di materie prime convenzionali. In particolare, si ipotizza qui, sulla base di un'esperienza reale italiana, che l'inerte dalle scorie vada a ridurre la quantità di marna necessaria. Nello stesso tempo però, dato che l'inerte dalle scorie ha un contenuto di carbonato di calcio minore di quello della marna, è necessario aggiungere più calcare (materiale appunto ricco di carbonato di calcio) di modo che le caratteristiche del clinker prodotto rimangano invariate. Ciò si traduce nel seguente bilancio: per ogni kg di inerte da scoria che si aggiunge nella farina cruda, si riduce il quantitativo di marna di 3,2 kg ma si devono aggiungere 2,2 kg di calcare.

È stato quindi costruito ex-novo un modulo per la descrizione di questo utilizzo. I termini di marna e calcare sono stati invece presi dal database Ecoinvent (Tabella 4.5).

Inerte per calcestruzzo

L'inerte recuperato dalle scorie può essere miscelato al cemento e all'acqua per la produzione di calcestruzzo, in luogo dei tradizionali aggregati, ossia sabbia e ghiaia. Sulla base delle informazioni fornite da uno degli impianti visitati, si è supposto che

l'inerte recuperato dalle scorie possa essere considerato per il 60% come sabbia e per il restante 40% come ghiaia. Questi materiali vengono quindi utilizzati in luogo di una pari quantità di sabbia e ghiaia naturali, termini modellizzati con i moduli già presenti nel database Ecoinvent (Tabella 4.5).

Inerte per sottofondo stradale

L'inerte recuperato dalle scorie può essere utilizzato nella realizzazione di sottofondi stradali in luogo della ghiaia naturale. Entrambi gli impianti visitati che hanno come obiettivo questo utilizzo aggiungono degli additivi all'inerte per renderlo idoneo all'utilizzo.

In un caso (caso 1), la miscela prevede (in peso): il 45% di inerte da scorie, il 12% di loppa d'altoforno, il 41,5% di altri inerti (50% da cava e 50% da materiali da demolizione), l'1,5% di additivi (soda, calce e solfato di calcio).

Nel secondo caso (caso 2), invece, all'inerte da scorie viene aggiunto il 2% di cemento e l'1% di ferrosolfato in soluzione.

Sono stati quindi costruiti ex-novo due moduli per la descrizione di questi due utilizzi, mentre il termine evitato è appunto una pari quantità di ghiaia, modellizzata tramite il modulo Ecoinvent già esistente (Tabella 4.5).

Smaltimento del residuo/delle scorie

Si suppone che il residuo, costituito principalmente dalla frazione grossolana delle scorie non utilizzabile, venga smaltito in una discarica controllata per materiali inerti con predisposta la raccolta dell'eventuale percolato.

Lo smaltimento in discarica dell'intera tonnellata di scorie (scenario di confronto) viene modellizzato in questo stesso modo.

4.3. LCA DEL RECUPERO DI MATERIALI DALLE CENERI PESANTI: RISULTATI

4.3.1. Risultati per il sistema con recupero di materiali

La tabella 4.6 mostra i due indicatori di impatto CED e Riscaldamento globale calcolati per le attività di recupero di materiali dalle scorie, espressi per tonnellata di materiale avviata al recupero.

Come si nota dai valori riportati, nella maggior parte dei casi esaminati l'attività di recupero comporta un beneficio energetico ed ambientale: i valori negativi stanno infatti ad indicare che gli impatti evitati sono maggiori degli impatti aggiunti nell'ambiente a causa dell'attività di recupero. Fa eccezione per entrambi gli indicatori il recupero dell'inerte per sottofondi stradali secondo la modalità 2 e, per il solo indicatore di riscaldamento globale, anche secondo la modalità 1. Questo perché gli impatti associati agli additivi che vengono utilizzati per preparare l'inerte all'utilizzo come sottofondo stradale, attraverso i consumi di energia e le emissioni di gas serra che si hanno lungo tutto il loro ciclo di vita, vanno ad annullare il beneficio dell'attività di recupero e quindi di sostituzione di materiale inerte naturale. L'indicatore di CED per il sottofondo stradale 1 mantiene invece segno negativo grazie alla grande quantità di inerte naturale che viene evitato per tonnellata di materiale recuperato dalle scorie (da 1 t di inerte da scorie si ottengono infatti circa 2,2 t di materiale da utilizzare come sottofondo stradale grazie all'aggiunta di ma-

teriali "di scarto", quali loppa d'altoforno ed altri inerti, la metà dei quali provenienti da attività di demolizione, a cui quindi non è associato alcun impatto).

Si nota inoltre che le attività che comportano i maggiori benefici sono quelle di recupero dei metalli, sia non ferrosi che ferrosi. Tali benefici sono di numerosi ordini di grandezza superiori a quelli associati al recupero dell'inerte.

Tabella 4.6: Indicatori di impatto per le attività di recupero di materiali dalle scorie, espressi per 1 t di materiale avviata al recupero.

	Cumulative energy demand (MJ eq.)	Riscaldamento globale (kg CO ₂ eq.)
Recupero metalli ferrosi	-14.267	-1.216
Recupero metalli non ferrosi	-138.769	-7.237
Recupero inerte a cementificio	-45,5	-2,8
Recupero inerte per calcestruzzo	-65,2	-2,6
Recupero inerte sottofondi stradali 1	-75,7	1,7
Recupero inerte sottofondi stradali 2	7,3	13,0

Combinando i risultati di tabella 4.6 con il bilancio di materia del processo di recupero di materiali dalle scorie riportato in figura 4.2, aggiungendo inoltre gli impatti associati all'utilizzo di energia elettrica per il trattamento e allo smaltimento dei residui, si ottengono gli indicatori di impatto espressi per 1 tonnellata di scorie avviate a trattamento.

Le tabelle 4.7 e 4.8 riportano rispettivamente l'indicatore di CED e quello di riscaldamento globale

Tabella 4.7: Indicatore di Cumulative energy demand (MJ eq.) per il trattamento di 1 t di scorie.

Sottoprocessi	Utilizzo dell'inerte recuperato			
	Cementificio	Calcestruzzo	Sottofondo stradale 1	Sottofondo stradale 2
Recupero metalli ferrosi	-1114	-1114	-1114	-1114
Recupero metalli non ferrosi	-1846	-1846	-1846	-1846
Recupero inerte	-34	-49	-57	5
Smaltimento residui	28	28	28	28
Treatmento scorie	39	39	39	39
Totale	-2926	-2941	-2949	-2887

Tabella 4.8: Indicatore di Riscaldamento globale (kg CO₂ eq.) per il trattamento di 1 t di scorie

Sottoprocessi	Utilizzo dell'inerte recuperato			
	Cementificio	Calcestruzzo	Sottofondo stradale 1	Sottofondo stradale 2
Recupero metalli ferrosi	-95	-95	-95	-95
Recupero metalli non ferrosi	-96	-96	-96	-96
Recupero inerte	-2,1	-1,9	1,2	9,8
Smaltimento residui	1,1	1,1	1,1	1,1
Trattamento scorie	2,3	2,3	2,3	2,3
Totale	-190	-190	-187	-178

per il trattamento di 1 t di scorie per le diverse possibilità di utilizzo dell'inerte recuperato esaminate: oltre al valore totale dell'indicatore sono riportati i contributi dei singoli sottoprocessi.

Come si può notare, i valori totali degli indicatori hanno segno negativo in tutti i casi esaminati: questo significa che la pratica del recupero di materiali dalle scorie risulta essere vantaggiosa sia dal punto

di vista energetico (indicatore CED) che dell'indicatore di riscaldamento globale (gli impatti evitati sono infatti maggiori di quelli aggiunti nell'ambiente). Osservando inoltre anche le figure 4.3 e 4.4, si vede che tale beneficio è praticamente tutto associato al recupero dei metalli, rispetto al quale il beneficio associato al recupero dell'inerte è veramente esiguo.

Figura 4.3

Contributi dei singoli sottoprocessi all'indicatore di Cumulative energy demand per il trattamento di 1 t di scorie.

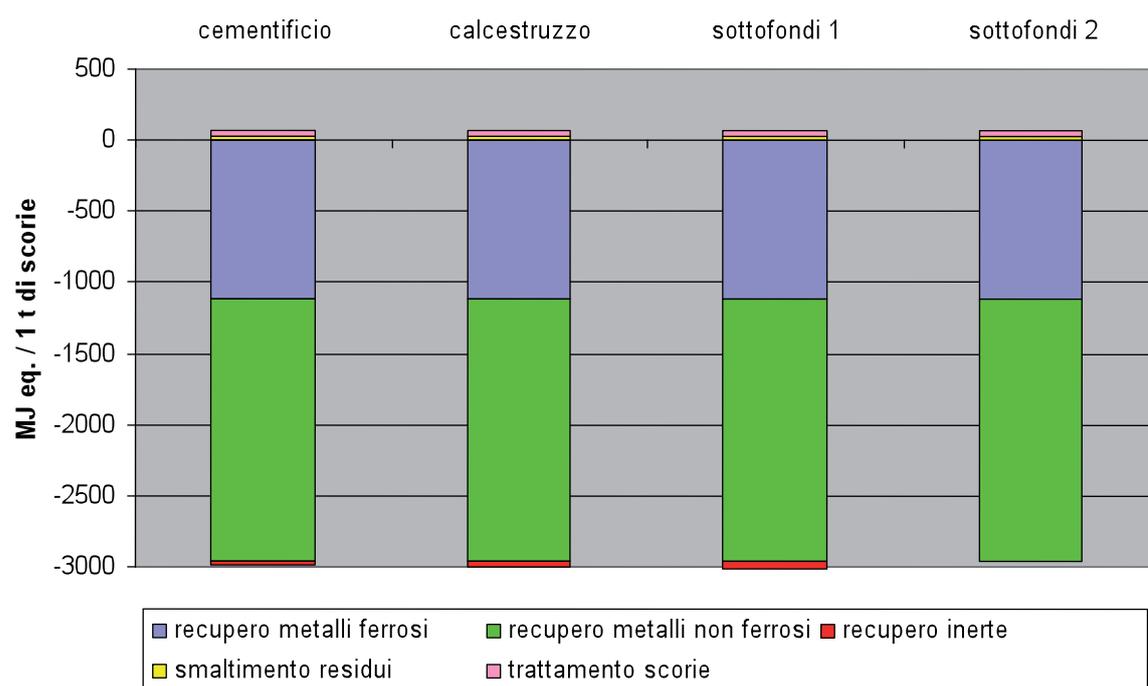
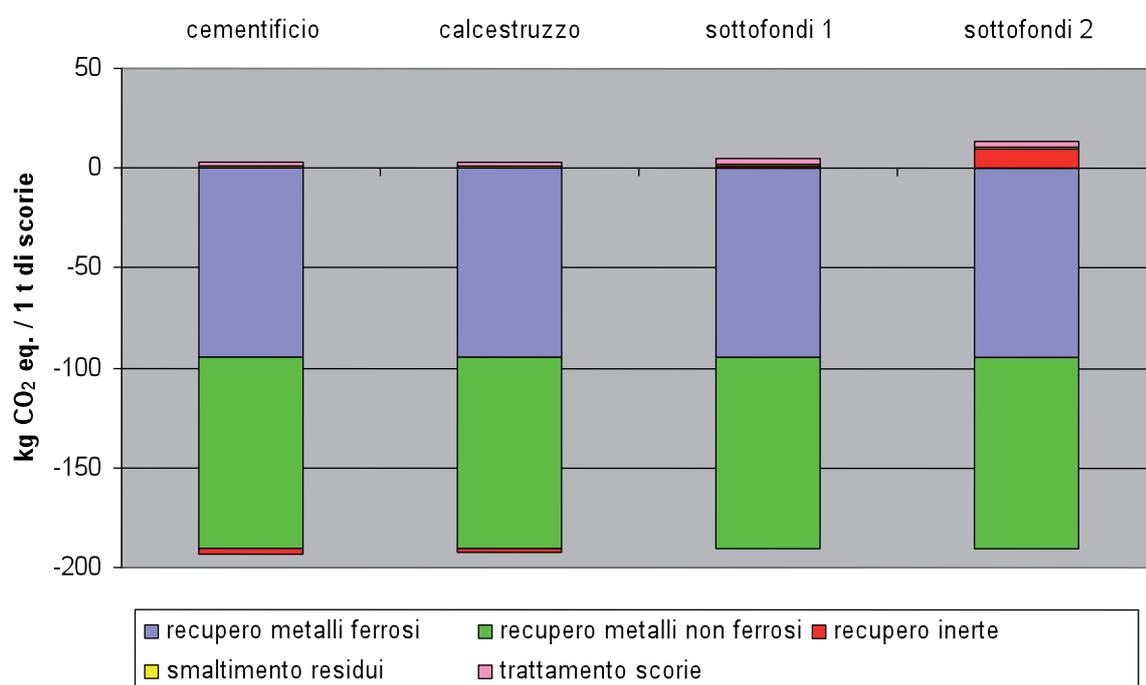


Figura 4.4

Contributi dei singoli sottoprocessi all'indicatore di Riscaldamento globale per il trattamento di 1 t di scorie.



4.3.2. Confronto con lo smaltimento in discarica

Effettuando la media dei valori totali degli indicatori riportati nelle tabelle 4.7 e 4.8, si può dire che il trattamento di 1 tonnellata di scorie finalizzato al recupero dei materiali in esse contenuti comporta un beneficio energetico pari a 2.926 MJ eq. ed un beneficio in termini di emissioni di gas serra evitate pari a 186 kg CO₂ eq.

Questi benefici possono essere messi a confronto con l'impatto che invece deriverebbe se le scorie venissero smaltite direttamente in discarica senza fare alcun recupero (Tabella 4.9).

Ai benefici già calcolati per il recupero dei materiali dalle scorie, si potrebbero quindi sottrarre gli impatti dello smaltimento in discarica, attività che appunto verrebbe evitata. Si otterrebbe così che il trattamento di 1 tonnellata di scorie finalizzato al recupero dei materiali in esse contenuti comporta un beneficio energetico pari a 3.249 MJ eq. ed un beneficio in termini di emissioni di gas serra evitate pari a 198 kg CO₂ eq.

Combinando tali valori con i quantitativi di scorie prodotti nel 2007 e con quelli previsti per il 2015 e il 2020 (paragrafo 3.2.5), si ottengono il beneficio energetico ed il beneficio in termini di emissioni di gas serra evitate su base annua derivanti dall'invio delle scorie a trattamento per il recupero dei materiali con conseguente evitato smaltimento diretto in discarica (Tab. 4.10).

Tabella 4.9: Confronto tra il trattamento delle scorie con recupero di materiali e il loro smaltimento in discarica

	Treatmento scorie con recupero materiali	Smaltimento scorie in discarica
Cumulative energy demand (MJ eq. / 1 t di scorie)	-2.926	+323
Riscaldamento globale (kg CO ₂ eq. / 1 t di scorie)	-186	+12

Tabella 4.10: Benefici energetico ed ambientale derivante dall'invio delle scorie a trattamento per il recupero di materiali anziché allo smaltimento in discarica.

Anno	t di scorie	Milioni di MJ eq. risparmiati	t di gas serra evitate (esprese come CO ₂ eq.)
2007	852.326	2.769	168.761
2015	2.022.517	6.571	400.458
2020	2.223.412	7.224	440.236

4.4. CONCLUSIONI

Lo studio di LCA effettuato porta alle seguenti conclusioni:

- La pratica del recupero di materiali dalle scorie di inceneritori di rifiuti urbani risulta essere vantaggiosa sia dal punto di vista energetico (indicatore Cumulative energy demand) che dell'indicatore di riscaldamento globale (gli impatti evitati sono infatti maggiori di quelli aggiunti nell'ambiente);
- il beneficio è principalmente associato al recupero dei metalli (non ferrosi e ferrosi);
- tra le diverse possibilità di riutilizzo dell'inerte, quelle più vantaggiose sono l'utilizzo in cementifici e per la produzione di calcestruzzo, in quanto l'utilizzo come sottofondo stradale risulta penalizzato dall'aggiunta di additivi;
- se i quantitativi di scorie ipotizzati per il 2015 e il 2020, pari rispettivamente a 2.022.517 t e 2.223.412 t (paragrafo 3.2.5), venissero effettivamente avviati a trattamento per il recupero di materiali anziché posti in discarica, ciò comporterebbe, nel 2015, un beneficio energetico pari a 6.571 milioni di MJ eq. ed un beneficio in termini di emissioni di gas serra evitate pari a 400.458 t CO₂ eq. e, nel 2020, un beneficio energetico pari a 7.224 milioni di MJ eq. ed un beneficio in termini di emissioni di gas serra evitate pari a 440.236 t CO₂ eq.

- Aberg A., Kumpiene J., Ecke H., 2006. *Evaluation and prediction of emissions from a road built with bottom ash from municipal solid waste incineration (MSWI)*. Science of the Total Environment, n. 355, pp. 1-12.
- ADEME, 2002. *Plates-formes de traitement et de maturation del mâchefers. Bilan de 32 opérations françaises aides par l'ADEME*.
- Alu DK, 2006. *Intervento all'EAA Packaging Group Seminar*. 28-29 settembre 2006, Krakow.
- Aluminium and Miljo DK, 2003. *Metal separation fro bottom ash using detection/ejection technology*. EEA-Packalu Seminar Bruxelles, 24 giugno 2003.
- APAT-ONR, 2008. *Rapporto rifiuti 2007*.
- Arickx S., Van Gerven T., Vandecasteele C., 2006. *Accelerated carbonation for treatment of MSWI bottom ash*. Journal of Hazardous Materials, n. B137, pp. 235-243.
- Association of Incinerators NL, 2006. *Intervento all'EAA Packaging Group Seminar*. 28-29 settembre 2006, Krakow.
- Astrup T., Cappai G., Lechner P., Muntoni A., Pollettini A., Pomi R., Van Gerven T., Van Zomeren A., 2007. *State-of-the-art and outlook on management of waste-to-energy bottom ashes. Part 2:Utilization*. Proceedings Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium. 1-5 ottobre 2007, Cagliari, Italia.
- Astrup T. e Christensen T.H., 2005. *Waste incineration bottom ashes in Denmark*. Environmental and Resources DTU, January 2005.
- Astrup T., 2007. *Pretreatment and utilization of waste incineration bottom ashes: Danish experiences*. Waste Management, n.27, pp. 1452-1457.
- Bakker E.J., Muchova L., Rem P.C. *Separation of precious metals from MSWI bottom ash*.
- Barcellesi A., 2008. *La gestione dei rifiuti urbani nella provincia di Piacenza: analisi del ciclo di vita dei possibili scenari evolutivi*. Tesi di Laurea, Anno Accademico 2007-2008, Politecnico di Milano. Relatore: Ing. M. Grosso.
- Baun D.L., Kamuk B., Avanzi P., 2007. *Treatment of bottom ash from waste to energy plants: overview and experiences*. Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium.
- Belevi H. e Moench H., 2000. *Factors determining the lement behavior in municipal solid waste incinerators. 1. Field studies*. Environmental science and technologies, n. 34, pp. 2501-2506.
- Benassi A. e Paparella R., 2004. *Strade di scorie*. In Sviluppo sostenibile - noi e l'ambiente, Dicembre 2004 - n. 77-78, www.provincia.modena.it
- Bertolini L., Carsana M., Cassago D., Quadrio Curzio A., Collepari M., 2004. *MSWI ashes as mineral additions in concrete*. Cement and Concrete Research, n.34, pp. 1899-1906.
- Biganzoli L., 2008. *Bilanci di microinquinanti nella termovalorizzazione dei rifiuti: valutazioni sperimentali su un impianto reale e considerazioni comparative*. Tesi di Laurea, Anno Accademico 2007-2008, Politecnico di Milano. Relatore: Ing. M. Grosso, Prof. S. Cernuschi.
- Birgisdottir H., Bhandar G., Hauschild M.Z., Christensen T.H., 2007. *Life cycle assessment of disposal of residues from municipal solid waste incineration: Recycling of bottom ash in road construction or landfilling in Denmark evaluated in ROAD-RES model*. Waste Management, n.27, pp. S75-S84.

- Boddum J.K. e Skaarup J., 2002. *Stabilisering af slagter fra affaldforbraending ved vask, separation og lagring*. AFATEK A/S, Center for Restprodukter UR.1, Udkast, 2002.
- Brunner P. e Moench H., 1986. *The flux of metals through municipal solid waste incinerators*. Waste Management and Research, n.4, pp. 105-119.
- Bruder-Hubscher V., Lagarde F., Leroy M.J.F., Coughanowr C., Enguehard F., 2001. *Utilization of bottom ash in road construction: evaluation of the environmental impact*. Waste Management and Research, n. 19, pp. 545-556.
- BSB Prefabbricati s.r.l.. *Relazione Tecnica Descrittiva dell'impianto*.
- CIAL, 2008. *Gestione e Bilancio 2008*. www.cial.it
- CIAL, 2007. *Gestione e Bilancio 2007*. www.cial.it
- CIAL, 2006. *Bilancio 2006: Risultati raggiunti, nuovi obiettivi e progetti speciali*. www.cial.it
- CIAL, 2005. *recupero di alluminio da scorie di combustione da impianti di incenerimento dei rifiuti solidi urbani*. Ecomondo-Rimini, 26-29 ottobre 2005.
- Circulaire DPPR/SEI/BPSIED n. 94-IV-1 du 09/05/94 relative à l'élimination del mâchefers d'incinération del residue urbains.
- Coletta T.F., Brunell C.J., Ryan D.K., Inyang H.I., 1997. *Cation-enhanced removal of lead from koalinite by electrokinetics*. Journal of Environmental Engineering, n. 123, issue 12, pp. 1227-1233.
- Collivignarelli C., Sorlini S., Gialdini F., 2008. *Recupero come aggregato nel calcestruzzo dei residui derivanti dalla termodistruzione RSU e dalla bonifica di terreni contaminati- Parte 1: marcatura CE degli aggregati*. Rifiuti solidi, vol. XXII, n.2, pp. 108-118
- Comans R.N.J., Meima J.A., Geelhoed P.A., 2000. *Reduction of contaminant leaching from MSWI bottom ash by addition of sorbing components*. Waste Management, n. 20, 2000, pp. 125-133.
- Consiglio Federale Svizzero. *Ordinanza Tecnica sui rifiuti (OTR) del 10 dicembre 1990*.
- Cranell B.S., Eighmy T.T., Krzanowski J.E., Eusden J.D., Shaw E.L., Francis C.A., 2000. *Heavy metal stabilization in municipal solid waste combustion bottom ash using soluble phpsphate*. Waste Management, n. 20, pp. 135-148.
- Crillensen K., Skaarup J., 2006. *Management of Bottom Ash from WTE Plants- An overview of management options and treatment method.. ISWA-Working Group on Thermal Treatment of waste. Subgroup Bottom ash from WTE-Plants, 2006*.
- Decreto Legislativo n. 152 del 3 aprile 2006. *Norme in materia ambientale*.
- Decreto Ministeriale n.22 del 5 febbraio 1998. *Individuazione dei rifiuti non pericolosi sottoposti alle procedure semplificate di recupero ai sensi degli articoli 31 e 33 del D.Lgs. 5 febbraio 1997, n. 22*.
- Decreto del Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio n. 186 del 5 aprile 2006 *Regolamento recante modifiche al decreto ministeriale 5 febbraio 1997 << Individuazione dei rifiuti non pericolosi sottoposti alle procedure semplificate di recupero, ai sensi degli articoli 31 e 33 del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n.22>>*.
- Delibera n. VII/16024 del 16 gennaio 2004, *Regione Lombardia*.
- De Stefanis P., 2007. *Sviluppi tecnologici dei trattamenti termici dei rifiuti*. Convegno "Per una ge-

- stione sostenibile dei rifiuti". Bologna, 9 luglio 2007.
- Direttiva 2008/98/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 19 novembre 2008 relativa ai rifiuti e che abroga alcune direttive.
- DOEI, 2004. *National overview of waste Management Plans, departement of the Environment.* Heritage and Local Government, Irlanda, aprile 2004.
- Ecke H., Sakanakura H., Matsuno T., Tanaka N., Lagerkwist A., 2001. *Effect of electric arc vitrification of bottom ash on the mobility and fate of metals.* Environmental Science and Technology, n. 35, pp. 1531-1536.
- Environmental and Resources DTU, 2005. *How life assessment can be used to evaluate the environmental impacts from recycling of residues from waste incineration in road construction. New life cycle assessment tool developed at the Technical University of Denmark.* www.vegvensen.no/
- EPA, 2008. *Municipal solid waste in the United States. 2007, facts and figures.* www.epa.gov
- Etoh J., Kawagoe T., Shimaoka T., Watanabe K., 2009. *Hydrothermal treatment of MSWI bottom ash forming acid-resistant material.* Waste Management, n. 29, pp. 1048-1057.
- Eurostat Database, 2009
<http://epp.eurostat.ec.europa.eu>
- Federambiente, 2003. *Incenerimento dei R.U. in Italia: situazione attuale e prospettive per il prossimo decennio.* Quarto Convegno Nazionale Utilizzazione Termica dei Rifiuti, Albano Terme 12-13 giugno 2003.
- FederAmbiente, Enea, 2009. *Rapporto sul recupero energetico da rifiuti urbani in Italia.*
- Ferraris M., Salvo M., Ventrella a., Buzzi L., Veglia M., 2009. *Use of vitrified MSWI bottom ashes for concrete production.* Waste Management, n. 29, pp. 1041-1047.
- France Aluminium Recyclage, 2006. *Intervento all'EAA Packaging Group Seminar.* 28-29 settembre 2006, Krakow
- Franklin Associates, Division of ERG, 2008. *Review of state solid waste management websites.*
- Giugliano M. e Grosso. M., 2007. *La pratica e le implicazioni ambientali.* In: U. Veronesi, M. Giugliano, M. Grosso, V. Foà "Il recupero di energia da rifiuti: la pratica, le implicazioni ambientali e l'impatto sanitario" *Ingegneria Ambientale - Quaderni* - n.45 – ISSN 1125-1271. CIPA Editore, Milano
- Hartlén J., Gronholm R., Nystrom T., Schultz J., 1999. *Recycling of secondary material in a construction sector.* AFN, Naturvadsverket, Stoccolma, Svezia. AFR-report 275.
- IPCC, 2007. *Climate Change 2007. IPCC Fourth Assessment Report. The Physical Science Basis.* <http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-wg1.htm>
- IPPC, 2001. *Best Available Techniques Reference Document on the Production of Iron and Steel.* <http://eippcb.irc.es/>
- ISO, 2006a. *ISO 14040: Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework.*
- ISO, 2006b, *ISO 14044: Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines.*
- ISPRA, 2009. *Rapporto rifiuti 2008.* www.ispraambiente.it

- Japanese Ministry of the Environment, 2003. *Quality of the environment in Japan in 2003*. www.env.go.jp
- Jungbluth N. e Frischknecht R., 2004. *Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods*. Ecoinvent report n. 3; www.ecoinvent.ch
- Kuo Y., Lin T., Tsai P., Lee W., Lin H., 2003. *Fate of polycyclic aromatic hydrocarbons during vitrification of incinerator ash in a coke bed furnace*. Chemosphere, n. 9, pp. 51-313.
- Kwak T.H., Maken S., Lee S., Park J.W., Min B.R., Yoo Y.D., 2006. *Environmental aspects of gasification of Korean municipal solid waste in a pilot plant*. Fuel, n. 85, pp 2012-2017.
- Lamers F., 2008. *Developments in upgrading and utilization of MSWI bottom ash within Europe*. Atti del convegno Nextgeneration biowaste, 8-10 ottobre 2008, Milano.
- Lin C.F., Wu C.H., Ho H.M., 2006. *Recovery of municipal waste incineration bottom ash and water treatment sludge to water permeable pavement materials*. Waste Management, n. 26, pp. 970-978.
- Lind B.B., Norrman J., Larsson L.B., Ohlsson S.A., Bristav H., 2008. *Geochemical anomalies from bottom ash in a road construction-Comparison of the leaching potential between an ash road and the surroundings*. Waste management, n. 28, pp. 170-180.
- Linee guida recanti i criteri per l'individuazione e l'utilizzazione delle migliori tecniche disponibili, Linee guida relative agli impianti esistenti per le attività rientranti nelle categorie IPPC: 5 Gestione dei rifiuti*. www.borsarifiuti.com/
- Lucchi, 2008. *Il processo IN REC per la deferrizzazione delle ceneri pesanti*. www.giordano.it
- Manders J.L.C., 2008. *The renewable Energy contribution of Waste to Energy across Europe*. CEWEP, 2008.
- Magnus Project NL 2003. *Magnus separation Project*. EEA-Packalu Seminar Bruxelles, 24 giugno 2003.
- Marchese F., Poggio M., Giusti G., 2005. *Maturazione in cumulo all'aperto di scorie pesanti derivanti dall'incenerimento di RSU*. Rifiuti solidi, vol. XIX, n. 5, pp. 294-302.
- Ministry of Environment and Energy, 2000. *Bekendtgørelse nr. 655 af 27. juni 2000 om Genanvendelse af restprodukter og jord til bygge-og anlægsarbejder*. Miljø og Energiministeriet.
- Muchova L., Rem P., Van Berlo M., *Innovative Technology for the Treatment of Bottom Ash*.
- Muchova L. e Rem P., 2007. *Wet or dry separation*. Waste Management World, dicembre 2007.
- Pan J.R., Huang C., Kuo J.J., Lin S.H., 2008. *Recycling MSWI bottom and fly ash as raw materials for Portland cement*. Waste Management, n. 28, pp. 1113-1118.
- Pecqueur G., Crignon C., Quénee B., 2001. *Behaviour of cement-treated MSWI bottom ash*. Waste management, n. 21, pp. 229-233.
- Pennington D.W., Potting J., Finnveden G., Lindeijer E., Jolliet O., Rydberg T., Rebitzer G., 2004. *Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice*. Environment International, n. 30, pp. 721-739.
- Pera J., Coutaz L.A., Chababbet M., 1997. *Use of incinerator bottom ash in concrete*. Cement and Concrete Research, vol. 27, n. 1, pp. 1-5.
- Perret D., Crivisier J., Stille P., Shields G., Mader U., Advocat T. et al., 2003. *Thermodynamic stabil-*

- ity of waste glasses compared to leaching behaviour. *Applied Geochemistry*, n. 84, pp. 165.
- Plescia P. et al., 2006. *Scorie pesanti da incenerimento dei rifiuti solidi urbani*. *Recycling*, novembre 2006, pp. 39-46.
- Polettini A., Pomi R., Carcani G., 2005. *The effect of Na and Ca salts on MSWI bottom ash activation for reuse as a pozzolanic admixture*. *Resource, Conservation and Recycling*, n.43, pp. 403-418.
- Polettini A., Pomi R., Ragaglia M., 2005. *Accelerated ageing as a tool for sustainable disposal of incinerator bottom ash*. *Proceeding Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*, CISA publisher, Cagliari.
- Presidenza del Consiglio dei Ministri. *Prima relazione al Parlamento sullo stato di attuazione della legge 123 del 14 luglio 2008 - Misure straordinarie per fronteggiare l'emergenza nel settore dei rifiuti nella regione Campania e ulteriori disposizioni di protezione civile*.
- Pruvost F., Fanget M.M., Guillermet R., Terroni S., 2002. *Présence des matériaux non ferreux dans les mâcheferes d'incinération d'ordures ménagères*. *Déchet-Revue francophone d'écologie industrielle*, n. 26, pp. 3-8.
- Pruvost F., 2009. *The potential for the valorisation of used aluminium packaging in Waste-to-Energy plants in Europe - A study for EAA and IAI*. Interim report. Main findings of the documentary search. January 5, 2009.
- Quené B., Siwak J.M., Li G., Basuyau V., 2000. *The use of MSWI bottom ash as aggregates in hydraulic concrete*. *Atti del congresso "WASCON 2000"*, Harrogate, Gran Bretagna, pp. 349-358.
- Ragaglia M., 2004. *Influenza dei processi di weathering sul comportamento alla lisciviazione di scorie di fondo da incenerimento dei rifiuti*. Master Thesis. Università La Sapienza di Roma.
- Rebitzer G., Ekvall T., Frischknecht R., Hunkeler D., Norris G., Rydberg T., Schmidt W.P., Suh S., Weidema B.P., Pennington D.W., 2004. *Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications*. *Environmental International*, n. 30, pp. 701-720.
- Rem P.C., De Vries C., Van Kooy L.A., Bevilacqua P., Reuter M.A., 2004. *The Amsterdam pilot on bottom ash*. *Minerals Engineering*, n. 17, pp. 363-365
- Rem P. e Muchova L.. *Economic recovery of metals from bottom ash*.
- Rigamonti L., 2007. *Valutazione dei percorsi di recupero di materiali e di energia in sistemi integrati di gestione dei rifiuti urbani*. Tesi di dottorato, XIX ciclo, tutore Giugliano M.. Politecnico di Milano.
- Rigamonti L., Grosso M., 2009. *Riciclo dei rifiuti – Analisi del ciclo di vita dei materiali da imballaggio*. Editore Dario Flaccovio, Palermo, settembre 2009. ISBN 978-88-7758-897-5.
- Rosso P., 2006. *Progetto di intervento per la produzione di energia elettrica dal CDR prodotto negli impianti di Malagrotta 1 e 2 mediante una centrale di gassificazione. Analisi del progetto*. Rete Regionale Rifiuti del Lazio.
- Sakai S.I., Hiraoka M., 2000. *Municipal solid waste incinerator residue recycling by thermal processes*. *Waste Management*, n. 20, pp. 249-258.
- Samuel M., 2003. *A new technique for recycling aluminium scrap*. *Journal of Materials Processing Technology*, n. 135, pp. 117-124.
- Schiona G., 2009. *Il riciclo e la sostenibilità ambientale dell'alluminio*. In "La gestione integrata dei

rifiuti", a cura di Giugliano M., Grosso M., Rigamonti L., CIPA Editore.

SETAC, 1993. *Guidelines for Life Cycle Assessment: A Code of Practice*. Portugal, Sesimbra Workshop.

Shaw S., Henderson C.M.B., Clark S.M., 2002. *In-situ synchrotron study of the kinetics, thermodynamics and reaction mechanism of the hydrothermal crystallization of gyrolite, $Ca_{16}Si_{24}O_{60}(OH)_8 \cdot 14H_2O$* . American Mineralogist, n.87, pp. 533-541.

Simmons P. et al., 2006. *The state of garbage in America, 15th nationwide survey of municipal solid waste management in the United states*. <http://www.seas.columbia.edu/earth/>

Sivula L., Vaisanen A., Rintala J., 2008. *Stabilization of MSWI bottom ash with sulphide-rich anaerobic effluent*. Chemosphere, n. 71, pp. 1-9.

Sorensen M. A., Mogensen E.P.B., Lundtorp K., Jensen D.L., -christensen T.H., 2001. *High temperature co-treatment of bottom ash and stabilized fly ashes from waste incineration*. Waste Management, n. 21, pp. 552-562.

Sunk W. e Themelis N.J., 2006. *Increasing the quantity and quality of metals recovered at Waste-to-Energy facilities*. 14^o Annual North American Waste-to-Energy Conference, maggio 2006, Tampa.

Sunk W., 2007. *Survey of metal recovery in the U.S. WTE industry*. 15^o Annual North American Waste-to-Energy Conference, 21-23 maggio 2007, Miami.

Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2007. *Ecoinvent: The Life Cycle Inventory Data, Version 2.0*.

Traina G.. *Electrokinetic remediation applicata a bottom ash da termovalorizzazione RSU*. Master universitario di primo livello in Tecnologie e controllo ambientale nel ciclo dei rifiuti, Università di Bologna, Alma Mater Studiorum.

Turner-Fairbank Highway Research Center, Guideline, www.tfhr.gov/hnr20/recycle/waste/

Van Gerven T., Cooreman H., Imbrechts K., Vandecasteele C., 2007. *Extraction of heavy metals from municipal solid waste incinerator (MSWI) bottom ash with organic solutions*. Journal of Hazardous Materials, n. 140, pp. 376-381.

Viganò F., Consonni S., Grosso M., Rigamonti L., 2010. *"Material and energy recovery from automotive shredded residues (ASR) via sequential gasification and combustion"*. Waste Management, 30, 145-153.

Waste Management, doi:10.1016 / j.wasman.2009.06.009.

Wallander H., Fossum A., Rosengren U., Jones E., 1997. *Apatite as a P source in mycorrhizal and non-mycorrhizal Pinus sylvestris*. Plant soil, n. 196, pp. 123-131.

Wang K.S., Chiang K.Y., Tsai C.C., Sun C.J., Tsai C.C., Lin K.L., 2001. *The effect of $ClFe_3$ on the distribution of the heavy metals Cd, Cu, Cr and Zn in a simulated multimetal incineration system*. Environmental International, n. 26, pp. 257-263.

www.bafu.admin.ch

www.bsb-prefabbricati.it

www.magaldi.com

www.linde-gas.it

APPENDICE I:
SCHEDE TECNICHE
DEGLI IMPIANTI VISITATI

1 - Scheda tecnica BSB	
Località	Noceto (PR)
Attività:	L'impianto tratta le scorie prodotte dalla termovalorizzazione dei rifiuti solidi urbani, al fine di recuperare metalli e materiale inerte per la produzione di calcestruzzo.
Potenzialità:	50.000 t anno ⁻¹ autorizzate. Attualmente sono lavorate circa 30.000 t anno ⁻¹ .
Materiali in ingresso:	<ul style="list-style-type: none"> • Scorie da termovalorizzatori di RU e assimilabili • Sabbia e cemento per la produzione di calcestruzzo
Trattamento delle scorie:	<p>Le scorie sono stoccate per qualche giorno, al fine di ridurne l'umidità. Valori troppo elevati di umidità creano problemi durante le successive fasi di vagliatura e rimozione dei metalli.</p> <p>Successivamente le scorie vengono alimentate ad un vaglio che permette di separare dal flusso principale i grossi pezzi metallici contenuti nelle scorie. La maggior parte del ferro residuo di dimensioni inferiori viene rimosso dal successivo nastro magnetico. Le scorie vengono poi lavate: tale processo permette di separare la frazione più fine, costituita da sabbia riutilizzabile direttamente per la preparazione del calcestruzzo, e favorisce la lisciviazione dei metalli pesanti. La ghiaia rimanente viene asciugata ed i metalli non ferrosi in essa contenuti vengono rimossi con un separatore a correnti indotte. Dopo un'ulteriore fase di vagliatura, le scorie vengono fatte transitare sotto un altro nastro magnetico, per la rimozione del ferro residuo e successivamente la frazione inerte grossolana viene tritata. A valle della macinazione si separa manualmente l'acciaio ancora contenuto.</p> <p>I metalli non ferrosi recuperati vengono lavati e la separazione tra alluminio, ottone e rame avviene manualmente.</p>
Produzione di calcestruzzo e di cabine prefabbricate:	<p>La sabbia e la ghiaia recuperate dal trattamento delle scorie (circa 20.000 t anno⁻¹ composte per il 60% da sabbia ed il 40% da ghiaia) vengono utilizzate per la produzione del calcestruzzo. La ghiaia viene tritata in differenti granulometrie a seconda del tipo di calcestruzzo da produrre. Dopo una maturazione di circa 24 ore, il materiale viene convogliato in un'autobetoniera al cui interno si trovano acqua, inerti, cemento ed eventuali additivi. Il prodotto così ottenuto si chiama "Eccocal®calcestruzzo" e può essere utilizzato come aggregato per calcestruzzo secondo la norma UNI EN 12620 per la preparazione di calcestruzzo ad alta resistenza in miscelazione con sabbie e ghiaie oppure viene lasciato ulteriormente maturare. Dopo maturazione il materiale viene frantumato per dare origine ad un materiale chiamato "Eccocal®aggregato", che può essere commercializzato come aggregato per sottofondi stradali secondo la norma UNI EN 13424. Vengono prodotti diverse tipologie di calcestruzzo, a seconda delle richieste del cliente. La composizione delle miscele di materiali che vengono utilizzate per la preparazione di Eccocal® e dei calcestruzzi contenenti Eccocal® sono riportate in tabella 1.</p> <p>La ditta produce, inoltre, cabine prefabbricate per l'ENEL, che contengono mediamente il 25% di scorie.</p> <p>Il calcestruzzo rimanente viene utilizzato per la produzione di blocchi ad incastro per muri a secco.</p> <p>La qualità del calcestruzzo prodotto viene testata in un laboratorio nel quale si valutano le proprietà meccaniche del materiale e si procede alla sua certificazione.</p>
Trattamento dell'acqua di lavaggio delle scorie e dei piazzali:	<p>La depurazione dell'acqua rilasciata dalle scorie in fase di maturazione e durante il loro trattamento e dell'acqua di lavaggio dei piazzali, prevede il recupero dei fanghi prodotti e dell'acqua depurata. I fanghi sono costituiti prevalentemente da sabbia ed una volta pressati ed asciugati possono essere recuperati per la produzione di mattoni o di cemento. Nel primo caso, dopo aver addizionato della sabbia, vengono utilizzati per la produzione di mattoni in quantitativi del 10-15% in peso; nel secondo caso vengono inviati direttamente ai cementifici.</p>
Materiali in uscita:	<ul style="list-style-type: none"> • Ferro (2.700 t anno⁻¹) • Alluminio (200 t anno⁻¹) • Rame, ottone, acciaio (100 t anno⁻¹) • Calcestruzzo • Cabine prefabbricate • Blocchi in cemento
Altri trattamenti:	Attualmente vengono conferite all'impianto plastiche industriali (sfidi di produzione) e cassette di plastica. Queste vengono triturate e imballate per il loro riciclo.
Futuri ampliamenti:	L'impianto ha ottenuto l'autorizzazione per effettuare la separazione dei materiali raccolti per via differenziata (plastica, vetro, metalli, carta e legno) e per la realizzazione di un impianto di trattamento dei reflui industriali. Tale impianto prevede il recupero dell'acqua depurata, mentre i fanghi saranno smaltiti in discarica.

Tabella 1: Composizione dei calcestruzzi contenenti Ecocal®.

Ecocal® e calcestruzzi in Ecocal®	Composizione miscela	Presenza dei materiali nella miscela (%)
Ecocal®	Scorie	30
	Inerti vari	70
Calcestruzzo con Ecocal® al 10%	Sabbia Po. 0/2	7
	Sabbia Fr. 0/5	25
	Ecocal® 0/25	10
	Ghiaietto 4/12	30
	Ghiaia 12/22	28
Calcestruzzo con Ecocal® al 20%	Sabbia Po. 0/2	6
	Sabbia Fr. 0/5	20
	Ecocal® 0/25	20
	Ghiaietto 4/12	28
	Ghiaia 12/22	26
Calcestruzzo con Ecocal® al 30%	Sabbia Po. 0/2	5
	Sabbia Fr. 0/5	16
	Ecocal® 0/25	30
	Ghiaietto 4/12	25
	Ghiaia 12/22	
Calcestruzzo con Ecocal® al 40%	Sabbia Po. 0/2	5
	Sabbia Fr. 0/5	10
	Ecocal® 0/25	40
	Ghiaietto 4/12	20
	Ghiaia 12/22	25

Figura 1

Schema di flusso della linea di trattamento delle scorie presso l'impianto BSB.

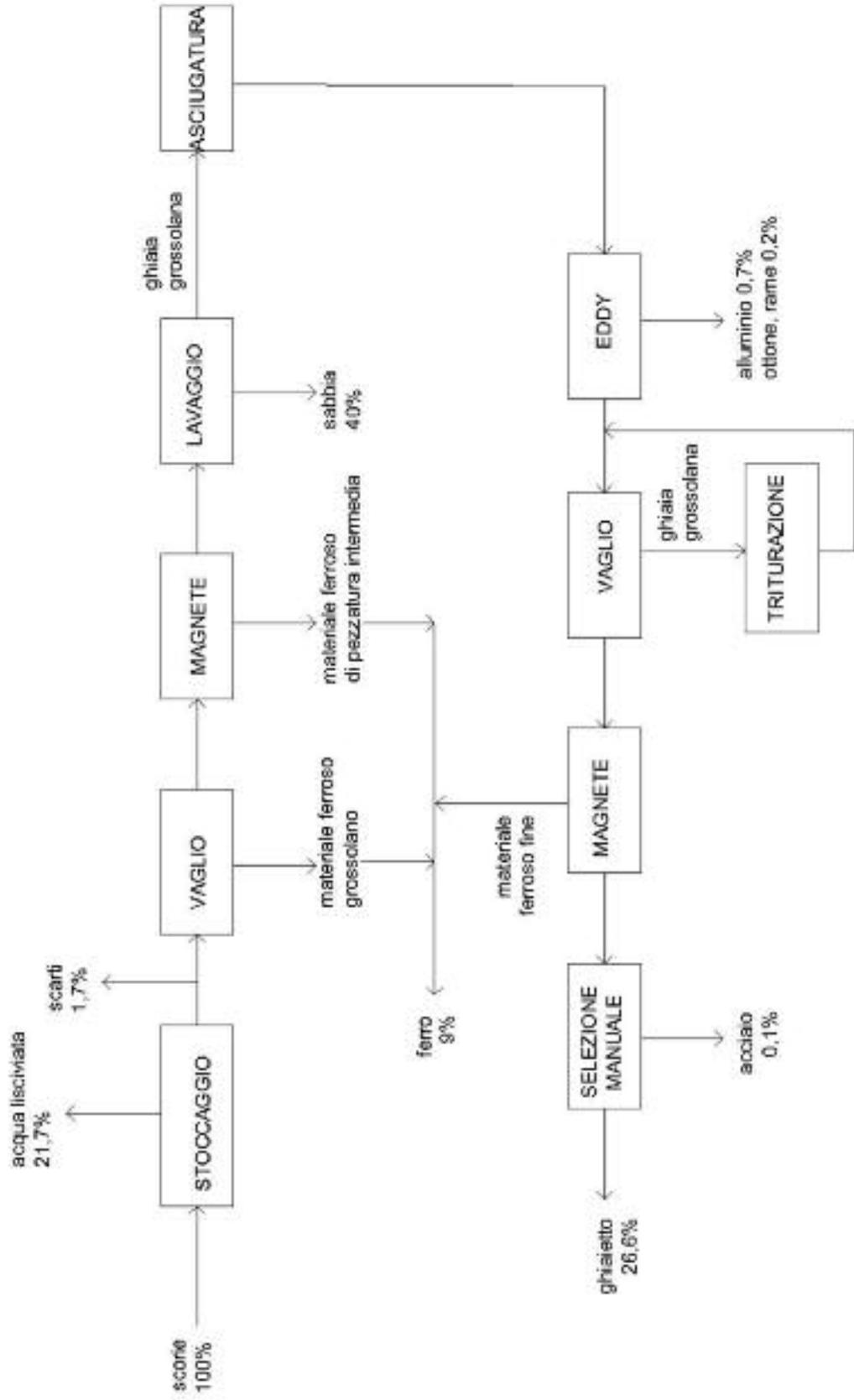


Figura 2

Vaglio a tamburo rotante presso l'impianto BSB.



Figura 3

Lavaggio delle scorie presso l'impianto BSB.

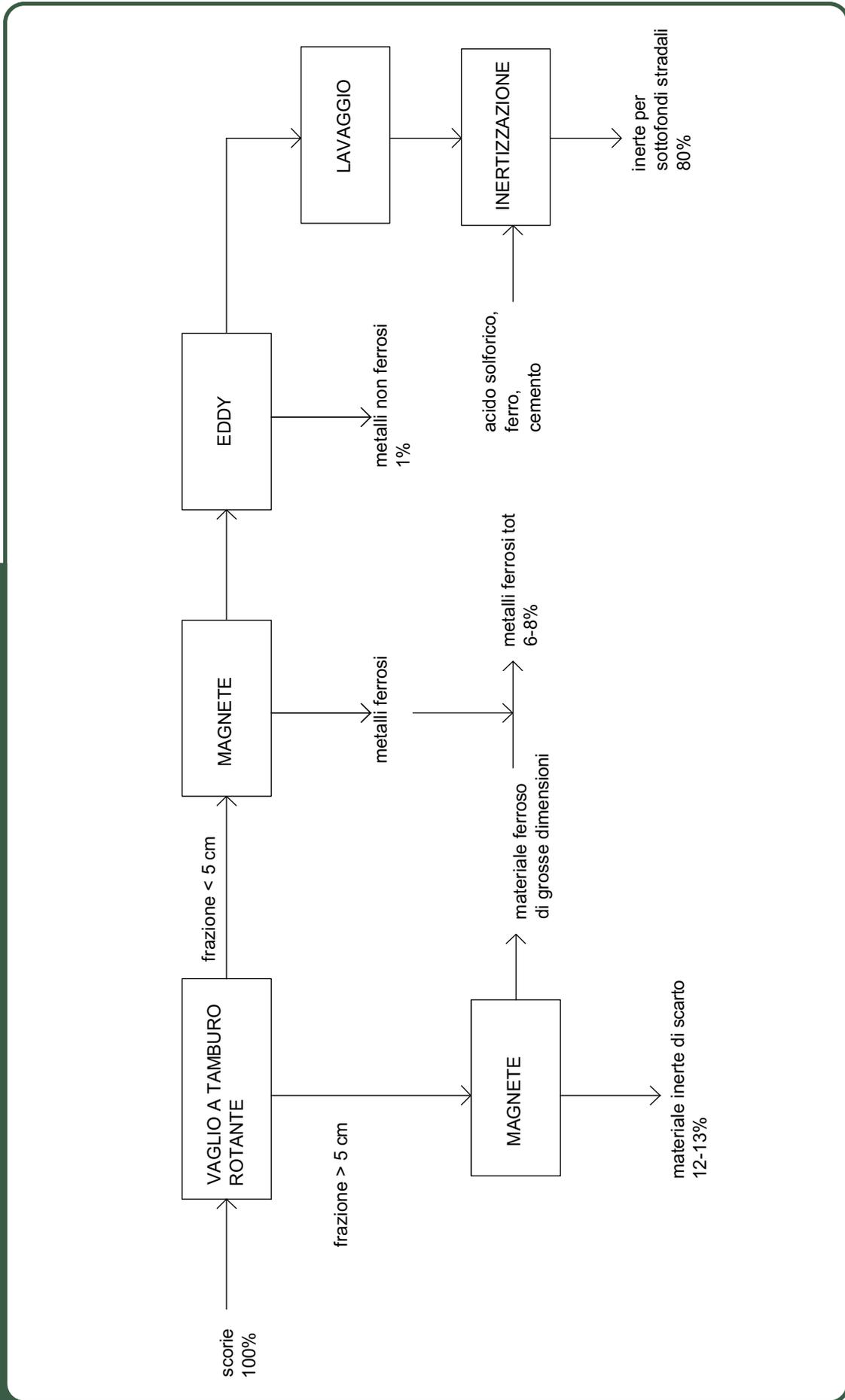


2- Scheda tecnica Ecolombardia 18

Località	Lacchiarella (MI)
Attivo da	in fase di collaudo
Attività:	L'impianto tratterà le scorie prodotte dalla termovalorizzazione dei rifiuti solidi urbani, al fine di recuperare metalli e materiale inerte da utilizzarsi per sottofondi stradali.
Potenzialità:	120.000 t anno ⁻¹
Materiali in ingresso:	Il materiale in ingresso è costituito dalle scorie prodotte in impianti di termovalorizzazione di RU e da alcuni additivi (acido solforico, Fe e cemento).
Trattamento delle scorie:	<p>Le scorie sono alimentate ad un vaglio a tamburo rotante (maglie di 5 cm) attraverso un sistema a ribalta. Il vaglio permette di separare il materiale in due frazioni granulometriche:</p> <ul style="list-style-type: none"> • sopravaglio: è sottoposto alla separazione dei metalli ferrosi mediante un magnete permanente. Il metallo è recuperato mentre gli inerti sono scartati (12-13% del totale in ingresso all'impianto); • sottovaglio: viene fatto transitare attraverso un nastro magnetico ed un separatore a correnti indotte per la rimozione dei metalli ferrosi e non ferrosi. Successivamente il materiale viene alimentato ad un fase di lavaggio ad acqua, nella quale quattro redler in serie ribaltano e rimescolano il materiale per favorirne il contatto con l'acqua. Il lavaggio permette di ridurre la presenza di sali nelle scorie, nonché di favorire la lisciviazione dei metalli pesanti. L'acqua utilizzata in fase di lavaggio viene riciclata finché non si raggiungono concentrazioni di cloruri pari a 1000 mg l⁻¹. Raggiunta tale soglia, l'acqua reflua è inviata ad un impianto di trattamento chimico-fisico ed è sostituita da nuova acqua. Le scorie lavate sono alimentate all'inertizzatore, ossia un tamburo rotante che miscela il materiale e gli additivi aggiunti (1% di ferro solfato in soluzione ed il 2% di cemento).
Materiali in uscita:	<ul style="list-style-type: none"> • metalli ferrosi (6-8%) • metalli non ferrosi (1%) • materiale inerte (80%) utilizzabile per la realizzazione di sottofondi stradali.

Figura 4

Schema di flusso dell'impianto di trattamento delle scorie Ecolombardia 18.

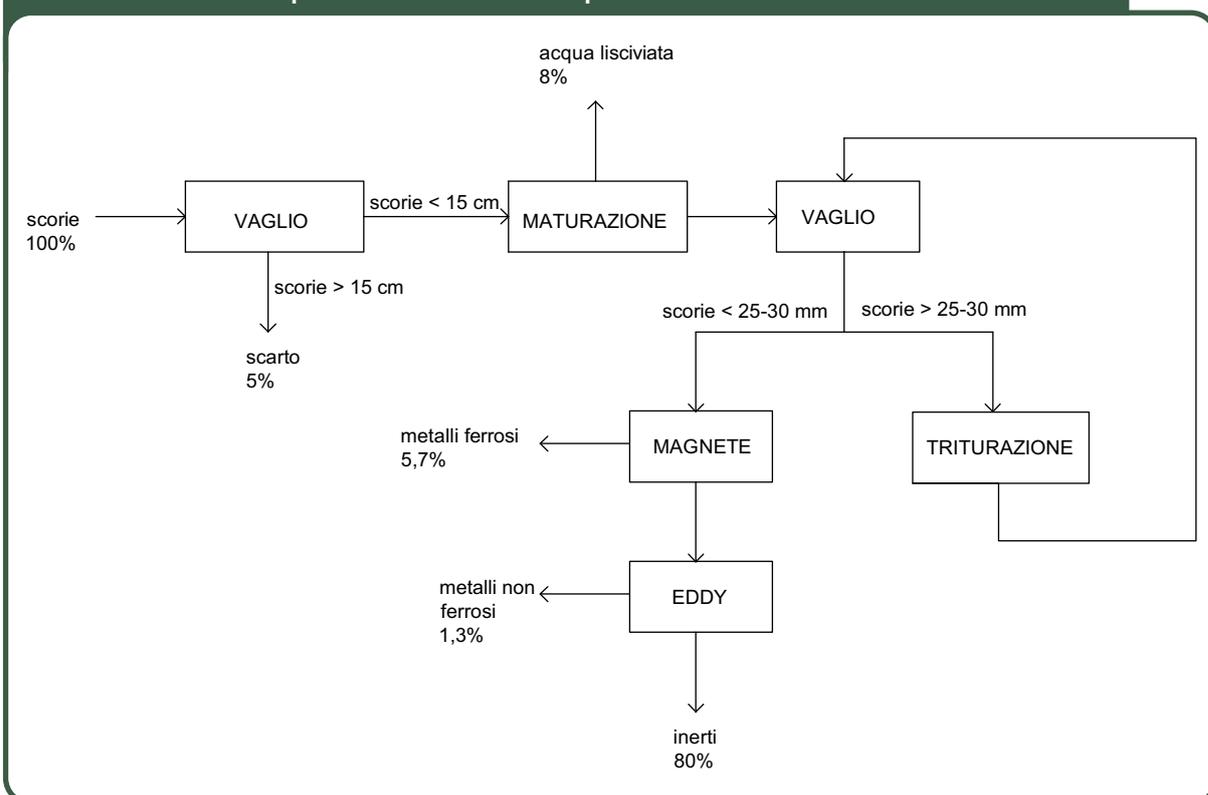


3- Scheda tecnica ENIA PIACENZA

Località	Piacenza
Attivo da	da realizzarsi
Attività:	L'impianto prevede di trattare tutte le scorie prodotte dal termovalorizzatore di Piacenza ed una parte di quelle prodotte dal termovalorizzatore di Reggio Emilia, al fine di recuperare metalli e materiale inerte da inviare al cementificio della Cementi Rossi.
Potenzialità:	30.000 t anno ⁻¹
Materiali in ingresso:	Scorie del termovalorizzatore di Piacenza (25.000 t anno ⁻¹) e del termovalorizzatore di Reggio Emilia (5.000 t anno ⁻¹ delle complessive 16.000 t anno ⁻¹)
Trattamento delle scorie:	<p>Le scorie sono fatte maturare per un periodo di 20 giorni, al fine di ridurne l'umidità e favorirne la carbonatazione. Valori troppo elevati di umidità creano problemi durante le successive fasi di vagliatura e rimozione dei metalli non ferrosi.</p> <p>Successivamente le scorie vengono alimentate ad un vaglio da 25-30 mm di apertura delle maglie:</p> <ul style="list-style-type: none"> • il sottovaglio viene sottoposto ad un processo di rimozione dei metalli ferrosi con nastro magnetico e dei metalli non ferrosi con un magnete a correnti indotte. L'inerte ottenuto viene inviato al cementificio; • il sopravaglio viene inviato ad un mulino a ganasce e successivamente ricircolato in testa al vaglio.
Materiali in uscita:	<ul style="list-style-type: none"> • metalli ferrosi (5,7%). I metalli ferrosi più grossolani vengono già rimossi da un magnete situato a valle della fossa scorie dell'inceneritore di Piacenza. • metalli non ferrosi (1,3%) • inerti (80%), utilizzati nel cementificio come componenti della farina cruda • scarti (circa 5% del materiale trattato). Si tratta del sopravaglio non triturabile e viene inviato in discarica.

Figura 5

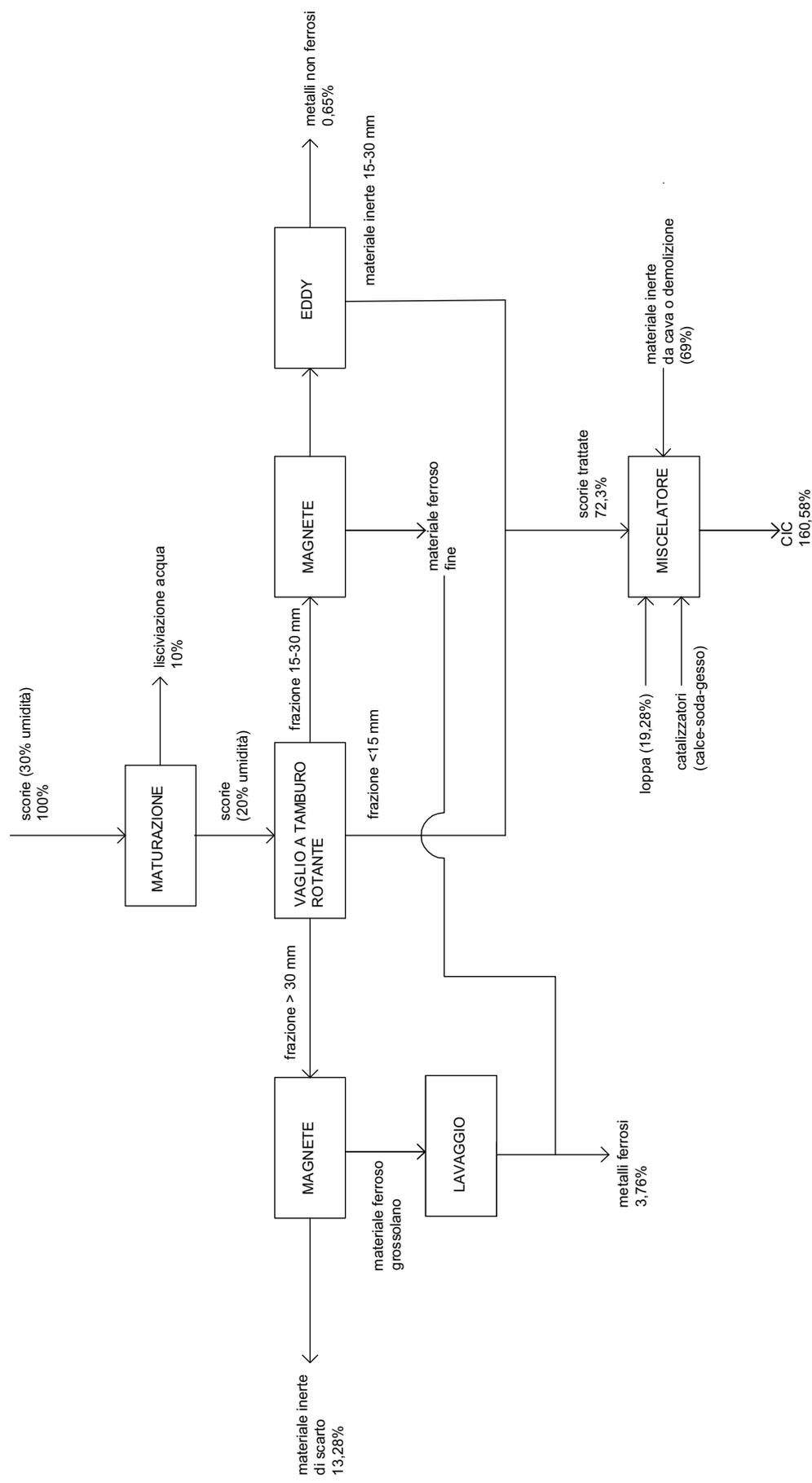
Schema di flusso del futuro impianto di trattamento delle scorie presso l'inceneritore di Piacenza.



4- Scheda tecnica HERA MODENA	
Località	Modena
Attivo da	In fase di collaudo
Attività:	L'impianto tratterà le scorie (60.000 t anno ⁻¹) prodotte dall'inceneritore di Modena al fine di ricavare un materiale utilizzabile come conglomerato per sottofondi stradali (CIC [®] -Conglomerato Idraulico Catalizzato-).
Potenzialità:	Capacità di 80.000 t anno ⁻¹ ; autorizzazione per 30.000 t anno ⁻¹ .
Materiali in ingresso:	<ul style="list-style-type: none"> • scorie prodotte dall'impianto di incenerimento Hera Modena • additivi introdotti durante il processo (calce, soda, gesso) • inerti da cava e da demolizione • loppa d'altoforno
Trattamento delle scorie:	<p>Le scorie sono fatte maturare al chiuso per un periodo di almeno un mese, al fine di ridurne l'umidità fino ad un valore del 20% circa. Valori troppo elevati di umidità creano problemi durante la fase di vagliatura.</p> <p>Successivamente le scorie vengono alimentate ad un vaglio a tamburo rotante che permette di separare tre flussi di materiale:</p> <ul style="list-style-type: none"> • materiale fine (< 15 mm): viene direttamente alimentato alla linea di produzione del CIC[®]; • materiale di granulometria intermedia (15-30 mm): il flusso è sottoposto all'azione di un nastro magnetico e di un separatore a correnti indotte, per la rimozione dei metalli ferrosi e di quelli non ferrosi. L'inerte è alimentato alla linea di produzione del CIC[®]; • materiale grossolano (> 30 mm): viene deferrizzato e l'inerte viene scartato. Il ferro estratto, di grosse dimensioni, viene lavato in un tamburo rotante ad acqua (detto sfangatrice). <p>Mediamente il flusso ferroso totalmente intercettato è pari a meno del 4% delle scorie trattate ed il flusso di metalli non ferrosi è inferiore all'1%. Di questi ultimi, il 40% è costituito da alluminio.</p>
Produzione del CIC[®]:	Il materiale inerte ottenuto dal trattamento delle scorie (granulometria inferiore a 30 mm) viene mescolato con inerti da cava e di demolizione e loppa d'altoforno rispettivamente in quantità del 45%, 43% e 12%. Nel miscelatore vengono addizionati anche i catalizzatori (latte di calce, prodotto in loco a partire dalla calce miscelata con solfato di calcio, e soda al 30%) che hanno il compito di innalzare il pH e ridurre la lisciviazione dei metalli. L'attivazione dei catalizzatori si ha solamente quando il materiale viene compresso. I tempi di contatto nel miscelatore sono all'incirca di 100-120 s.
Trattamento dell'acqua di percolazione delle scorie e di lavaggio dei metalli	L'acqua è parzialmente riciclata. La frazione spurgata viene parzialmente inviata ad un impianto di trattamento chimico-fisico e parzialmente immessa direttamente in fognatura.
Materiali in uscita:	<ul style="list-style-type: none"> • metalli ferrosi e non ferrosi • CIC[®]: codice CER 190112. Viene generalmente utilizzato per la realizzazione di sottofondi stradali

Figura 6

Schema di flusso della linea di trattamento scorie e di produzione del CIC® dell'impianto HERA-Modena. Tutte le percentuali fanno riferimento al peso delle scorie in ingresso all'impianto.



5- Scheda tecnica IRIS AMBIENTE	
Località	Conselve (PD)
Attivo da	2003
Attività:	L'impianto tratta le scorie prodotte dalla termovalorizzazione dei rifiuti solidi urbani, al fine di recuperare metalli e materiale inerte.
Potenzialità:	150.000 t anno ⁻¹
Materiali in ingresso:	Il materiale in ingresso è costituito unicamente da scorie prodotte in impianti di termovalorizzazione di RU.
Trattamento delle scorie:	<p>Le scorie sono fatte maturare al chiuso per un periodo di 3-4 giorni, al fine di ridurre l'umidità fino ad un valore del 15-20% circa. Valori troppo elevati di umidità creano problemi durante le fasi di vagliatura successive. L'acqua sgocciolata viene raccolta dalle griglie poste sui lati della camera e viene depurata prima di essere inviata in fognatura.</p> <p>Successivamente le scorie vengono alimentate ad un vaglio a tamburo rotante che permette di separare un flusso di materiale fine, costituito dalle ceneri contaminate, ed uno di materiale grossolano. La granulometria dei due flussi è stabilita dalla dimensione delle maglie. Eventuali granuli che dovessero rimanere incastrati nelle maglie del vaglio o impaccamenti dovuti ad un'eccessiva umidità delle scorie vengono rimossi grazie ad una spazzola della stessa lunghezza del tamburo. Il tamburo è alimentato a gasolio ma presto verrà sostituito con un nuovo modello elettrico, a dischi esagonali.</p> <ul style="list-style-type: none"> • La linea relativa al materiale di maggiore granulometria è costituita, nell'ordine, da un'elettrocalamita per la separazione del ferro grossolano, un vibrovaglio, un secondo magnete per la separazione del ferro fine (chiodi, fili di ferro) ed un separatore a correnti indotte per la rimozione dei metalli non ferrosi. Immediatamente a valle del primo magnete vi è un operatore addetto al controllo della purezza del flusso. L'addetto può intervenire nella regolazione della velocità del tamburo rotante qualora la separazione tra la frazione fine e quella grossolana non avvenga correttamente; inoltre rimuove eventuali incombusti di grossa pezzatura presenti nelle scorie (ad esempio stracci) o pezzi di acciaio grossolani non trattenuti dall'elettrocalamita. <p>Il vibrovaglio permette di ripartire uniformemente il materiale sul tappeto rotante che collega le varie fasi del trattamento, garantendo una maggiore efficienza di separazione del materiale ferroso fine. La macchina a correnti indotte è tarata in modo da separare i metalli non ferrosi che vengono sbalzati lontano, il materiale inerte che cade al centro ed eventuali metalli ferrosi ancora presenti che aderiscono al tappeto e vengono fatti cadere in un terzo cassone.</p> <p>Il materiale inerte così ottenuto viene ulteriormente pulito mediante un processo manuale, durante il quale vengono rimossi i sassi di grosse dimensioni e l'acciaio non separato dai magneti.</p> <ul style="list-style-type: none"> • La linea relativa alla frazione a minore granulometria è costituita, nell'ordine, da una prima calamita per la rimozione dei metalli ferrosi (chiodi), da una seconda calamita per la rimozione del materiale ferroso più fine e da un vaglio stellare che permette di separare le ceneri da inviare ai cementifici da un ghiaietto fine utilizzabile nelle attività di recupero ambientale. Il vaglio stellare funziona ad elettricità. In futuro si prevede l'aggiunta di un separatore a correnti indotte, da posizionare a valle del vaglio a stella, per la rimozione dei non ferrosi dal flusso di ceneri.
Trattamento dell'acqua di percolazione delle scorie e di lavaggio delle ruote dei camion:	<p>La depurazione dell'acqua rilasciata dalle scorie in fase di maturazione avviene in un piccolo impianto chimico-fisico dotato di:</p> <ul style="list-style-type: none"> • dissabbiatore: è costituito da una cisterna interrata nella quale la sabbia decanta. I fanghi vengono aspirati dal pozzetto ogni 6 mesi circa; • disoleatore: è una vasca interrata dotata di un filtro per il trattamento degli oli; • pozzetto di carico della pompa; • vasca di flocculazione: viene dosata del cloruro ferrico (FeCl₃) e della polvere di carbone per favorire la flocculazione dei solidi sospesi colloidali. Il carbone permette di mantenere il pH intorno a 9; • vasca di decantazione: i fanghi si depositano sul fondo; periodicamente vengono scaricati ed uniti a quelli provenienti dal dissabbiatore. <p>L'acqua così depurata viene riutilizzata; se in eccesso viene inviata alla fognatura civile.</p>
Trattamento delle acque di piazzale e di prima pioggia:	La depurazione delle acque di prima pioggia e di pulizia dei piazzali avviene mediante un trattamento fisico costituito da un dissabbiatore ed un disoleatore.
Materiali in uscita:	<p>Il trattamento delle scorie permette di ottenere un flusso di metalli ferrosi e non ferrosi che sono venduti alle fonderie per il recupero e tre flussi di materiali inerti:</p> <ul style="list-style-type: none"> • le ceneri fini vengono inviate ai cementifici che sono pagati per il loro smaltimento. I metalli pesanti adsorbiti sulle particelle più fini vengono intrappolati nella matrice cementizia e non sono più biodisponibili; • le due frazioni a granulometria superiore non sono generalmente contaminate e possono essere utilizzate come materiale inerte nelle attività di recupero ambientale.

Figura 7

Schema di flusso della linea di trattamento delle scorie presso l'impianto IRIS.

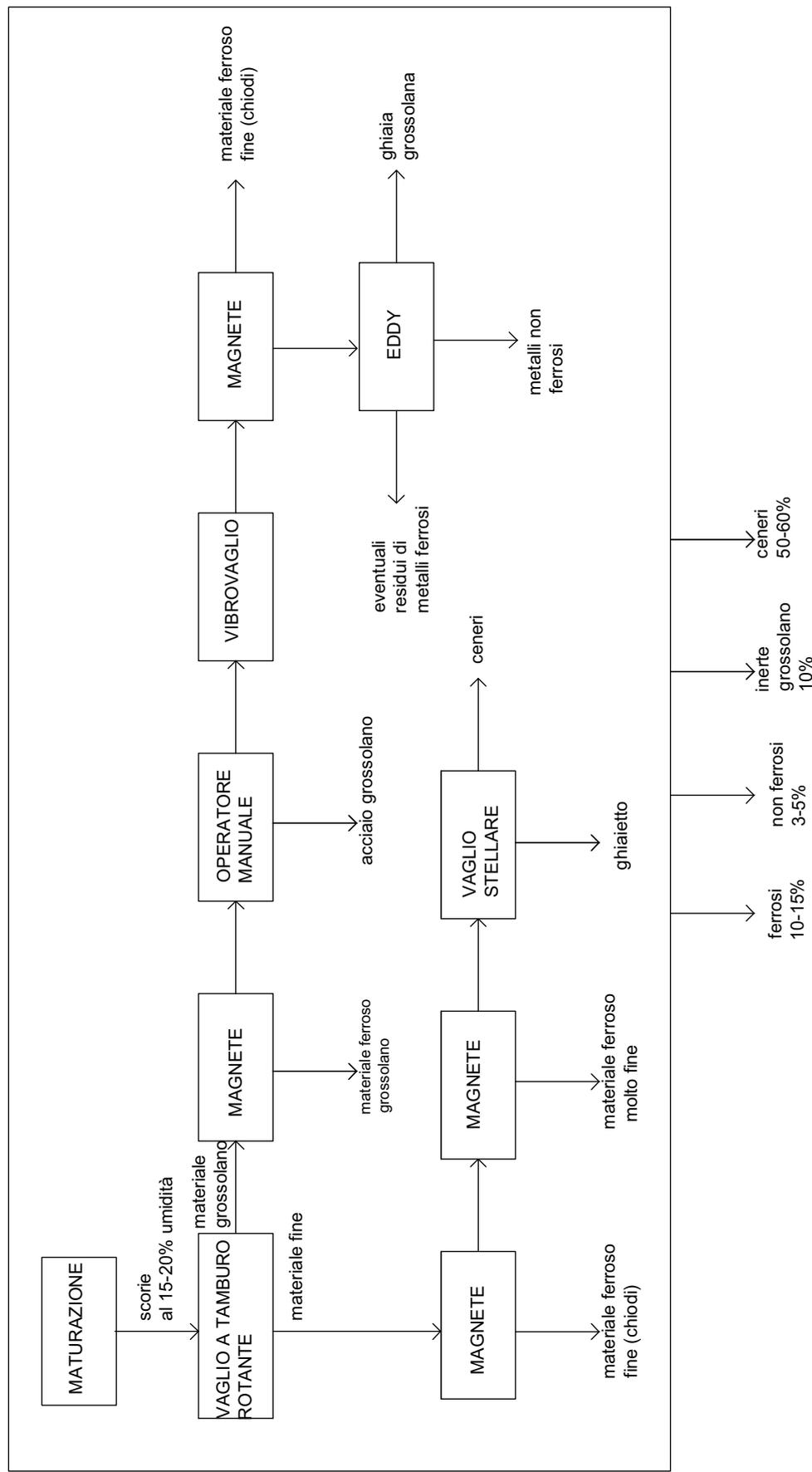


Figura 8

Fase di maturazione delle scorie presso l'impianti IRIS.



Figura 9

Vibrovaglio e magnete presso l'impianto IRIS.



6- Scheda tecnica KEZO

Località	Hinwill (Svizzera)
Attività:	Impianto di incenerimento di rifiuti solidi urbani e rifiuti speciali con annesso trattamento parziale della frazione fine delle scorie.
Potenzialità:	L'impianto di incenerimento ha una potenzialità di 18 t h ⁻¹
Impianto di incenerimento - Sezione di combustione:	<p>L'impianto è costituito da 3 linee di incenerimento da 6 t h⁻¹ ciascuna. La combustione avviene su forno a griglia a spinta inversa (Martin). Due linee presentano il tradizionale spegnimento ad acqua delle scorie, mentre la terza linea è dotata di un innovativo sistema di estrazione a secco delle scorie.</p> <p>A valle della griglia si trova un canale con fondo vibrante, nel quale le scorie precipitano. Al suo interno viene insufflata aria fresca, in controcorrente rispetto al movimento delle scorie. Grazie all'aria, le scorie si raffreddano e completano la combustione. Il livello di incombusti risulta praticamente nullo (<0,5%).</p> <p>La completezza della combustione è garantita da due setti che riducono la sezione del canale impedendo il passaggio del materiale grossolano incombusto (libri, tessuto...). In tal modo gli incombusti sono obbligati a permanere nella sezione ad alta temperatura, dove completano il processo di ossidazione, prima di poter proseguire il loro percorso verso l'uscita del canale.</p> <p>L'aria, che durante il percorso si scalda, viene immessa in camera di combustione e va a sostituire parte dell'aria secondaria. Grazie all'utilizzo di aria già calda, il processo di combustione risulta essere molto più stabile e si riduce notevolmente sia l'ampiezza, sia la frequenza dei picchi di CO.</p> <p>Qualora al termine del canale di raffreddamento le scorie fossero eccessivamente calde, viene previsto un sistema di raffreddamento ad acqua mediante nebulizzatori.</p>
Impianto di incenerimento - Sezione di recupero energetico:	<p>L'impianto è dotato di una turbina che lavora a 40 bar e 550°C per la produzione di energia elettrica. Parte del vapore viene spillato dalla turbina alla temperatura di 90°C ed usato per il teleriscaldamento (9 mesi all'anno con una temperatura minima di 90°C) e per innalzare la temperatura dei fumi lungo la linea di depurazione delle emissioni in atmosfera (17% di consumi interni di vapore); il vapore in uscita dalla turbina (circa 50°C) viene usato per condizionare una serra (Figura 10).</p>
Impianto di incenerimento - Sezione trattamento fumi:	<p>La linea di trattamento dei fumi prevede un filtro elettrostatico in uscita dalla caldaia (230°C), seguito da uno scambiatore di calore che abbassa la temperatura dei fumi a 180°C. Successivamente il gas è sottoposto ad un primo trattamento di rimozione dei gas acidi (HCl), in un quencher alimentato con sola acqua. I fumi escono ad una temperatura di 60°C e vengono alimentati ad un secondo stadio umido con soda, per la rimozione dell'SO₂. Successivamente è presente un triplo scambiatore di calore. Il primo a vapore permette di innalzare la temperatura dei fumi a 110°C; il secondo fumi-fumi (con i fumi uscenti dall'SCR) permette di innalzare la temperatura dei gas fino a 210°C e il terzo, con un bruciatore a metano, permette di raggiungere la temperatura di 240°C necessaria per alimentare il flusso gassoso al catalizzatore (SCR).</p> <p>Nei prossimi anni è previsto un revamping della linea fumi, che dovrebbe passare da un trattamento ad umido ad uno a secco, con dosaggio di bicarbonato di sodio e carbone attivo.</p>
Trattamento delle scorie:	<p>L'estrazione a secco delle scorie (Figura 11) garantisce una separazione della frazione metallica dall'inerte più efficiente rispetto a ciò che accade nei tradizionali sistemi di estrazione ad umido delle scorie. Inoltre gli inerti sono praticamente privi di incombusti, pesano meno e danno minori problemi di lisciviazione di metalli pesanti (soprattutto Pb e Cd).</p> <p>La maggior parte dei metalli si trova nella frazione più fine (<5 mm), l'unica che viene attualmente trattata nell'impianto. La frazione grossolana è conferita in discarica dove può essere prevista una fase di separazione magnetica dei rottami di maggiore dimensione.</p> <p>La frazione inferiore ai 5 mm viene separata prima dell'uscita delle scorie dal canale di raffreddamento. Il trattamento (Figura 12) prevede una prima fase di separazione dei materiali ferrosi fini (< 2 mm), specialmente i materiali bidimensionali (fili) che creano problemi alle fasi successive del trattamento, e dei materiali magnetici leggeri (sabbia magnetica). Successivamente il materiale da trattare è suddiviso in due flussi (< 1 mm; 1-5 mm). Le scorie di dimensioni inferiori a 1 mm sono smaltite in discarica, previa umidificazione per ridurre la produzione di polveri; quelle di dimensione compresa tra 1 e 5 mm sono sottoposte ad un successivo trattamento di raffinazione comprendente:</p> <ul style="list-style-type: none"> • separazione magnetica • primo step di separazione amagnetica con eddy current (efficienza 90%) • secondo step di separazione amagnetica con eddy current (efficienza cumulata ~ 100%) <p>L'ottimizzazione del processo è ancora in fase di studio, soprattutto per le scorie inferiori a 1 mm. Per il futuro si prevede di estendere il trattamento anche alle polveri del filtro.</p>
Materiali in uscita:	<ul style="list-style-type: none"> • Scorie di dimensione > 5 mm non trattate • Inerti 1-5 mm potenzialmente recuperabili (oggi inviati in discarica) • Inerti < 1 mm smaltiti in discarica • Metalli ferrosi (1-5 mm) • Metalli non ferrosi (1-5 mm)

Figura 10

Schema della sezione di recupero termico dell'impianto di incenerimento KEZO.

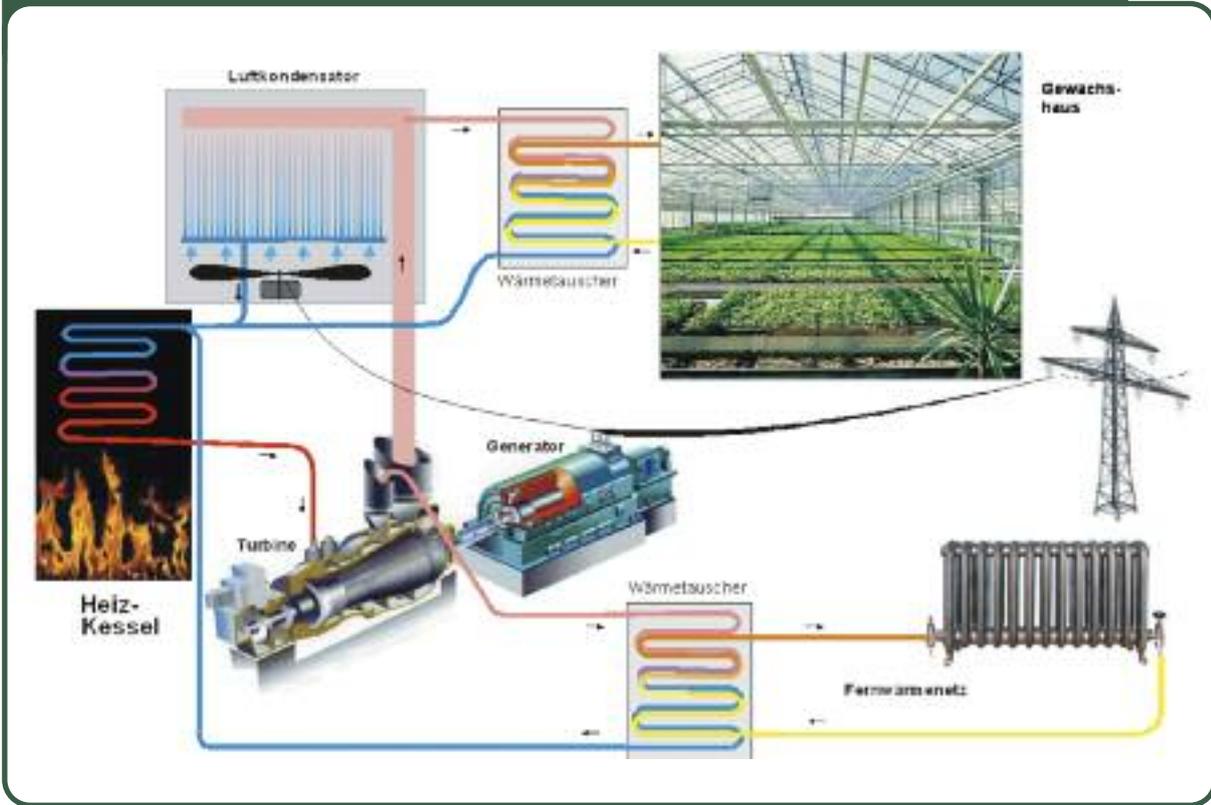


Figura 11

Schema della linea di estrazione a secco delle scorie presso l'impianto KEZO.

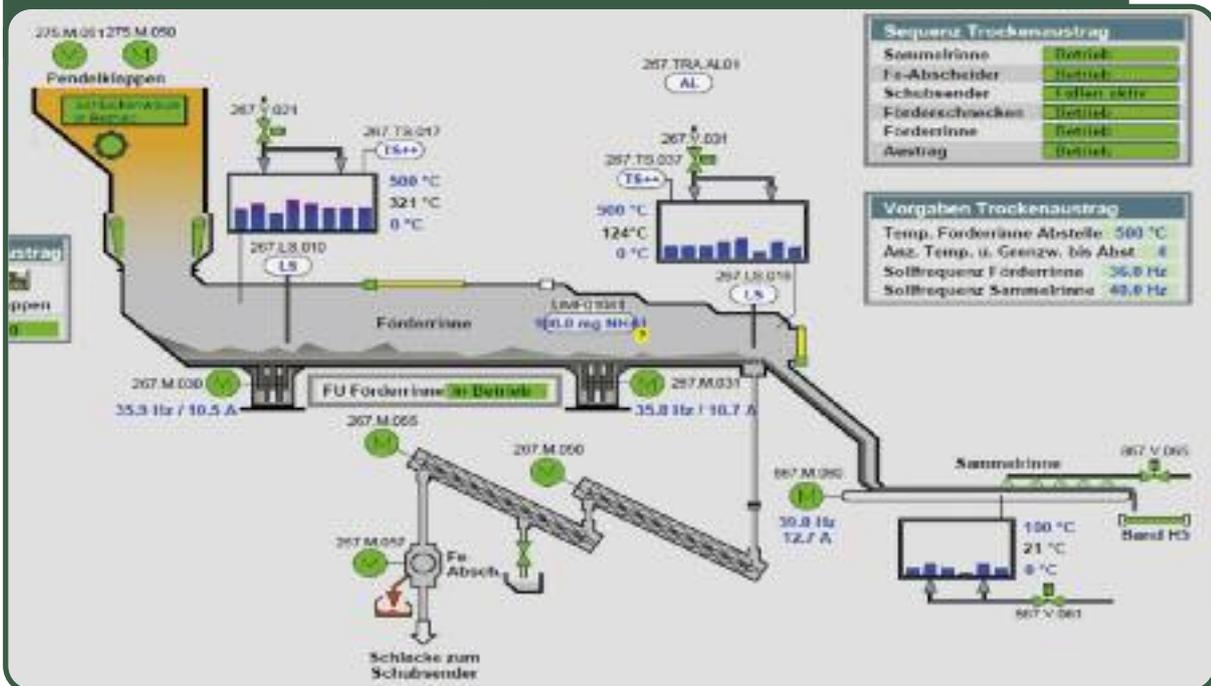


Figura 12

Schema dell'impianto di trattamento della frazione fine delle scorie (< 5 mm) presso l'impianto KEZO.

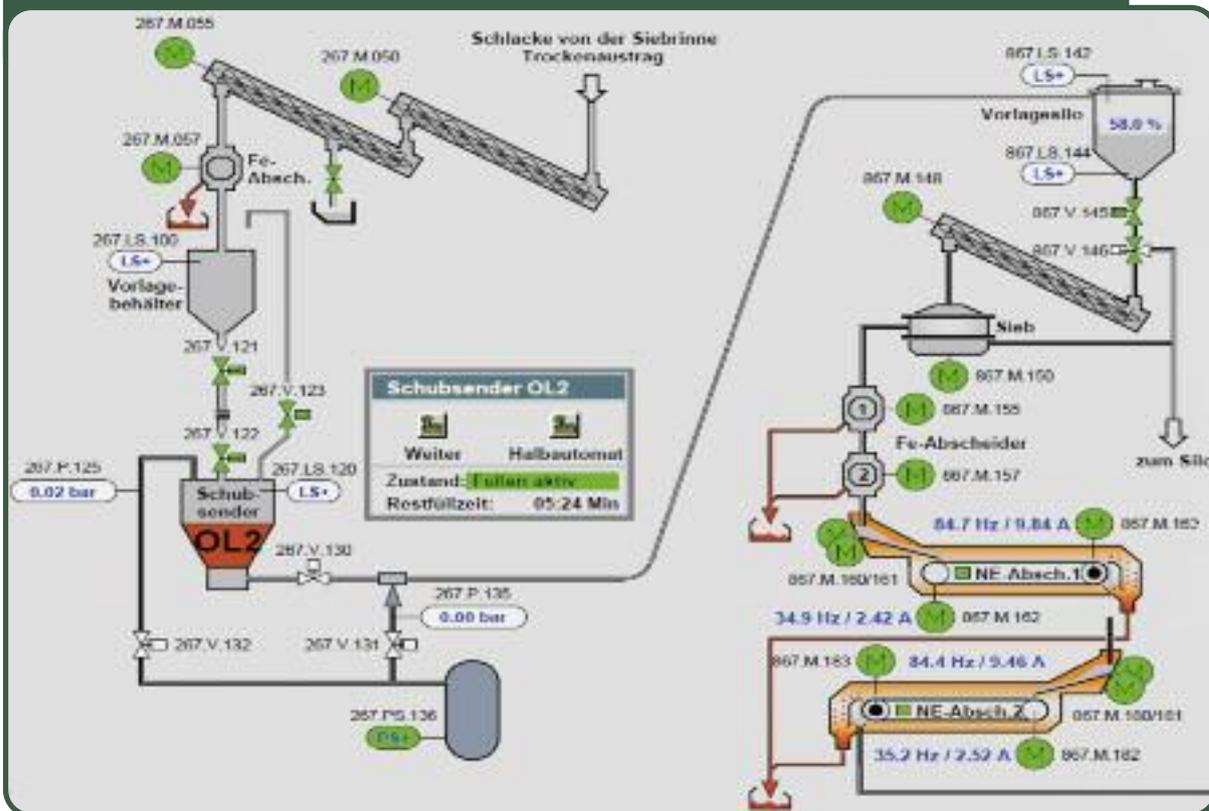


Figura 13

Confronto tra scorie estratte mediante un sistema tradizionale ad umido (sinistra) e scorie estratte presso l'impianto a secco di Hinwill (destra).



7- Scheda tecnica AEB	
Località	Amsterdam (Olanda)
Attivo da	1993 le vecchie linee; 2006 le nuove linee
Attività:	Impianto di incenerimento di rifiuti solidi urbani (circa 23%) e rifiuti speciali con annesso impianto pilota di trattamento delle scorie (attualmente dismesso).
Potenzialità impianto incenerimento:	Le due linee ad alta efficienza hanno una capacità di circa 33,6 t h ⁻¹ , corrispondente ad una capacità termica di circa 93,3 MW. Le quattro linee del vecchio impianto hanno una potenzialità di 40 MW.
Impianto di incenerimento - Sezione di combustione:	L'impianto è dotato di 4 linee appartenenti al vecchio impianto e dotate di un sistema di recupero energetico convenzionale che permette di raggiungere un'efficienza elettrica netta del 23% e di due linee ad alta efficienza appartenenti al nuovo impianto e caratterizzate da un'efficienza elettrica netta del 30%. Le due linee ad alta efficienza utilizzano una griglia Martin orizzontale raffreddata ad acqua, con recupero del calore di raffreddamento. L'aria di combustione è alimentata in tre stadi: l'aria primaria è alimentata sotto la griglia; l'aria secondaria è costituita dai fumi in uscita dal filtro a maniche che sono riciccolati in camera di combustione per garantire un sufficiente grado di miscelazione e per ridurre la formazione degli ossidi di azoto termici; l'aria terziaria di origine atmosferica permette di completare la combustione.
Impianto di incenerimento Sezione di recupero energetico:	L'impianto funziona in assetto cogenerativo, principalmente orientato alla produzione di energia elettrica, soprattutto durante le ore diurne. Le due linee ad alta efficienza sono caratterizzate da una caldaia di elevate dimensioni, che offre una maggiore superficie di scambio rispetto alle caldaie convenzionali, e da due turbine in serie: la prima ad alta pressione (130 bar e 440°C) e la seconda a bassa pressione (13 bar e 320°C). Tra le due turbine è presente un sistema di riscaldamento esterno del vapore (Figura 14), ottenuto sfruttando parte del vapore prodotto nell'evaporizzatore. Si tratta di un sistema innovativo mai utilizzato precedentemente in un impianto di incenerimento di rifiuti. La temperatura del vapore alimentato alla prima turbina può essere ulteriormente innalzata fino a 480°C. Per evitare i problemi di corrosione acida legati all'elevata temperatura raggiunta sulla superficie degli scambiatori, le pareti della prima e della seconda caldaia della zona radiante sono ricoperte da Inconel®.
Impianto di incenerimento Sezione trattamento fumi:	La linea di depurazione dei fumi delle due linee ad alta efficienza è costituita da (Figura 15): <ul style="list-style-type: none"> • SNCR • filtro elettrostatico per la rimozione delle polveri volanti; • assorbimento a semisecco dei gas acidi con KOH e latte di calce; • filtro a maniche; • economizzatore per raffreddare i fumi in uscita dal filtro a maniche; • prima torre di lavaggio per la rimozione dell'HCl; • seconda torre di lavaggio per la rimozione di SO₂; • terza torre di lavaggio di finissaggio; • economizzatore per innalzare la temperatura dei fumi prima del camino.
Potenzialità impianto trattamento delle scorie:	350.000 t anno ⁻¹
Trattamento delle scorie:	L'impianto pilota (Figura 19) di trattamento delle scorie, attualmente non in funzione, è stato realizzato con i seguenti obiettivi: <ul style="list-style-type: none"> • recupero dei metalli ferrosi; • recupero dei metalli non ferrosi (alluminio, rame, zinco, piombo ecc); • recupero della frazione inerte di dimensione abbastanza elevata (sassi, pietrisco ecc) per la produzione di calcestruzzo; • recupero della sabbia per la produzione di mattoni. L'impianto è costituito da una prima separazione granulometrica ottenuta con un vaglio a barre di taglio 250 mm. <ul style="list-style-type: none"> • Il materiale di dimensione inferiore a 250 mm viene sottoposto ad un processo di deferizzazione e triturazione. Il materiale che dopo la triturazione ha dimensione inferiore a 75 mm viene alimentato ad un separatore aeraulico che permette di ottenere un flusso di dimensione inferiore a 32 mm ed uno di dimensione superiore a 32 mm: <ul style="list-style-type: none"> √ Il materiale di dimensione inferiore a 32 mm (circa il 90% delle scorie) viene sottoposto ad un processo di rimozione dei metalli non ferrosi e successivamente ad un lavaggio in acqua. L'acqua usata per il lavaggio viene riciclata per limitare i consumi di acqua. Un ulteriore stadio di separazione granulometrica permette di ottenere un flusso di dimensione inferiore a 2 mm, un flusso di dimensione 2-6 e un flusso di dimensione 6-32: <ul style="list-style-type: none"> - Il materiale di dimensione <2 mm entra in un ciclone che serve per rimuovere l'acqua presente ed anche la sabbia (cut diameter 45-63 μm) Successivamente si trova un separatore magnetico (LIMS), che permette di separare la sabbia magnetica presente nelle scorie (circa il 10%), e due spirali in serie. La prima (metals spirals) permette di rimuovere i metalli pesanti non ferrosi, che vengono poi inviati ad una tavola vibrante inclinata; la seconda (coal spirals) permette di separare la frazione di contaminanti leggeri quali organico e plastica. - Il materiale di dimensione 2-6 mm viene sottoposto ad un trattamento di rimozione dei metalli non ferrosi in acqua attraverso una tavola vibrante umida (Jig) che permette di separare le particelle più pesanti (Zn, Cu, Fe non eliminato dal precedente magnete, acciaio inox), che si accumulano sul fondo, da quelle più leggere (alluminio) che galleggiano in superficie. Successivamente il materiale viene inviato a due wet ECS. - Il materiale di dimensione 6-32 mm viene sottoposto all'azione di un magnete per la rimozione dei metalli ferrosi; quindi dopo

aver rimosso anche i metalli non ferrosi, viene inviato ad un vaglio per la separazione della frazione 6-10 mm da quella 10-32 mm:

- la frazione di dimensione 10-32 mm viene sottoposta all'azione di un magnete;
- la frazione inferiore a 10 mm viene trattata con un altro Jig.

√ Il materiale di dimensione 32-75 mm è costituito prevalentemente da incombusti e viene alimentato all'impianto di incenerimento.

- Il materiale di dimensione superiore a 250 mm è costituito prevalentemente da metalli che vengono sottoposti ad una pulizia finalizzata alla rimozione del contenuto di rame.

L'acqua viene in parte ricircolata ed in parte spurgata. Dal suo trattamento si ottengono dei fanghi (circa 50% siccità) che rappresentano l'unico scarto dell'impianto. I quantitativi di fango (25% dell'ingresso) sono piuttosto elevati poiché l'inceneritore smaltisce molto materiale plastico e nelle 4 linee vecchie le ceneri di caldaia sono mischiate con le scorie. Il mantenimento separato dei due flussi (che viene praticato nelle due linee nuove) permette di ridurre la quantità di fanghi.

Materiali in uscita dal trattamento delle scorie:

- Metalli non ferrosi: 8.400 t anno⁻¹ (2,4%)
- Metalli ferrosi: 28.000 t anno⁻¹ (8%)
- Materiale da costruzione: 210.000 t anno⁻¹ (60%)
- Organico: 14.000 t anno⁻¹ (4%)
- Fanghi: 89.600 t anno⁻¹ (25,6%)

L'alluminio residuo nella sabbia è circa l'1-2% e può creare problemi nel suo utilizzo per la produzione di calcestruzzo. Una riduzione del suo contenuto si può ottenere facendo maturare le scorie per circa 3 mesi.

Figura 14

Schema della sezione di recupero energetico dell'impianto AEB di Amsterdam.

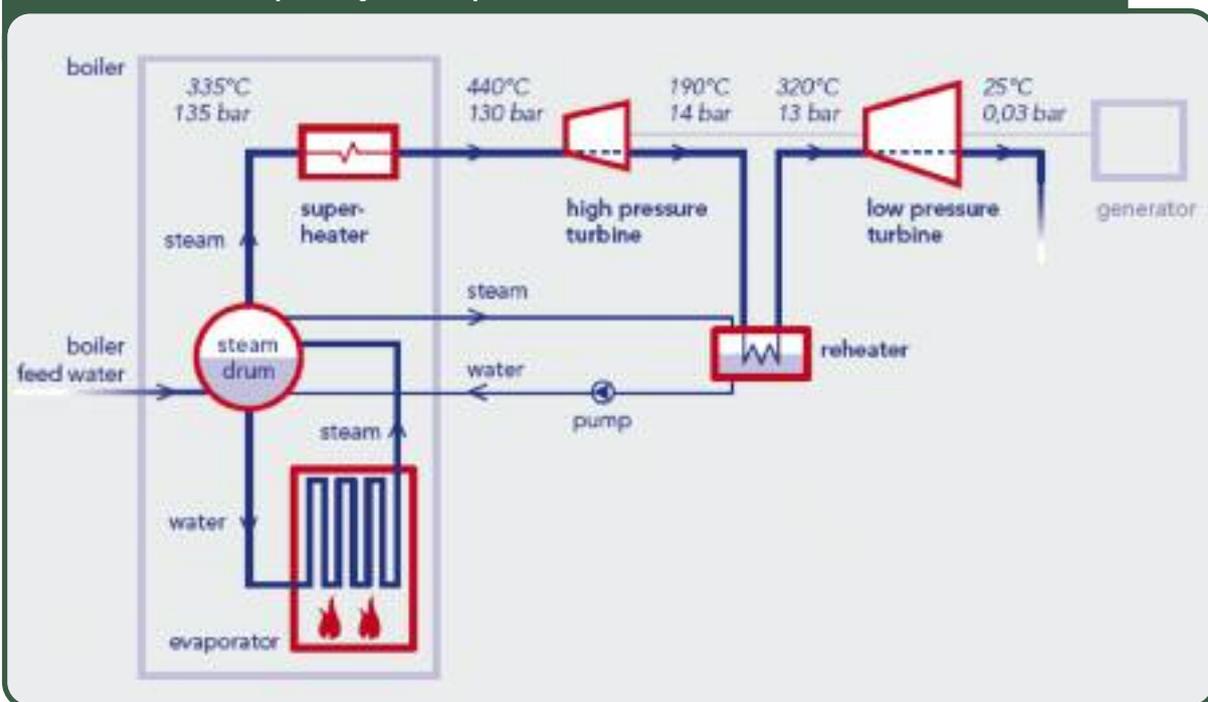


Figura 15

Schema dell'impianto AEB di Amsterdam.

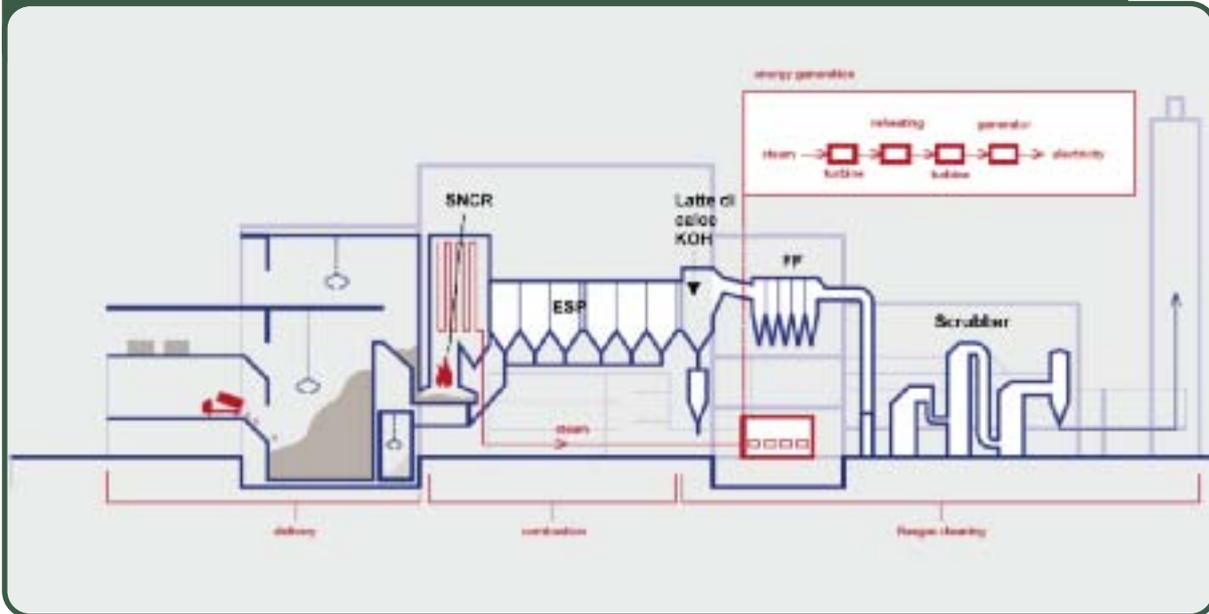


Figura 16

Fossa rifiuti dell'impianto delle linee a bassa efficienza dell'impianto AEB di Amsterdam.



Figura 17

Sala controllo delle linee a bassa efficienza dell'impianto AEB di Amsterdam.



Figura 18

Scorie prodotte dall'impianto AEB di Amsterdam.



Figura 19

Trattamento delle scorie presso l'impianto AEB di Amsterdam

Muchova et al., 2007

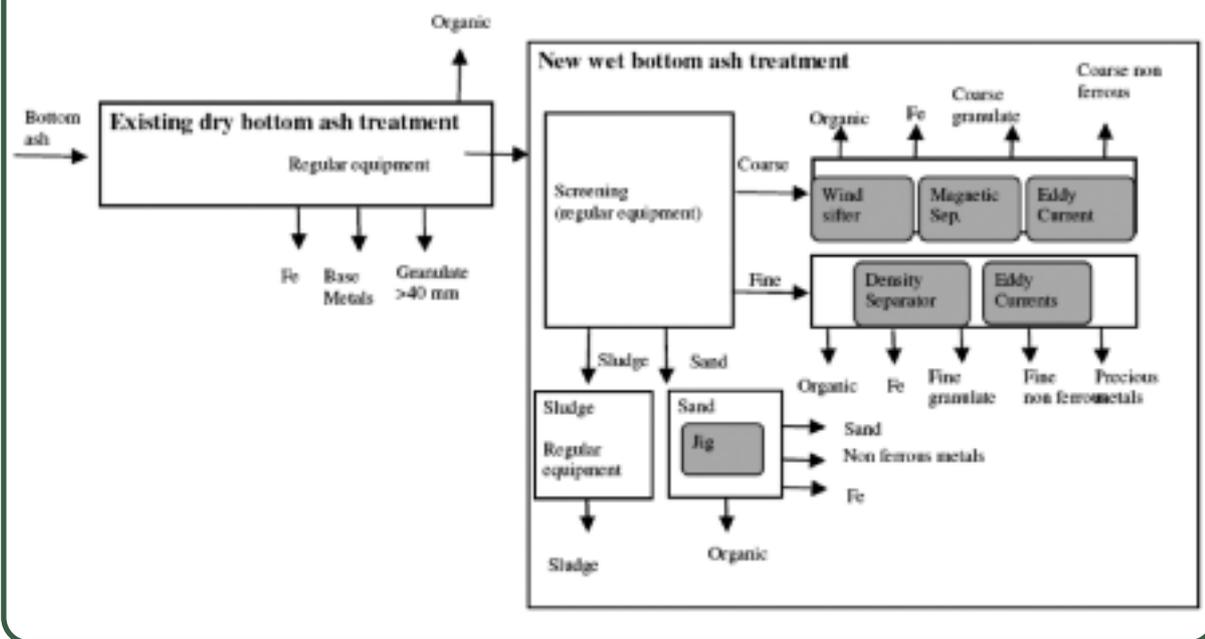


Figura 20

Immagine dell'impianto di trattamento delle scorie presso l'inceneritore AEB di Amsterdam.



8- Scheda tecnica ALKMAAR

Località	Alkmaar (Olanda)
Attività:	Impianto di incenerimento di rifiuti urbani e speciali con annesso impianto di trattamento delle scorie.
Potenzialità impianto incenerimento:	750.000 t anno ⁻¹
Impianto di incenerimento	<p>L'impianto di incenerimento è costituito da 4 linee con forno a griglia mobile inclinata Von Roll. La linea di depurazione degli effluenti gassosi consiste in:</p> <ul style="list-style-type: none"> • filtro elettrostatico; • SCR; • Neutralizzazione dei gas acidi con dosaggio di CA; • filtro elettrostatico; • torre di lavaggio ad umido con dosaggio di CA.
Potenzialità impianto trattamento delle scorie:	<p>Circa 200.000 t anno⁻¹ Nel 2008 sono state processate 201.868 t di scorie</p>
Trattamento delle scorie:	<p>L'impianto (Figura 22) presenta una prima fase di separazione granulometrica con un vaglio di taglio 150 mm. I materiali di dimensione superiore ai 150 mm sono costituiti da grossi pezzi di ferro o di inerti e da incombusti. I metalli vengono recuperati; gli inerti, dove è possibile, vengono triturati e trattati assieme alle altre scorie mentre gli incombusti sono riciclati in testa all'impianto di incenerimento. Il materiale di dimensione inferiore a 150 mm è stoccato per 3-4 giorni per ridurne il contenuto di umidità (si passa da un'umidità del 22-23% ad un'umidità del 18-20%) e successivamente viene sottoposto al vero e proprio trattamento di recupero delle scorie. Il primo trattamento consiste in una separazione granulometrica con griglia di taglio 40 mm:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Il materiale di dimensione inferiore a 40 mm viene sottoposto all'azione di due magneti in serie e successivamente ad una nuova vagliatura a griglia con taglio 10 mm. I metalli ferrosi separati dai due magneti vengono immessi nel flusso di scorie di dimensione superiore a 40 mm. <ul style="list-style-type: none"> - Il materiale di dimensione inferiore a 10 mm viene sottoposto all'azione di un separatore a correnti indotte per la rimozione dei metalli non ferrosi (per il futuro si pensa di aggiungere in serie un altro eddy current). A valle dell'eddy current viene spruzzata dell'acqua per rimuovere la sabbia che ha aderito ai metalli separati. - Il materiale di dimensione superiore a 10 mm viene ulteriormente vagliato con un vaglio a tamburo rotante che permette di separare i materiali bidimensionali (fili, chiodi) che vengono inviati alla linea che tratta il materiale di dimensione superiore a 40 mm. Il sottovaglio viene trattato con due separatori a correnti indotte in serie. <p>I metalli non ferrosi separati dai tre eddy current vengono raggruppati in un unico flusso e lavati. Il materiale inerte di dimensione inferiore a 10 mm e compreso tra 10 e 40 mm viene raggruppati in un unico flusso e recuperato per la realizzazione di massicciate ed argini separandolo dal suolo con un telo in polietilene (lo strato di scorie deve comunque stare al di sopra della falda sotterranea di un certo numero di metri).</p> <ul style="list-style-type: none"> • Il materiale di dimensione superiore ai 40 mm, assieme ai metalli ferrosi separati nell'altra linea di trattamento (< 40 mm), viene inviato ad un trituratore e successivamente ad un magnete. I metalli ferrosi separati sono recuperati mentre il materiale inerte viene ulteriormente vagliato con una griglia che permette la rimozione dell'acciaio inox e viene successivamente riciccolato in testa al vaglio da 40 mm.
Materiali in uscita dal trattamento delle scorie:	<ul style="list-style-type: none"> • Ferro: nel 2008 sono state recuperate 16.859 t di ferro pari all'8,3% delle scorie trattate (negli anni la media è 6-8%) • Metalli non ferrosi: nel 2008 sono state recuperate 4.266 tonnellate di metalli non ferrosi pari al 2,1% delle scorie trattate di cui il 60% è alluminio, il 30% inquinanti, il 3% rame e il 4% ottone (negli anni la media è 2%) • Acciaio inox: nel 2008 sono state recuperate 1.297 tonnellate di acciaio inossidabile pari allo 0,6% delle scorie trattate di cui il 45% è inquinante (negli anni la media è 0,5%) • Materiale inerte di dimensione inferiore ai 40 mm: (negli anni la media è 87-89%) • Materiale di dimensione superiore a 150 mm (in media circa il 2%) • Polveri del trituratore da smaltire in discarica

Figura 21

Schema dell'impianto di incenerimento di Alkmaar.



Figura 22

Schema dell'impianto di trattamento delle scorie di Alkmaar.

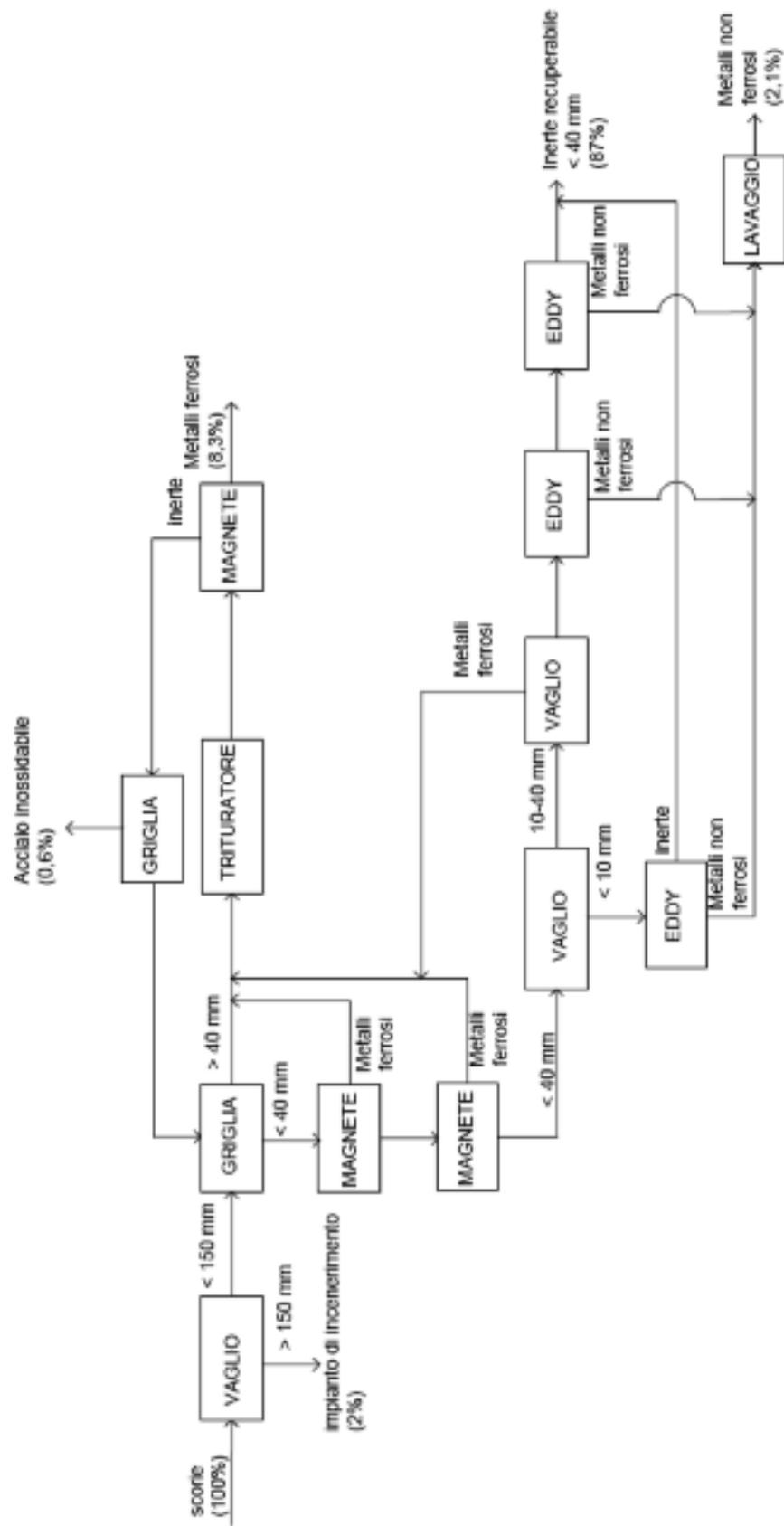


Figura 23

Vaglio a griglia dell'impianto di Alkmaar.



Figura 24

Vaglio a tamburo rotante dell'impianto di Alkmaar.

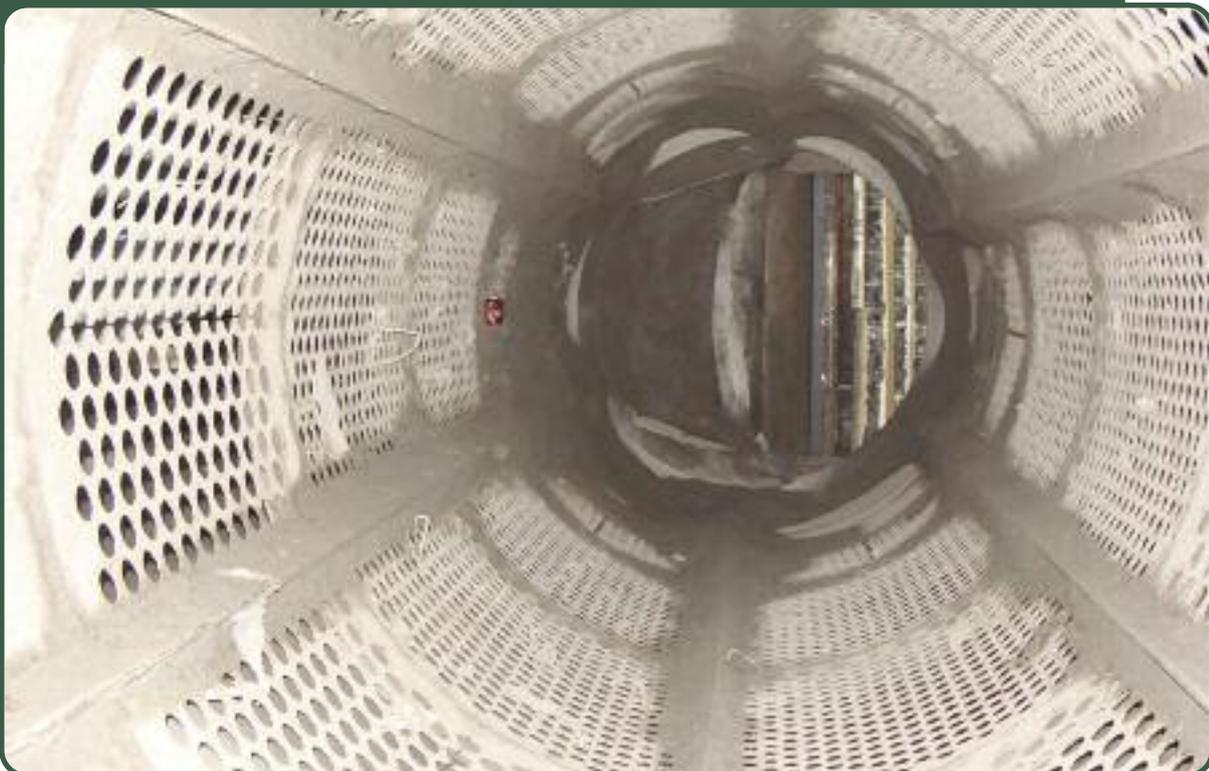


Figura 25

Magnete a rotore dell'impianto di Alkmaar.



Figura 26

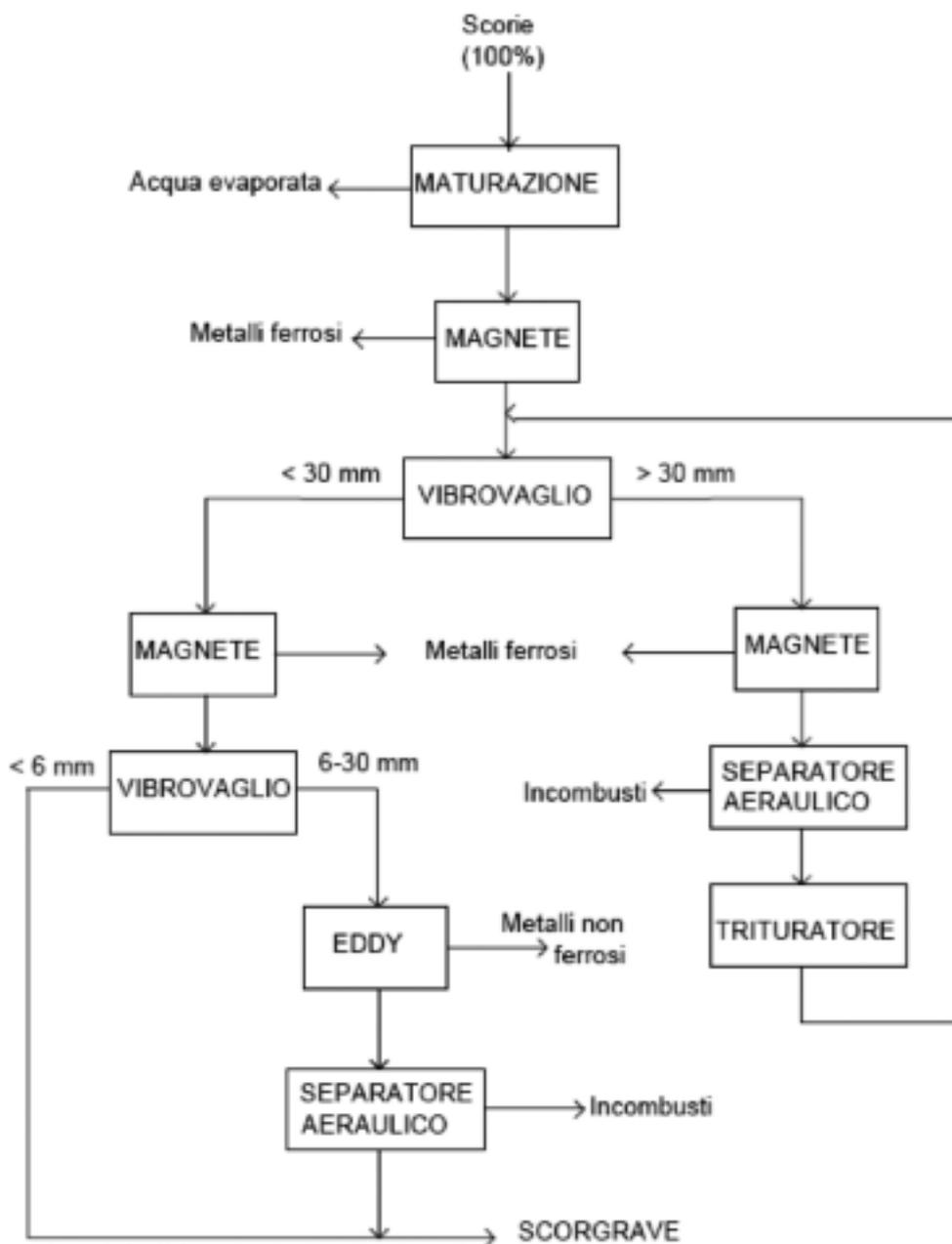
Lame del trituratore prima e dopo l'utilizzo. Impianto di Alkmaar.



9- Scheda tecnica SPL	
Località	Parigi (Francia)
Attività:	Tattamento delle scorie da incenerimento di rifiuti e produzione di granulato per la realizzazione di strade (miscelazione materiale inerte recuperato dalle scorie e inerti da demolizione).
Potenzialità	200.000 t anno ¹ di scorie provenienti da 4 inceneritori localizzati nei dintorni di Parigi.
Trattamento delle scorie:	<p>Le scorie, che arrivano all'impianto per via fluviale, sono stoccate per tre mesi per permetterne la maturazione. Durante questo periodo i materiali incombusti sono ossidati ed avviene un processo di carbonatazione che riduce la lisciviazione dei metalli pesanti, soprattutto del piombo. Inoltre si riduce l'umidità del 2-3%.</p> <p>Una volta al mese le scorie provenienti da ciascun inceneritore vengono analizzate per valutarne la qualità. La normativa francese identifica tre categorie di scorie: valorizzabili direttamente, maturabili e valorizzabili previo trattamento, non valorizzabili. E' necessario mantenere separate le scorie provenienti dai quattro inceneritori in modo da garantire la tracciabilità del prodotto ottenuto al termine del trattamento. Le scorie maturate vengono alimentate all'impianto meccanico. Il primo trattamento consiste in una separazione dei metalli ferrosi di maggiori dimensioni. Successivamente è presente una separazione granulometrica con vaglio vibrante:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Il materiale di dimensione inferiore a 30 mm viene suddiviso su tre linee. Ciò permette di avere un maggior controllo del processo e di raggiungere efficienze più elevate. Il primo trattamento di ciascuna linea è un magnete per la rimozione dei metalli ferrosi; successivamente è presente un ulteriore vibrovaglio che permette di separare il materiale in due flussi: <ul style="list-style-type: none"> - il materiale di dimensione inferiore ai 6 mm viene recuperato direttamente senza ulteriori trattamenti; - il materiale di dimensione 6-30 mm viene sottoposto all'azione di tre separatori a correnti indotte in serie, per la rimozione dei metalli non ferrosi, e di un separatore aeraulico per la rimozione degli incombusti. <p>Il materiale inerte recuperato dai due flussi viene successivamente miscelato.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Il materiale di dimensione superiore ai 30 mm viene sottoposto all'azione di un magnete e successivamente di un separatore aeraulico che permette di rimuovere il materiale incombusto di grosse dimensioni e i grossi rottami non ferrosi che creerebbero dei problemi alla successiva fase di triturazione. Il materiale triturato viene ricircolato in testa al primo vaglio (30 mm).
Materiali in uscita dal trattamento delle scorie:	<p>L'impianto produce differenti granulati a seconda che il materiale debba essere utilizzato per la realizzazione del sottofondo stradale o degli strati più superficiali. Nel primo caso il contatto è minimo e le scorie possono essere utilizzate da sole, previa maturazione e trattamento per la rimozione dei metalli e degli incombusti. Nel secondo caso il contatto è superiore e le scorie devono essere miscelate con inerti e cemento.</p> <ul style="list-style-type: none"> • SCORGRAVE (scorie valorizzate): è costituito da materiale granulato di dimensione inferiore a 31,5 mm per la realizzazione di strade ed inferiore a 50 mm per la realizzazione di terrapieni. I terrapieni possono essere realizzati con altezza superiore a 3 m, purché vi sia uno strato di ricopertura vegetale di almeno 0,5 m. SCORGRAVE può essere utilizzato per la realizzazione sia dello strato superficiale della carreggiata sia del sottofondo stradale, purché la strada sia caratterizzata da un traffico poco intenso (spessore 50 cm circa). • SCORSABLE (miscela di sabbia e scorie trattata con leganti idraulici): è una miscela di sabbia, di SCORGRAVE 1-20 mm (30-45%) e di leganti idraulici (4-8%). Può essere utilizzato per la realizzazione dello strato superficiale della carreggiata (15-35 cm di spessore) e per la realizzazione del sottofondo stradale in tutte le condizioni di traffico (spessore 20 cm circa). • SCORCIM (scorie trattate con leganti idraulici): si ottiene miscelando dello SCORGRAVE 0-20 mm con del legante idraulico. Può essere utilizzato per la realizzazione dello strato superficiale delle strade (spessore di 30-50 cm) e per la realizzazione di sottofondi stradali (spessore 15-35 cm circa). • SCORMOUSSE (scorie trattate con schiuma di bitume): è costituita da SCORGRAVE di dimensione 0-14 mm o 0-20 mm al quale viene aggiunto del bitume in schiuma. Eventualmente possono essere addizionati altri inerti per modificare la distribuzione granulometrica del materiale. Viene utilizzato per la realizzazione dello strato superficiale della carreggiata, sul quale viene steso l'asfalto (spessore 7-15 cm). • SCORCAN (calcestruzzo di scorie): è un materiale fluido e fittotropico che viene usato per la copertura continua ed uniforme dei canali e il riempimento di trincee. E' costituito da una miscela di SCORGRAVE di granulometria 0-20 mm e di ceneri volanti silico alluminato trattate al cemento. Il tenore di acqua è aggiustato al fine di ottenere una consistenza adeguata. E' un materiale incompressibile, che non necessita di alcuna compattazione ed è impermeabile. • SCORIVE (calcestruzzo di scorie autocompattante): viene usato soprattutto per la realizzazione delle sponde quando si effettua un allargamento della carreggiata stradale. Più in generale è usato in tutte quelle situazioni nelle quali la realizzazione del sottofondo stradale o dello strato superficiale della carreggiata con i metodi tradizionali, che richiedono la compattazione del materiale, risulta difficile. E' ottenuto da SCORGRAVE 0-20 mm o 0-31,5 mm trattato con del legante idraulico. E' un materiale fittotropico, fluido, autocompattante. <p>I materiali recuperati dall'impianto di trattamento delle scorie sono:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Metalli ferrosi (2-10% a seconda che l'impianto di incenerimento dal quale provengono le scorie effettui un primo processo di deferrizzazione) • Metalli non ferrosi (0,5-2%) • Incombusti (2-4%) • Inerti recuperabili

Figura 27

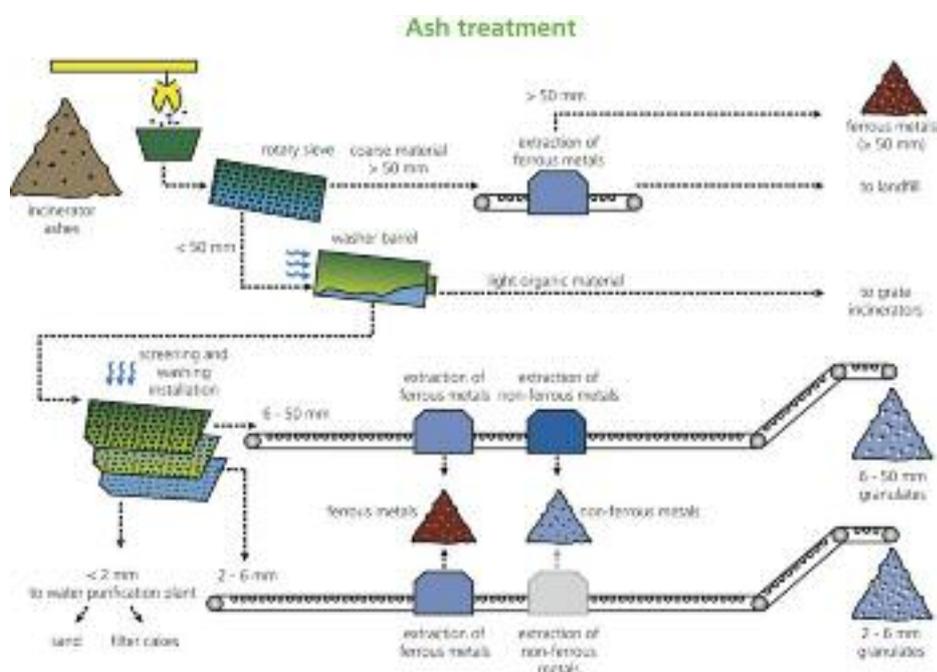
Schema dell'impianto di trattamento delle scorie SPL.



10- Scheda tecnica Indaver (Anversa, Belgio)	
Località	Anversa (Belgio)
Attività:	<p>L'impianto tratta le scorie prodotte dai tre forni a griglia presenti nel medesimo sito, che processano complessivamente circa 400.000 t anno⁻¹ di rifiuti (circa 50% rifiuti solidi urbani e 50% rifiuti speciali), al fine di recuperare metalli e materiale granulato per utilizzi nell'industria delle costruzioni o come sottofondi.</p> <p>L'impianto è inserito all'interno di un complesso che comprende anche tre forni a letto fluido per il trattamento di fanghi di depurazione e rifiuti speciali, oltre ad altre installazioni per particolari tipologie di rifiuti e ad una discarica di servizio.</p>
Potenzialità	Circa 100.000 t anno ⁻¹ , ovvero tutto quanto prodotto dai tre forni a griglia.
Materiali in ingresso:	<ul style="list-style-type: none"> • Scorie da termovalorizzatori di RU e assimilabili • Acqua per i trattamenti ad umido
Trattamento delle scorie:	<p>Non è prevista una fase di maturazione iniziale (ageing). Le scorie subiscono una prima separazione granulometrica mediante vagliatura ad umido.</p> <p>La <u>frazione grossolana (> 50 mm)</u>, dopo deferrizzazione, viene avviata in discarica. Questo materiale (circa il 3-4% delle scorie totali) viene periodicamente trattato con un impianto mobile per il recupero dei non ferrosi, che rappresentano circa il 5%.</p> <p>La <u>frazione inferiore ai 50 mm</u> subisce un primo lavaggio rotativo per la separazione, per densità, di plastica e carta. Tale flusso ritorna all'impianto di incenerimento.</p> <p>Successivamente il materiale inferiore ai 50 mm viene suddiviso, sempre in un'apparecchiatura ad umido, in tre tagli granulometrici:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 6 - 50 mm, con successiva rimozione di ferro e metalli non ferrosi • 2 - 6 mm, con successiva rimozione del ferro • < 2 mm, avviata ad una sezione di disidratazione, dalla quale si originano due flussi: <ul style="list-style-type: none"> - sabbia - fanghi (filter cake) <p>I due granulati prodotti (6 - 50 e 2 - 6) vengono stoccati all'aperto per circa 2 - 3 mesi, principalmente al fine di ridurre la lisciviabilità del rame, che risulta il metallo più critico.</p>
Materiali in uscita:	<p>I materiali attualmente prodotti dall'impianto sono i seguenti (valori arrotondati):</p> <ul style="list-style-type: none"> • Frazione ferrosa: 10% • Frazione magnetica debole: 2,6% • Frazione non ferrosa: 2,1% • Granulato 6 - 50 mm: 20% • Granulato 2 - 6 mm: 14% • Sabbia (0,67 - 2 mm): 31% • Fanghi (< 0,67 mm): 12% • Frazione residua: 8%
Composizione della frazione non ferrosa:	<p>Alluminio: 55 - 65%</p> <p>Rame: 5 %</p> <p>Ottone: 4 - 10%</p> <p>Acciaio inox: 2 - 4%</p>
Svilupi futuri:	<p>Attualmente la frazione non ferrosa viene separata solo dal flusso di granulato 6 - 50 mm. E' in previsione l'installazione di un separatore a correnti indotte anche sul flusso 2 - 6 mm, all'interno del quale si stima una presenza di 1 - 1,5% di metalli non ferrosi. E' tuttavia necessario un separatore potenziato, a sua volta preceduto da un deferrizzatore potenziato che consenta di rimuovere anche gli ossidi di ferro.</p> <p>Con questi interventi di ulteriore rimozione dei non ferrosi <u>se ne stima un potenziale recupero compreso tra il 4 e il 6% delle scorie totali trattate</u>, rispetto all'attuale 2,1%, derivante dalla sola frazione 6 - 50.</p>
Osservazioni:	<p>La scelta di un trattamento ad umido risulta fondamentale per poter utilizzare i granulati come sottofondi stradali, ai sensi della normativa particolarmente stringente attualmente in vigore nelle Fiandre. Il metallo più critico nei test di cessione risulta essere il rame, che si concentra prevalentemente nella sabbia. Quest'ultima viene quindi conferita in discarica per utilizzi tecnici. D'altro canto il sistema ad umido peggiora la resa di recupero dei metalli non ferrosi nei sistemi a correnti indotte.</p> <p>E' stata valutata la presenza di alluminio anche nelle frazioni fini (sabbia e fanghi). Si stimano i seguenti valori:</p> <ul style="list-style-type: none"> • circa 2-3% di alluminio totale nelle sabbie (da analisi XRF) • circa 4% di alluminio sul secco nei fanghi

Figura 28

Schema di flusso della linea di trattamento delle scorie presso l'impianto Indaver.



* in realtà attualmente questo flusso va in discarica, dove subisce periodicamente un trattamento di recupero dei non ferrosi mediante impianto mobile

**APPENDICE II:
STUDI DI LETTERATURA
SULLA LISCIVIAZIONE
DALLE CENERI PESANTI**

Per anno di pubblicazione, in ordine alfabetico

Becquart F., Bernard F., Abriak N.E., Zentar R., 2009. Monotonic aspects of the mechanical behaviour of bottom ash from municipal solid waste incineration and its potential use for road construction. *Waste Management*, 29, 1320-1329.

Obiettivo del lavoro descritto in tale articolo è quello di descrivere il comportamento meccanico delle scorie per verificare la loro effettiva utilizzabilità nella costruzione di strade in luogo dei tradizionali aggregati naturali. A questo scopo sono stati compiuti numerosi test, quali test di compressione monodimensionali e tridimensionali, sia su scorie non trattate sia su scorie trattate con uno specifico legante idraulico. I risultati mostrano che le scorie studiate appaiono come un materiale granulare, caratterizzato da un comportamento meccanico molto simile a quello di materiali granulari naturali quali sabbia e ghiaia. Comunque, gli autori sottolineano che un'attenzione particolare deve essere posta alla natura eterogenea delle scorie e quindi molti altri dati da esperimenti in laboratorio sono necessari per assicurare la validità statistica dei risultati ottenuti.

Toller S., Kärrman E., Gustafsson J.P., Magnusson Y., 2009. Environmental assessment of incinerator residue utilisation. *Waste Management*, 29, 2071-2077.

Utilizzando un approccio basato sul concetto di LCA, confrontano tre possibili scenari di gestione delle scorie da inceneritori di rifiuti urbani: utilizzo delle scorie nella realizzazione di strade, utilizzo delle scorie come strato drenante nella copertura finale di discariche, smaltimento in discarica. Allargando i confini dei sistemi analizzati, i tre scenari confrontati sono: 1) utilizzo delle scorie come materiale drenante ed utilizzo di pietrisco nella realizzazione di strade 2) utilizzo delle scorie nella realizzazione di strade ed utilizzo di sabbia come strato drenante nella copertura finale di discariche 3) smaltimento in discarica delle scorie e quindi uti-

lizzo di pietrisco nella realizzazione di strade ed utilizzo di sabbia come strato drenante nella copertura finale di discariche. Le stime dei valori di lisciviazione dalle scorie e dal pietrisco sono state basate su valori ottenuti da esperimenti condotti in laboratorio combinati con assunzioni sul livello futuro (in un periodo di 100 anni) di infiltrazione, mentre la lisciviazione dalla sabbia (che è un materiale naturale) non è stata considerata. Questi valori sono comunque soggetti a grande incertezza. Si conclude che l'utilizzo delle scorie (soprattutto per la costruzione di strade) rispetto allo smaltimento in discarica permette di risparmiare energia e risorse naturali, mentre le conseguenze dovute alla lisciviazione dei contaminanti sono molto incerte e dipendono dallo specifico materiale.

Lind B.B., Norrman J., Larsson L.B., Ohlsson S.-A., Bristav H., 2008. Geochemical anomalies from bottom ash in a road construction – Comparison of the leaching potential between an ash road and the surroundings. *Waste Management*, 28, 170-180.

È stata realizzata una strada suddivisa in due sezioni, una utilizzando scorie di inceneritori di rifiuti urbani ed una utilizzando aggregati convenzionali. Non è stato messo asfalto. Si è quindi fatto un confronto della lisciviazione e dell'accumulo di sostanze inorganiche (Al, Na, K, Mg, Cu, Zn) nei dintorni della strada utilizzata come test con la naturale lisciviazione dal suolo, ossia è stato effettuato un confronto tra queste tre situazioni: strada con scorie, strada con ghiaia e assenza di strada. La lisciviazione a lungo termine è stata modellizzata calcolando teoricamente in laboratorio la lisciviazione con un rapporto L/S di 125 (pari ad un periodo di 1000 anni) utilizzando come base di calcolo i test standard di lisciviazione con L/S pari a 2 (16 anni) e a 10 (80 anni) e i dati di precipitazione locali. Confrontando la composizione chimica di scorie e ghiaia, si vede che le scorie hanno meno K, il contenuto di Al e Na è dello stesso ordine di grandezza mentre il contenuto di Mg, Cu e Zn è più alto nelle scorie. Gli autori concludono

che: 1) per Al, Na, K e Mg c'è poca lisciviazione sul lungo periodo e il potenziale accumulo non eccederà il valore di background nei 1000 anni; 2) per il Cu, nel breve periodo (16 e 80 anni) c'è una forte lisciviazione dalla strada con scorie, ma dopo 1000 anni il valore del background eccede quello sia della strada con scorie che della strada con ghiaia; 3) per lo Zn, la differenza nel breve periodo (16 e 80 anni) è limitata, ma dopo 1000 anni l'ammontare di zinco lisciviato dalla strada con scorie eccede il valore di background approssimativamente di 300 volte; 4) non c'è evidenza di un particolare trend del pH nel periodo esaminato; 5) c'è una discrepanza tra i test di laboratorio e i dati registrati sul campo. Riassumendo, gli autori concludono che niente nello studio che loro hanno condotto indica che l'uso delle scorie da inceneritori nella costruzione di strade in aree non sensibili possa causare danni ambientali al suolo e alle acque sotterranee dovuti alla lisciviazione dei metalli analizzati. È importante però che la prospettiva a breve termine, che spesso è utilizzata per valutare l'impatto ambientale delle scorie nella costruzione di strade, venga completata con una prospettiva di lungo termine riguardo alla lisciviazione e allo spargimento delle sostanze.

Astrup T., 2007. Pretreatment and utilization of waste incineration bottom ashes: Danish experiences. *Waste Management*, 27, 1452-1457.

In Danimarca circa il 70-90% delle scorie è utilizzato per la costruzione di parcheggi, argini, sottofondi stradali o materiale di riempimento per il ripristino di aree. Nel gennaio 2001 è però stata introdotta una normativa che fissa dei limiti stringenti per la lisciviazione dalle scorie, che ne ha messo in discussione gli utilizzi sopra elencati. In particolare, la lisciviazione di Cl, Na e solfati e quella di Cu, Cr, As, Ni, Cd e Pb è risultata piuttosto critica. Si sono quindi effettuati vari studi dai quali si è concluso che una prolungata maturazione associata ad un lavaggio delle scorie può ridurre significativamente la lisciviazione. Infatti, la lisciviazione di Cu, Cr, Pb e Zn diminuisce significativamente dopo 8

mesi di stoccaggio così come si riduce anche la lisciviazione di NaCl; per contro sembra aumentare la lisciviazione dei solfati. Il lavaggio con acqua permette di ridurre la concentrazione nel lisciviato dei solfati e di Cl, Na e Cu e in parte anche di Cr e Pb. Si è visto anche che la rimozione della parte fine minore di 100-125 micron migliora le caratteristiche di lisciviazione in quanto si allontana il materiale più ricco di sali e di metalli pesanti. Si è determinato inoltre che il recupero dei metalli non magnetici è pari allo 0,2-0,5% in peso delle scorie e quello dei metalli magnetici 3,6-6,9%.

Birgisdóttir H. H., Bhandar G., Hauschild M.Z., Christensen T.H., 2007. Life cycle assessment of disposal of residues from municipal solid waste incineration: Recycling of bottom ash in road construction or landfilling in Denmark evaluated in the ROAD-RES model. *Waste Management*, 27, S75-S84.

Nello studio riportato si sono confrontati due diversi scenari di gestione delle scorie da inceneritori di rifiuti urbani: smaltimento in una discarica costiera in Danimarca e riutilizzo delle scorie come sottofondo stradale in una strada secondaria asfaltata. Il confronto viene effettuato utilizzando la tecnica della LCA andando ad espandere i confini dei sistemi e quindi i due sistemi confrontati sono: 1) scorie smaltite in discarica 2) scorie utilizzate nella realizzazione della strada evitando l'utilizzo di ghiaia. Per tener conto dell'impatto associato alla presenza di metalli pesanti e di organici persistenti dopo 100 anni, hanno introdotto una nuova categoria di impatto chiamata Stored Ecotoxicity. La lisciviazione dei metalli pesanti e dei sali dalle scorie è stata stimata da una serie di test di laboratorio di lisciviazione. Concludono che applicando un approccio LCA, i due scenari analizzati risultano in impatti ambientali simili. Più in dettaglio: 1) in un periodo di 100 anni, l'ecotossicità acquatica è l'impatto ambientale maggiore e vale 7 mPerson Equivalent t¹ di scoria per lo scenario della discarica e 10 mPerson Equivalent t¹ di scoria per lo scenario del riutilizzo; la differenza dei due scenari negli altri indicatori (ef-

fetto serra, formazione fotochimica di ozono, arricchimento in nutrienti, acidificazione, assottigliamento dello strato di ozono, tossicità umana via aria/acqua/suolo, ecotossicità in acqua/suolo, stored ecotoxicity) è marginale; 2) quando si considera un tempo maggiore di 100 anni l'impatto maggiore è la stored ecotoxicity con un valore di circa 3 PE t⁻¹ di scoria per entrambi gli scenari; 3) il rame è l'elemento che contribuisce maggiormente agli impatti ambientali, sia nei 100 anni che dopo; 4) per quanto riguarda il consumo di risorse naturali, lo scenario del riutilizzo delle scorie determina un risparmio di ghiaia ma un inquinamento dell'acqua sotterranea dovuto alla lisciviazione dei sali dalle scorie mentre lo scenario della discarica determina un consumo maggiore di argilla.

Hjelmar O., Holm J., Crillesen K., 2007. **Environmental impacts of MSWI bottom ash utilisation in road construction – results from a large scale demonstration site. Proceedings Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy – 1-5 October.**

Le scorie di 3 diversi inceneritori sono state utilizzate nella realizzazione di sottofondi stradali. Gli autori riportano i risultati del rilascio di contaminanti dalle scorie in sito e dalle scorie precedentemente testate in laboratorio. I risultati di confronto mostrano delle differenze, in particolare per il pH che è generalmente più alto negli eluati dei test in laboratorio, probabilmente a causa della carbonatazione che si verifica in sito. Per molti sali e vari elementi in tracce si è trovata invece concordanza tra i risultati di laboratorio e quelli misurati in campo, soprattutto per i campioni prelevati nei punti centrali della strada e quindi meno esposti all'atmosfera e all'effetto bordo. Fanno però eccezione il Cu e il DOC.

Åberg A., Kumpiene J., Ecke H., 2006. **Evaluation and prediction of emissions from a road built with bottom ash from municipal solid waste incineration (MSWI). Science of the Total Environment, 355, 1-12.** È stata realizzata nel 2001 nel nord della Svezia

una strada utilizzando scorie da inceneritori di rifiuti urbani. È stato quindi raccolto il lisciviato da sezioni asfaltate aventi come materiali di riempimento (spessore 0,4 m) scorie o ghiaia. Nell'articolo sono riportati i risultati di un anno di analisi del lisciviato. In particolare, il pH medio del lisciviato da scorie è stato pari a 10,7 (ad indicare che in un solo anno il processo di carbonatazione non ha un significativo impatto) mentre quello da ghiaia 7,8. Inoltre si è visto che: 1) le concentrazioni di cloro nel lisciviato da scorie erano quasi 1000 volte più grandi di quelle nel lisciviato da ghiaia; 2) il lisciviato da scorie aveva più alte concentrazioni di cromo (10 volte) e rame (2 ordini di grandezza maggiori); 3) in generale la lisciviazione del cadmio è stata così limitata da raggiungere molte volte il limite di misurazione; 4) la lisciviazione del piombo è stata di pochissimi microgrammi; 5) lo zinco è l'unico elemento in tracce la cui concentrazione è risultata maggiore nel lisciviato da ghiaia rispetto a quello da scoria. Gli autori concludono quindi che nel primo anno il lisciviato da scorie è più contaminato di quello da ghiaia e quindi questo richiede che la qualità del lisciviato venga valutata per un periodo più lungo rispetto al solo anno di analisi prima che questo metodo di riutilizzo delle scorie possa essere generalmente accettato. Inoltre si è visto che i dati di lisciviazione che si possono ricavare con esperimenti in laboratorio sono simili a quelli riscontrati sul campo per Ni, Pb, Zn e Cu ma non per Cd e Cr.

Birgisdóttir H. H., Pihl K.A., Bhandar G., Hauschild M.Z., Christensen T.H., 2006. **Environmental assessment of roads constructed with and without bottom ash from municipal solid waste incineration. Transportation Research Part D, 11, 358-368.**

Con la tecnica della LCA hanno confrontato gli impatti associati alla realizzazione/gestione di una strada realizzata con scorie da inceneritori di rifiuti urbani oppure con materiale convenzionale. Gli scenari confrontati sono quindi: 1) strada realizzata con aggregato naturale; 2) strada realizzata con scorie evitando quindi il loro smaltimento in discarica. I risultati mostrano che la differenza tra i due

scenari è marginale e che la pratica invernale di spargere sale sulla strada per sciogliere il ghiaccio può portare a significativi impatti di un ordine di grandezza maggiore di quelli associati alla lisciviazione dalle scorie. Lo scenario 2 permette una riduzione del 10% del consumo di aggregato naturale grazie al riciclo delle scorie ma produce un aumento del 10% della risorsa inquinamento dell'acqua sotterranea a causa della lisciviazione di sali dalle scorie.

Ecke H., Åberg A., 2006. Quantification of the effects of environmental leaching factors on emissions from bottom ash in road construction. *Science of the total Environment*, 362, 42-49.

Hanno analizzato l'influenza di alcuni parametri (pH, rapporto L/S, tempo di lisciviazione, atmosfera di lisciviazione) sulla concentrazione di Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn nel lisciviato da scorie. Hanno visto che il pH è il fattore più importante che influenza la mobilità dei metalli. A pH pari a 4 per Cd, Cu, Ni e Zn inoltre si è vista una certa influenza della grandezza pH X L/S, mentre questo non si è osservato a pH pari a 10. Quindi, per la determinazione della mobilità dei metalli durante la vita di una strada costruita con scorie, propongono un test di lisciviazione a pH controllato realizzato in due step: propongono di usare un pH pari a 10 e un pH pari a 7 e un rapporto L/S pari a 10 nello step 1 e pari a 50 nello step 2. Comunque, gli autori specificano che i modelli di regressione che spiegano la lisciviazione devono essere testati utilizzando dati su campo.

Olsson S., Kärrman E., Gustafsson J.P., 2006. Environmental systems analysis of the use of bottom ash from incineration of municipal waste for road construction. *Resources, Conservation and Recycling*, 48, 26-40.

Utilizzando la tecnica della LCA gli autori hanno confrontato due diversi scenari di gestione delle scorie da inceneritori di rifiuti urbani: smaltimento in discarica e utilizzo come sottofondo stradale. Allargando i confini del sistema, i due scenari con-

frontati sono: 1) scorie smaltite in discarica ed utilizzo di pietrisco per la realizzazione della strada; 2) scorie utilizzate nella realizzazione della strada.

Gli autori concludono che lo scenario della discarica utilizza più energia e crushed rock dello scenario che utilizza le scorie per la realizzazione della strada mentre questo secondo scenario determina una maggiore lisciviazione di contaminanti quali Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn se si considera un periodo di 100 anni mentre la lisciviazione è simile nei due scenari quando si considera un tempo infinito. Gli autori specificano però che i dati della lisciviazione sono basati su esperimenti in laboratorio e quindi i risultati devono essere presi con la dovuta cautela.

Birgisdóttir H., 2005. Life cycle assessment model for road construction and use of residues from waste incineration. Ph.D. Thesis, Institute of Environment & Resources - Technical University of Denmark.

È la tesi di dottorato di Birgisdóttir H. da cui poi sono scaturiti i due articoli sopra riportati.

In più si riporta che dai test di lisciviazione effettuati con un rapporto L/S di 2 l/kg si è visto che la concentrazione dei metalli pesanti Cr, Cu e Ni è generalmente più alta nel lisciviato delle scorie mentre la concentrazione del Cd è più alta nel lisciviato della ghiaia.

Øygard J.K., Gjengedal E., Måge A., 2005. Mass-balance estimation of heavy metals and selected anions at a landfill receiving MSWI bottom ash and mixed construction wastes. *Journal of Hazardous Materials*, A123, 70-75.

Gli autori hanno valutato la quantità di metalli pesanti e di anioni prodotti dalle scorie di un inceneritore norvegese smaltite in discarica lisciviati nel percolato. Riportano sia il contenuto di questi metalli (Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, Hg, Pb) che degli anioni (Cl e SO₄²⁻) nelle scorie che poi sono state messe in discarica e nel rifiuto che ha generato tali scorie prima che venisse incenerito. Inoltre riportano le concentrazioni di questi stessi elementi nel percolato analizzato (le scorie sono state depositate nel 2002

e nel 2003 e il percolato analizzato corrisponde proprio a questo periodo). Supponendo che tutti i metalli e gli anioni presenti nel percolato vengano appunto dalle scorie (anche se nella stessa discarica erano stati smaltiti anche un po' di rifiuti da demolizione e sabbia di fonderia), si è visto che la percentuale di elemento passato dalle scorie al percolato è: l'80% per Cl; 18% per SO_4^{2-} ; 0,55% per Cr; 0,1% Ni; 0,059% Hg; 0,024% Cd; 0,017% Cu; 0,001% Pb e Zn. Gli autori specificano però che i risultati riportati sono validi solo a breve termine: bisognerebbe quindi determinare l'impatto potenziale a lungo termine dello smaltimento delle scorie in discarica.

Forteza R., Far M., Seguí C., Cerdá V., 2004. Characterization of bottom ash in municipal solid waste incinerators for its use in road base. Waste Management, 24, 899-909.

Lo scopo dello studio è stato quello di determinare le caratteristiche fisiche (umidità, densità apparente e in mucchio, cristallinità ecc.), ingegneristiche (distribuzione granulometrica, resistenza all'abrasione,

resistenza agli impatti, ecc.) e chimiche (compresa la lisciviazione in funzione del tempo di maturazione) delle scorie di inceneritori di rifiuti urbani per verificarne il loro possibile riutilizzo. I risultati ottenuti indicano che le scorie analizzate possono essere utilizzate, dopo un periodo di maturazione di almeno un mese, per la realizzazione di sottofondi stradali, per innalzare il livello del suolo fino alla quota desiderata, per il ripristino di zone degradate dovute ad attività estrattive. Molte problematiche sono invece state individuate nell'utilizzo delle scorie in miscelazione al cemento per fondazioni in ghiaia-cemento e per pavimentazioni in calcestruzzo. Questi due ultimi utilizzi possono essere previsti solo miscelando le scorie con dell'aggregato naturale.



Pubbli^{media}



CiAI Consorzio
Imballaggi
Alluminio

POLITECNICO DI MILANO



DIPARTIMENTO DIAR



federambiente