

POLITECNICO DI MILANO

Facoltà di Ingegneria Industriale

Corso di Laurea in
Ingegneria Meccanica



Studio di un metodo di smaltimento del rifiuto urbano: invio di CDR (Combustibile Derivato da Rifiuto) in co-combustione in cementificio

Relatore: Prof. Stefano CONSONNI

Co-relatore: Prof. Federico VIGANO'

Tesi di Laurea di:

Matteo AGOSTINI Matr. 739988

Matteo BOVERI Matr. 735477

Anno Accademico 2010 - 2011.

Ringraziamenti

Si ringraziano, in ordine alfabetico, tutte le persone che hanno risolto i nostri dubbi, risposto alle nostre domande, dedicandoci il loro tempo prezioso e hanno contribuito in qualche modo alla stesura della tesi: la Prof.ssa Alessandra Bonoli, il Prof. Stefano Consonni e tutto lo staff del Leap, la Dott.ssa Giuliana D'Imporzano, il Prof. Giovanni Dotelli, e tutti gli operatori dell'impianto di Siderno, l'Ing. Forte, Nobile Molinari, l'Ing. Paolo Moschini, l'Ing. Costanza Scacchi e il Prof. Francesco Viganò.

Indice Generale

1	La produzione e lo smaltimento dei rifiuti in Europa e in Italia	19
1.1	Definizione di rifiuto.....	19
1.2	Contesto europeo della produzione di rifiuti.....	19
1.3	Il contesto italiano della produzione di rifiuti	22
1.3.1	Produzione di rifiuti urbani	24
1.3.2	Produzione di rifiuti speciali e pericolosi.....	26
1.4	Raccolta e trasporto.....	26
1.5	Raccolta differenziata	27
1.6	Riciclaggio	29
1.7	Discarica controllata	31
1.8	Compostaggio	32
1.9	Termoutilizzazione	34
1.9.1	Possibili tecnologie di termoutilizzazione	34
2	Gestione dei rifiuti in Europa e in Italia.....	41
2.1	Gestione dei rifiuti: contesto europeo	41
2.1.1	Smaltimento in discarica.....	41
2.1.2	Incenerimento.....	42
2.1.3	Gestione rifiuti di imballaggio	43
2.2	Gestione dei rifiuti: contesto italiano	44
2.2.1	Raccolta differenziata (RD), risultati ottenuti a livello nazionale	44
2.2.2	Riciclo	47
2.2.3	Quantità di rifiuti in discarica	49
2.2.4	Trattamento meccanico biologico	50
2.2.5	Compostaggio	51
2.2.6	Incenerimento di rifiuti	53
2.3	Il problema del consenso e proposta di una sua possibile soluzione	55
3	Produzione di CDR.....	59

3.1	Caratterizzazione del residuo da RD (Raccolta Differenziata)	59
3.1.1	Rifiuto di partenza.....	59
3.1.2	Scenari della raccolta differenziata	60
3.1.3	Recupero di materia: efficienze di selezione e riciclaggio	62
3.2	Perché produrre un CDR.....	66
3.3	Processo di produzione del CDR preso in esame.....	66
3.4	Impianto di riferimento	68
3.5	Fasi della filiera presa in considerazione	70
3.5.1	Omogeneizzazione dimensionale del RSU	71
3.5.2	Bioessicazione.....	71
3.5.3	Raffinazione meccanica del bioessicato.....	72
3.6	Dati per la taratura del modello di bioessicazione	79
3.6.1	Dati dell'impianto di Siderno	79
3.6.2	Dati dell'Università di Trento	84
3.7	Dati per la validazione del modello di vagliatura.....	85
4	Modellizzazione della filiera MBT e risultati	87
4.1	Modellizzazione della bioessicazione	87
4.1.1	Il Codice GS.....	87
4.1.2	Assunzioni termodinamiche	88
4.1.3	IL Codice GASPRO.....	89
4.1.4	Modello originale di partenza	89
4.1.5	Modello a “due combustibili”	91
4.1.6	Modello finale	92
4.1.7	Assunzioni e ipotesi di calcolo per la taratura del modello.....	94
4.2	Modello del vaglio a tamburo rotante	98
4.2.1	Validazione del modello.....	101
4.3	Risultati ottenuti	102
4.3.1	Risultati della bioessicazione	102
4.3.2	Risultati del modello di vagliatura	106
4.3.3	CDR ottenuto a valle del treno di lavorazioni meccaniche	109

5	Co-combustione di CDR in cementificio.....	115
5.1	Descrizione del processo di produzione del cemento	115
5.1.1	Preparazione della farina.....	116
5.1.2	Produzione del clinker: cottura della farina	116
5.1.3	Produzione di cemento.....	120
5.2	La co-combustione in cementificio: panorama mondiale	121
5.3	La co-combustione in cementificio: panorama italiano	122
5.3.1	Utilizzo di combustibili primari.....	122
5.3.2	Utilizzo del pet-coke nell'industria del cemento a livello globale.....	122
5.3.3	Situazione italiana dell'impiego di pet-coke.....	125
5.3.4	Utilizzo di combustibili secondari	125
5.4	Possibili sviluppi.....	127
5.5	Aspetti tecnici della co-combustione	128
5.5.1	Alimentazione in forno del CDR	128
5.5.2	Aumento del consumo specifico di combustibile	130
5.5.3	Fenomeni di accumulo e incrostazioni nel forno e nel precalcinatore.	131
5.5.4	Il sistema di bypass	132
5.5.5	Riduzione della durata dei refrattari del forno	135
5.5.6	Contaminazione del clinker e lisciviazione.....	135
5.5.7	Emissioni al camino in co-combustione	136
5.5.8	Le emissioni di mercurio in co-combustione in cementificio.....	137
6	LCA (Life Cycle Assessment): scopo, definizione del problema e dati d'inventario	141
6.1	La valutazione del ciclo di vita (LCA) e le sue applicazioni alla gestione dei rifiuti	141
6.1.1	Definizione degli Scopi e degli Obiettivi (Goal definition and Scoping)	143
6.1.2	Inventario (Life Cycle Inventory, LCI).....	143
6.1.3	Valutazione degli Impatti (Life Cycle Impact Assessment, LCIA)	144
6.1.4	Interpretazione dei risultati (Life Cycle Interpretation)	147
6.1.5	LCA dei sistemi di smaltimento e gestione dei rifiuti.....	147

6.2	Software utilizzato per il calcolo LCA.....	148
6.3	Scopo e obiettivo della LCA.....	148
6.4	Unità funzionale.....	150
6.5	Confini della LCA.....	150
6.6	LCI: dati di inventario.....	152
6.6.1	Qualità dei dati raccolti.....	152
6.6.2	Caso 1 (co-combustione di CDR in cementificio): ipotesi e processi considerati.....	153
6.6.3	Caso 2: ipotesi e processi considerati.....	162
7	Risultati e valutazioni dell'analisi LCA.....	169
7.1	LCIA: analisi degli impatti.....	169
7.1.1	Risultati del Caso 1: Co-combustione del CDR in cementificio.....	169
7.1.2	Risultati del Caso 2: Termovalorizzatore a griglia.....	174
7.1.3	Confronto tra i diversi casi di smaltimento: risultati finali.....	175
7.2	Analisi di sensitività sul "pet-coke at refinery".....	177
7.3	Considerazioni aggiuntive post LCA.....	180
8	Conclusioni.....	193

Elenco delle Figure

1.1 – Schema logico dell’organizzazione della tesi.	16
Figura 1.1 - Produzione di RU nei paesi UE 15, nell’anno 2008. Fonte[2].....	20
Figura 1.2 – Andamento della produzione pro capite di rifiuti urbani nell’UE negli anni 1995-2008. Fonte [2].....	20
Figura 1.3 – Istogramma della ripartizione della produzione di rifiuti. Fonte [3].	24
Figura 1.4 - Relazione tra indicatori economici e produzione di rifiuti urbani. Fonte [3].	25
Figura 1.5 - Produzione dei rifiuti speciali totali, fonte [3].	26
Figura 1.6 - Servizi di trasporto rifiuti per l’ecologia e per l’industria. Fonte [5].	27
Figura 1.7 - Schema delle possibilità di recupero dei materiali.	30
Figura 1.8 - Possibili tecnologie di termovalorizzazione. Fonte [9].	35
Figura 1.9 - Inceneritore a griglia mobile, tipo “pareti a tubi d’acqua”. Fonte [9].	36
Figura 1.10 - Inceneritore del tipo a forno rotativo. Fonte [9].	38
Figura 1.11 - Schema di funzionamento del forno a letto fluido. Fonte [9].....	39
Figura 2.1 - Gestione dei rifiuti urbani nell’UE 27, fonte [2].....	41
Figura 2.2 – Numero di impianti di incenerimento nei Paesi europei e, in rosso, milioni di t/anno di rifiuti inceneriti (compresi i cementifici) nel 2006. Fonte [2]	42
Figura 2.3 - Andamento dei rifiuti inceneriti pro-capite UE 27, fonte [2].....	43
Figura 2.4 - Percentuale di RD 2008 in Italia. Fonte [6].....	46
Figura 2.5 – Percentuali delle varie frazioni merceologiche destinata alla RD in Italia nel 2008. Fonte [6].	46
Figura 2.6 – Recupero complessivo, riciclo e tasso di recupero complessivo. Fonte [11].	48
Figura 2.7 - Quantità di rifiuti urbani prodotti e smaltiti in discarica. Fonte [6].	50
Figura 2.8 - Andamento dell’invio di rifiuti a impianti di trattamento meccanico-biologico in Italia dal 2000 al 2008. Fonte [6].....	51
Figura 2.9 – Andamento negli anni della pratica di compostaggio in Italia. Fonte [6].	52
Figura 2.10 - Andamento della quota di rifiuti inceneriti. Fonte [2].....	53
Figura 2.11 – Proporzioni dei rifiuti inceneriti tra urbani, pericolosi e speciali. Fonte [2].	54
Figura 2.12 - Distribuzione per regione degli inceneritori di rifiuti urbani. Fonte [6].	55
Figura 3.1 - Composizione merceologica del rifiuto solido urbano di partenza, a monte di qualsiasi separazione. Fonte [15].	60

Figura 3.2 - Impianto Veolia di trattamento dei RSU di Siderno.....	68
Figura 3.3 - Schema del sistema di produzione a del CDR <i>flusso unico</i>	69
Figura 3.4 - Schema del sistema di produzione a del CDR “flusso separato”	69
Figura 3.5 - Layout dell'impianto di trattamento rifiuti di Siderno	69
Figura 3.6 - Schema del treno di lavorazioni per la produzione del CDR, i valori riportati sono indicativi del tipo di filiera.	70
Figura 3.7 - Area di ricezione del RUR tal quale.	71
Figura 3.8 - Mulino a coltelli [25].	75
Figura 3.9 – Vaglio rotante dell'impianto di Siderno.....	75
Figura 3.10 - Separatore magnetico a nastro, schema di funzionamento	76
Figura 3.11 - Separatore a rullo induttore.....	77
Figura 3.12 - Schema del processo di bioessicazione dell'impianto Veolia (Screenshot del software che Veolia utilizza per regolare i vari parametri del processo di bioessicazione).....	81
Figura 3.13 - Parametri della bioessicazione misurati nell'impianto MBT di Siderno.....	82
Figura 4.1 - Modello della bioessicazione tratto da lavori precedenti inerenti al PRIN	90
Figura 4.2 - Schematizzazione della prima modifica del modello di bioessicazione	91
Figura 4.3 - Modello GS della bioessicazione. Presentazione NAWTEC 2011 [27].....	93
Figura 4.4 – Distribuzioni lognormali del rifiuto all'uscita del lacera sacchi, a monte del vaglio.	101
Figura 4.5 - Variazione di ε in funzione dell'organico del rifiuto	103
Figura 4.6 - Variazione della portata dell'aria fresca in funzione dell'umidità relativa media dell'aria viziata.	104
Figura 4.7 - Distribuzione della pezzatura per classe merceologica	107
Figura 4.8 – Esempio di fattore di area disponibile.....	108
Figura 4.9 - Bilancio di massa del processo di produzione del CDR per lo scenario A. Si riportano anche i valori dei PCI	110
Figura 4.10 - Bilancio di massa del processo di produzione del CDR. Si riportano anche i valori dei PCI.....	111
Figura 4.11 - Bilancio di massa del processo di produzione del CDR per lo scenario C. Si riportano anche i valori dei PCI.	112
Figura 4.12 - Bilancio di massa del processo di produzione del CDR per lo scenario D. Si riportano anche i valori dei PCI.	112
Figura 5.1 - Schema della filiera di trasformazione dalla materia prima al cemento. Fonte [26].	117
Figura 5.2 - Esempio schematico di un tipico forno per la produzione di cemento a 5 stadi di preriscaldamento e precalcinatore ad aria terziaria. Fonte [29].	118

Figura 5.3 - Schematizzazione dei flussi di massa nella produzione di un kg di cemento. Fonte [30].	120
Figura 5.4 - Confronto tra le principali nazioni del mondo sulla sostituzione termica con combustibili alternativi nei cementifici nel 2008. Fonte [31].	121
Figura 5.5 - Percentuali di sostituzione termica in Europa per i diversi combustibili alternativi. Fonte [32].	122
Figura 5.6 – Principali impieghi del coke nell’industria mondiale nel 1999. Fonte [33].	123
Figura 5.7 - Evoluzione storica degli ultimi anni della sostituzione termica nei cementifici italiani. Fonte [30].	126
Figura 5.8 - Grafico a torta riferito al totale della sostituzione termica del 2009 nei cementifici italiani, percentuale per ogni combustibile alternativo. Fonte [30].	126
Figura 5.9 - Punti di alimento del combustibile nelle diverse configurazioni di impianto. Fonte [37].	130
Figura 5.10 - Percentuale di sostituzione nei diversi paesi dal 1996 al 2001. Fonte [37].	132
Figura 5.11 –Grafico tratto dall’esperienza: legame tra SO ₃ -Cl e problemi di blocco. Fonte [39].	134
Figura 5.12 – Schema del flusso di massa di un forno con bypass. Fonte [39].	134
Figura 5.13 - Emissioni di mercurio in funzione della percentuale di sostituzione	139
Figura 6.1 - Fasi dell’LCA [46]	142
Figura 6.2 - Confini dell’analisi LCA	152
Figura 6.3 - Schema del Caso 1 di smaltimento del RUR	153
Figura 6.4 – Schema del processo di bioessiccazione	154
Figura 6.5 - Schema del processo di raffinazione meccanica	156
Figura 6.6 - Schema del processo cementificio alimentato a CDR	158
Figura 6.7 – Suddivisione dei consumi di energia elettrica nel cementificio. Fonte [51]	159
Figura 6.8 - Schema del processo cementificio alimentato a polverino di pet-coke.	160
Figura 6.9 - Schema del processo del mulino di polverizzazione pet-coke	161
Figura 6.10 - Schema del processo di termovalorizzazione.	164
Figura 6.11 – Flusso di massa del processo di trattamento delle scorie del termovalorizzatore. I numeri sono riferiti alla filiera A di raccolta differenziata. (Per gli altri casi si veda la tabella 6.17)	165
Figura 6.12 - Schema del processo di trattamento scorie.	166
Figura 6.13 - Schema del processo di trattamento delle ceneri volanti.	167
Figura 7.1 - Diagramma ad albero CED cementificio	170
Figura 7.2 – Diagramma ad albero GWP100 del cementificio.	171

Figura 7.3 – Diagramma ad albero del CED del processo di produzione di CDR.	172
Figura 7.4 - Diagramma ad albero del GWP100 del processo di produzione di CDR.	173
Figura 7.5 - Diagramma ad albero del calcolo CED del termovalorizzatore a griglia cogenerativo.	174
Figura 7.6 - Diagramma ad albero del GWP100 del termovalorizzatore a griglia cogenerativo.	174
Figura 7.7 - Confronto energetico tra invio del CDR in cementificio e termovalorizzazione diretta del RUR in inceneritore a griglia.	175
Figura 7.8 - Confronto emissivo tra invio del CDR in cementificio e termovalorizzazione diretta del RUR in inceneritore a griglia.	176
Figura 7.9 – Istogramma dell’analisi di sensitività sul pet-coke.	178
Figura 7.10 – Istogramma dell’analisi di sensitività sul pet-coke.	178
Figura 7.11 - Confronto energetico tra invio del CDR in cementificio e termovalorizzazione diretta del RUR in inceneritore a griglia.	179
Figura 7.12 - Confronto emissivo tra invio del CDR in cementificio e termovalorizzazione diretta del RUR in inceneritore a griglia.	179
Figura 7.13 - Confronto del risparmio di energia per i quattro diversi tipi di RUR delle attività di raccolta, selezione e riciclaggio.	183
Figura 7.14 – Confronto delle emissioni evitate di CO ₂ equivalenti per i quattro diversi tipi di RUR delle attività di raccolta, selezione e riciclaggio.	184
Figura 7.15 - Risultato finale comprendente le valutazioni della LCA e delle attività da RSU a RUR.	185
Figura 7.16 - Risultato finale delle emissioni di CO ₂ equivalenti comprendente le valutazioni della LCA e delle attività da RSU a RUR.	185
Figura 7.17 – Istogrammi relativi al CED e al GWP100 delle quattro filiere e dei casi di smaltimento.	187
Figura 7.18 - Risultato finale delle emissioni di CO ₂ equivalenti risparmiate comprendente le valutazioni della LCA e delle attività da RSU a RUR.	188
Figura 7.19 - Risultato finale dell’energia risparmiata comprendente le valutazioni della LCA e delle attività da RSU a RUR.	188
Figura 7.20 - Variazione del risparmio in termini di CO ₂ equivalenti in base alla sostituzione termica del CDR in cementificio; integrazione tra co-combustione in cementificio e termovalorizzazione del tal quale in griglia (produzione di sola energia elettrica, scenario di sostituzione mix italiano).	190
Figura 7.21 - Variazione del risparmio in termini energetici in base alla sostituzione termica del CDR in cementificio; integrazione tra co-combustione in cementificio e termovalorizzazione del tal quale in griglia (produzione di sola energia elettrica, scenario di sostituzione mix italiano).	191

Elenco delle Tabelle

Tabella 1.1 - Situazione italiana nel 2007 della RD, fonte [3].....	21
Tabella 1.2 - Produzione di rifiuti nazionale. Fonte [3].	23
Tabella 1.3 - Flusso dell'aria nei termovalorizzatori a griglia. Fonte [9].	37
Tabella 2.1 Produzione e riciclo dei rifiuti da imballaggi. Fonte [6].	43
Tabella 2.2 - Percentuali e variazione di percentuale di RD in Italia. Fonte [6].	45
Tabella 2.3 - Produzione di carta in Italia nel 2009 Fonte [11].	47
Tabella 2.4 - Riciclo complessivo e dei soli imballaggi della carta nel 2009. Fonte [11].	47
Tabella 2.5 - Riciclo complessivo e dei soli imballaggi del vetro nel 2009. Fonte [11].	48
Tabella 2.6 – Riciclaggio vs recupero energetico (GJ/t). Fonte [6].	49
Tabella 2.7 - Situazione discariche nelle macro-aree italiane. Fonte [6].	50
Tabella 2.8 - Rifiuti misti in impianti meccanico-biologici. Fonte [6].	52
Tabella 2.9 - Numero di impianti di incenerimento. Fonte [2].	54
Tabella 3.1 – Efficienze di raccolta per ciascun materiale nelle quattro filiere analizzate (valori percentuali). Fonte [15].	62
Tabella 3.2 - Efficienze di selezione mono-materiale. Fonte [15].	63
Tabella 3.3 - Efficienze di selezione multi-materiale. Fonte [15].	63
Tabella 3.4 - Efficienze di riciclo dei materiali selezionati. Fonte [15].	63
Tabella 3.5 - Composizione merceologica del RUR nei diversi scenari analizzati. Fonte [15].	64
Tabella 3.6 - Dati PRIN06 ricavati dal rapporto CEWEP (Confederation of European Waste-to-Energy Plants). Classificazione elementare per classe merceologica, su base secca. Fonte [14].	64
Tabella 3.7 – Classificazione elementare per classe merceologica su base umida. Fonte [14].	65
Tabella 3.8 - composizione elementare del RUR per le 4 filiere di RD prese in considerazione (valori in % in massa sul tal quale)	65
Tabella 3.9 - Potenze elettriche di targa dei vari componenti dell'impianto di trattamento rifiuti di Siderno	73
Tabella 3.10 -Indici di separazione del separatore magnetico $massa_{out}/massa_{in}$. Fonte [24].	76
Tabella 3.11 - Indici di separazione del separatore amagnetico $massa_{out}/massa_{in}$. Fonte [24].	77
Tabella 3.12 - Esempio di campionamento dei parametri della biocella. La T1 è una delle quattro sonde della temperatura del cumulo.	82
Tabella 3.13 - Risultati della sperimentazione sulla bioessicazione di Trento ...	84
Tabella 3.14 - Input del modello di bioessicazione.....	85
Tabella 3.15 - Dati di progetto dei vagli osservati a Siderno.	85

Tabella 3.16 – Flussi di massa divisi per classe merceologica, raccolti all'impianto di Siderno.....	86
Tabella 4.1 - Dati di input necessari al modello di bioessicazione. Fonte [24].	94
Tabella 4.2 – Caratterizzazione del rifiuto, [1].....	99
Tabella 4.3 - Parametri caratteristici delle distribuzioni lognormali del rifiuto di tabella 7 [28].....	100
Tabella 4.4 - Risultati della validazione del modello previsionale di vagliatura	101
Tabella 4.5 - SV di partenza, dati comuni ai 4 scenari di RD. (Con y si indica la frazione in peso i-esima).....	102
Tabella 4.6 - Assunzioni di calcolo per il codice GS: la portata di O ₂ , di N ₂ e ε sono ricavati durante i calcoli.	103
Tabella 4.7 – Effetti del fissaggio di O ₂ e N ₂ al cumulo sui SV consumati e residui	105
Tabella 4.8 - Frazioni massiche e PCI del bioessicato.	105
Tabella 4.9 - Indici di separazione del vaglio ottenuti dal modello MatLab.	109
Tabella 4.10 - Composizione merceologica del CDR nello scenario A.	110
Tabella 4.11 - Composizione merceologica del CDR nello scenario B.	110
Tabella 4.12 - Composizione merceologica del CDR nello scenario C.	111
Tabella 4.13 - Composizione merceologica del CDR nello scenario D.	112
Tabella 4.14 - Frazioni massiche e PCI del CDR.	113
Tabella 4.15 - Caratteristiche di qualità del CDR in Italia	113
Tabella 5.1 - Composizione tipica del pet-coke. Fonte [32].	123
Tabella 5.2 - Differenze tra carbone fossile e pet-coke nelle principali proprietà (valori medi). Fonte [32].....	124
Tabella 5.3 - Prezzi tipici e potere calorifico dei combustibili fossili principali utilizzati per la produzione del cemento. Fonte [34], [35.]	125
Tabella 5.4 – Combustibili alternativi utilizzati divisi per categoria. Dati riferiti al 2009. Fonte Aitec. Fonte [36].	127
Tabella 5.5 Caratteristiche dei combustibili secondari.....	127
Tabella 5.6 - Input dello studio: cloro contenuto nelle materie prime e nel combustibile. Fonte [30].	131
Tabella 5.7 – Tipici valori percentuali di evaporazione nel forno con e senza calcinatore. Fonte [39].	133
Tabella 5.8 - Valori soglia di riferimento per il contenuto di inquinanti nella matrice del clinker e nel cemento. Fonte [40].	136
Tabella 5.9 Tenore di mercurio nelle materie prime e nel pet-coke e nel CDR. Fonte [41].....	137
Tabella 5.10 - Riepilogo dei dati utilizzati per i calcoli dell'emissione di mercurio.....	139
Tabella 6.1 - Potenziali di riscaldamento globale [47].	146
Tabella 6.2 - Casi di smaltimento del rifiuto.	151

Tabella 6.3 - Scenari delle diverse fonti energetiche da cui è prodotta l'elettricità.	151
Tabella 6.4 - Filiere di raccolta differenziata.	151
Tabella 6.5 - Dati di inventario del processo bioessicazione, valori riferiti alla t di RUR.	154
Tabella 6.6 Emissioni della fase di bioessicazione, dati riferiti alla tonnellata di RUR.	155
Tabella 6.7 - Dati di inventario del processo MBT, valori riferiti alla t di RUR.	156
Tabella 6.8 Dati di inventario del cementificio alimentato a CDR, dati riferiti alla tonnellata di RUR.	158
Tabella 6.9 - Emissioni del cementificio alimentato a CDR alla tonnellata di RUR.	159
Tabella 6.10 - Dati di inventario del cementificio alimentato a pet-coke, dati riferiti alla tonnellata di clinker.	160
Tabella 6.11 Emissioni di anidride carbonica del cementificio alimentato "in bianco".	161
Tabella 6.12 - Mulino del pet-coke, riferiti alla tonnellata di polverino. Fonte [49].	162
Tabella 6.13 – Dati di inventario per il termovalorizzatore a griglia alla t di RUR.	164
Tabella 6.14 - Emissioni alla t di RUR del termovalorizzatore a griglia.	164
Tabella 6.15 - Dati PRIN 2006 relativi alla produzione elettrica, termica e di fumi, le emissioni di anidride carbonica totale e la quota parte fossile.	165
Tabella 6.16 – Dati PRIN 2006 relativi alle scorie e alle ceneri della griglia.	166
Tabella 6.17 – Dati di inventario del processo di trattamento delle scorie (riferiti alla t di scorie).	166
Tabella 6.18 – Dati di inventario del trattamento delle ceneri volanti, riferiti alla tonnellata di ceneri volanti, fonte [55].	167
Tabella 7.1 – Dati del contributo al processo di incenerimento del CDR in cementificio. CED.	170
Tabella 7.2 – Dati del contributo al processo di incenerimento del CDR in cementificio. GWP100.	171
Tabella 7.3 – Dati del contributo al processo di produzione del CDR, CED. ..	172
Tabella 7.4 - Dati del contributo al processo di produzione del CDR, GWP100.	173
Tabella 7.5 – Materiale a riciclo: quantitativo e kg di CO ₂ evitate relative.	180
Tabella 7.6 – Materiale a riciclo: quantitativo e TEP* evitate relative.	181
Tabella 7.7 - Produzione di RUR per scenario di raccolta e per classe merceologica.	181
Tabella 7.8 – Coefficienti di raccolta e trasporto. Fonte [58].	182

Tabella 7.9 - Distanza in km alla tonnellata di classe merceologica per la raccolta con autotreno. Fonte [14]	182
Tabella 7.10 – Distanza in km tra la piattaforma ecologica e l’impianto di riciclo per ciascun materiale. Fonte [14].....	183
Tabella 7.11 - Tonnellate di CDR alla co-combustione in cementificio e di RUR rimanenti destinate alla termovalorizzazione in griglia (solo produzione elettrica, sostituita dal mix italiano) al variare della sostituzione termica.....	190

Introduzione

La tesi valuta lo smaltimento del solo rifiuto urbano residuo (RUR) attraverso un trattamento meccanico-biologico a flusso unico e la successiva co-combustione in cementificio del CDR prodotto. Gli impianti di riferimento per la tesi sono per quanto riguarda il trattamento rifiuti l'impianto di TEC spa di Siderno (RC) e l'impianto Buzzi Unicem di Robilante, per il cementificio.

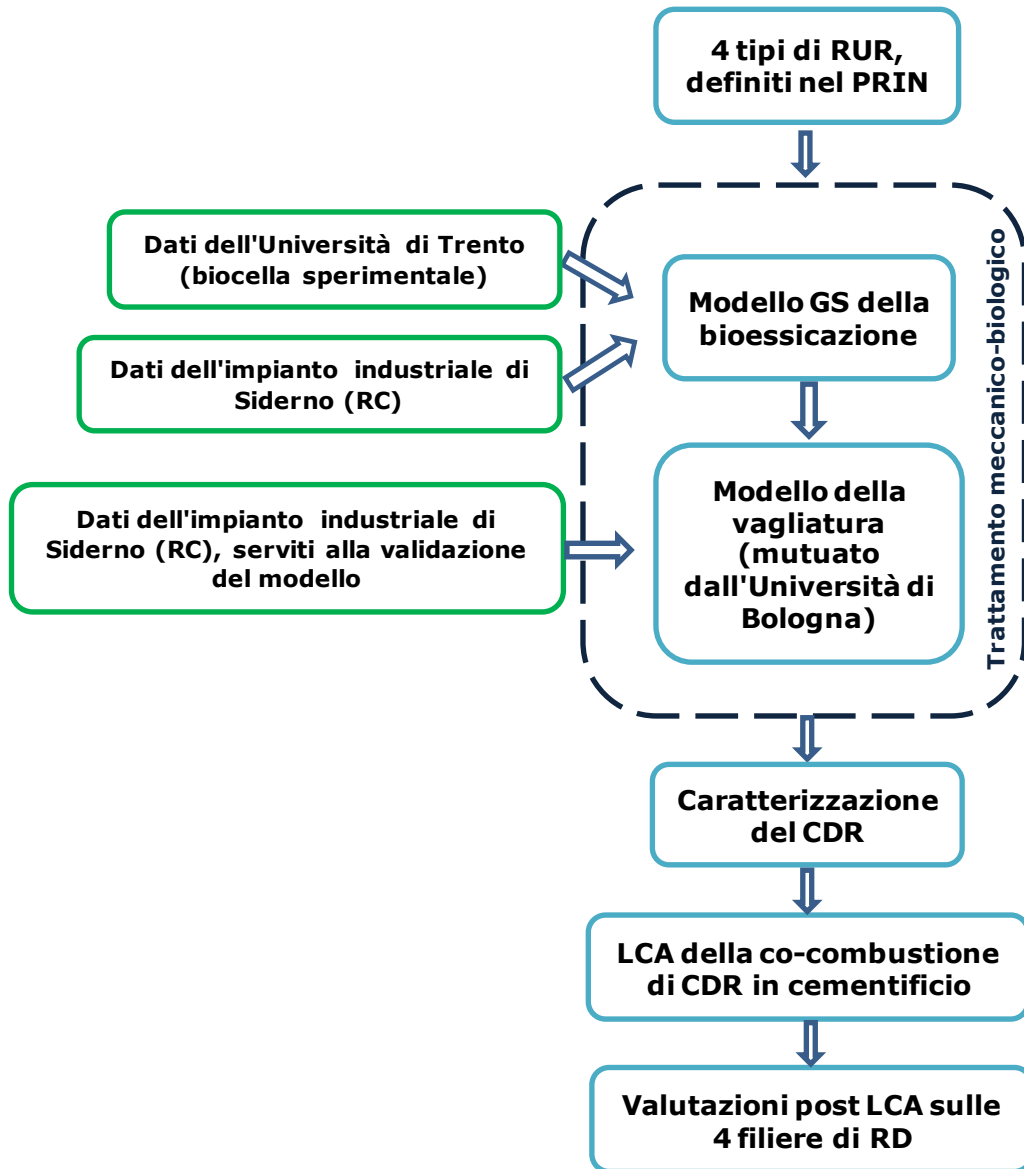
La presente tesi si colloca tra due differenti contesti: un contratto di collaborazione tra TEC spa (Veolia) e il Consorzio LEAP, e a valle del progetto PRIN (Progetti di Rilevante Interesse Nazionale, finanziato dal MIUR), a cui hanno collaborato più atenei: il Politecnico di Milano, le Università di Bologna e Trento e l'Università Bocconi.

Nel primo contesto, si vogliono costruire le basi per valutazioni energetiche su delle eventuali modifiche alla filiera di trattamento dei rifiuti. In particolare si sono studiati i due processi/stazioni più interessanti e importanti dal punto di vista del risultato finale del trattamento, cioè la bioessiccazione e la vagliatura, di cui si sono costruiti dei modelli previsionali. Il primo è stato sviluppato a partire da una "bozza" presente al Leap, mentre il secondo consiste nella rivisitazione di un modello creato e sviluppato in sede di stesura di una tesi dell'Università di Bologna dell'Ing. Decembrini [1]. La collaborazione con Veolia ha fornito la possibilità di tarare i modelli sviluppati, in quanto essa gestisce in Calabria quattro impianti di trattamento MBT per lo smaltimento dei rifiuti urbani, in cui si è recentemente iniziata un'attività di bioessiccazione a flusso unico degli stessi.

Al progetto PRIN, si contribuisce aggiungendo le valutazioni sulla tecnica di smaltimento di rifiuti urbani consistente nella co-combustione di CDR in cementificio, utilizzando anche i dati calcolati con i modelli appena citati. A tal scopo si è utilizzata la tecnica LCA, in particolare si sono valutati il CED (Cumulative Energy Demand) e l'effetto serra (in kg di CO₂ equivalenti). Il caso di confronto per tutte le valutazioni appena citate rimane la termovalorizzazione in impianto dedicato a griglia, in quanto questa è la tecnica di gran lunga più utilizzata, date le sue ottime prestazioni energetiche ed emissive per quanto riguarda lo smaltimento di rifiuti urbani. Il progetto PRIN definisce quattro filiere di raccolta differenziata e l'indifferenziata rimanente a partire da un unico rifiuto urbano. Lo scopo del progetto è effettuare valutazioni di carattere energetico-emissivo, confrontando le diverse filiere di raccolta al variare del tipo di smaltimento e dello scenario di produzione di energia elettrica in cui si collocano.

Si riporta quindi sotto lo schema logico della tesi. Come si capisce dallo stesso, i modelli della bioessiccazione e della vagliatura non sono parti autonome, ma

sono anzi integrate nelle valutazioni LCA sulla co-combustione in cementificio di CDR e nel confronto tra le quattro filiere di raccolta differenziata del PRIN.



1.1 – Schema logico dell’organizzazione della tesi.

Al fine di raggiungere gli obiettivi sopracitati è stato necessario effettuare uno studio dei combustibili attualmente impiegati, del livello di sostituzione termica di quelli alternativi (tra cui il CDR) e dei principali aspetti tecnici legati alla co-combustione di CDR nei cementifici in Europa e in particolare, in Italia.

La tesi è strutturata nel seguente modo:

- i *primi due Capitoli* inquadrano la situazione attuale europea e italiana dello smaltimento dei rifiuti;
- nel *Capitolo 3* viene descritto il processo di trattamento dei rifiuti al fine di produrre CDR, a partire dai quattro tipi di RUR definiti dal PRIN, con la descrizione delle sue stazioni principali, della filiera in esame e dell'impianto di riferimento, inoltre si trovano i dati raccolti per la validazione e/o taratura dei modelli;
- nel *Capitolo 4* vengono descritti i modelli, i riportati i risultati ottenuti e quindi la caratterizzazione del CDR all'uscita della filiera di trattamento;
- nel *Capitolo 5* si trova uno studio, che servirà da base per la successiva LCA, sulla co-combustione di CDR in cementificio, centrando l'attenzione sui principali aspetti tecnici;
- nel *Capitolo 6* si trova la definizione dell'LCA, l'analisi di inventario e le ipotesi assunte;
- nel *Capitolo 7* si trovano i risultati dell'LCA, l'interpretazione di questi e alcune considerazioni post-LCA.

Nelle conclusioni si riportano i principali risultati raggiunti dalla tesi, gli eventuali sviluppi futuri e limiti dello studio.

Sommario

Lo smaltimento dei rifiuti urbani ricopre sempre più interesse nella società moderna, e il ventaglio delle alternative possibili è oggi piuttosto ampio. Sorge dunque il problema di valutare quali siano i metodi di smaltimento più convenienti da attuare, in un'ottica di rispetto per l'ambiente e per la salute dei cittadini, di risparmio energetico, di impiego di risorse economiche e di impegno sociale.

La tesi esamina in modo dettagliato, a partire dal rifiuto residuo da raccolta differenziata definito nel PRIN 2006, la produzione di un bioessicato, la sua successiva trasformazione in un combustibile derivato da rifiuti (CDR) e l'invio di quest'ultimo in co-combustione in cementificio. Nelle fasi di bioessicazione e vagliatura, si sono impiegati modelli analitici per il calcolo dei parametri d'interesse.

Infine si confronta, per mezzo di una valutazione LCA, la co-combustione del CDR con la termovalorizzazione diretta del rifiuto in inceneritore a griglia.

Parole chiave : bioessicato, CDR, co-combustione, cementificio, LCA.

Abstract

The disposal of municipal waste covers more and more interest in modern society, and the range of alternatives is now quite large. Therefore arises the problem of evaluating which methods of disposal are cheaper to implement, in a perspective of respect for the environment and public health, of energy conservation, of the use of economic resources and of social commitment.

The thesis examines in detail, from the collection of residual waste as defined in PRIN 2006, the production of a biodried refuse, its conversion into a refuse derived fuel (RDF) and sending it in co-combustion in cement kiln. In the phases of biodrying and screening, analytical models were used to calculate the parameters of interest.

Finally it has been compared, by means of an LCA, the co-combustion of RDF with the direct incineration of the waste incinerator in the grid.

Keywords: biodried refuse, RDF, co-combustion, cement kiln, LCA.

1 La produzione e lo smaltimento dei rifiuti in Europa e in Italia

In questo capitolo si fa un breve resoconto della situazione europea ed italiana in merito alla produzione di rifiuti, non solo urbani. In seguito, si definiscono le principali tecniche di smaltimento degli stessi e se ne descrive lo stato dell'arte, riportando, dove possibile, dati e statistiche aggiornate agli ultimi anni.

1.1 Definizione di rifiuto

Per iniziare è bene definire chiaramente l'oggetto della nostra trattazione: i rifiuti. Nella comune accezione si intende per rifiuti tutto ciò che non serve e viene scartato. Dal punto di vista tecnico-scientifico è difficile dare una definizione, mentre da quello legislativo la definizione è abbastanza precisa. In generale, è rifiuto tutto ciò che il detentore ha necessità o obbligo di disfarsi, in quanto non più direttamente utilizzabile per il suo impiego primario. Per cui la definizione di rifiuto dipende dall'utilizzo che ne fa il possessore, che può quindi, in base alle esigenze e al tipo di rifiuto, decidere di reimpiegarlo, riciclarlo o smaltirlo.

1.2 Contesto europeo della produzione di rifiuti

Il “problema rifiuti” è caratteristico di ogni società industrializzata e si può sostenere l'idea che tanto più un Paese è industrializzato, tanto più è alle prese con tale problema. E' noto infatti che il mantenimento e il sostenimento del tenore di vita (per non parlare del sistema economico) di questi Paesi (Stati Uniti in primis, ma anche Giappone e Unione Europea) richiede grandi consumi di beni di vario genere che si traducono spesso in sprechi di risorse ed in una produzione di rifiuti in costante aumento.

Il “problema rifiuti” è inteso in questo lavoro come l'insieme delle difficoltà con cui deve scontrarsi un Paese industrializzato o in via di sviluppo, in modo da riuscire a scorrelare la crescita economica dalla produzione di rifiuti e dallo spreco di risorse. Tali difficoltà si possono riassumere brevemente nella scelta delle politiche di prevenzione della produzione, gestione (riutilizzo, riciclaggio e smaltimento dei rifiuti), nell'ottica della tutela ambientale, della salute dei cittadini, del risparmio energetico ed economico.

In figura 1.1 vengono presentati i dati Eurostat relativi all'anno 2008, in cui si può osservare la distribuzione in percentuale dei vari contributi alla produzione europea di rifiuti urbani.

Produzione rifiuti urbani nei Paesi UE 15 [kg/capite]

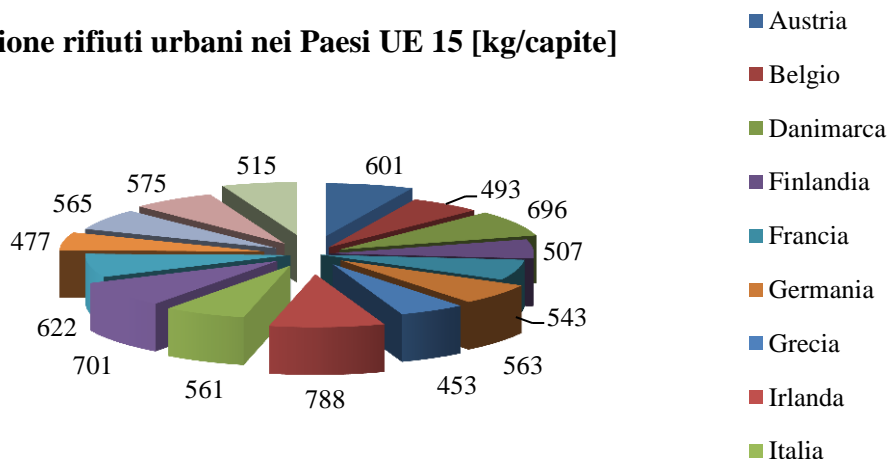


Figura 1.1 - Produzione di RU nei paesi UE 15, nell'anno 2008. Fonte[2].

In Europa, come mostrano i dati Eurostat relativi alla serie storica 1995-2008, (figura 2) la produzione di rifiuti urbani è in leggero aumento. Questo trend positivo è correlato, come si diceva poco fa, con l'aumento della ricchezza, del reddito disponibile dei consumatori e dall'adozione di standard di vita che richiedono progressivamente un maggior utilizzo delle risorse naturali. La produzione pro capite di rifiuti urbani nell'UE 27 si attestava nel 1995 a circa 474 kg/abitante; nel 2008 è salita a 524 kg/abitante, con un tasso d'incremento per il periodo 1995-2008 pari al 10,5%.

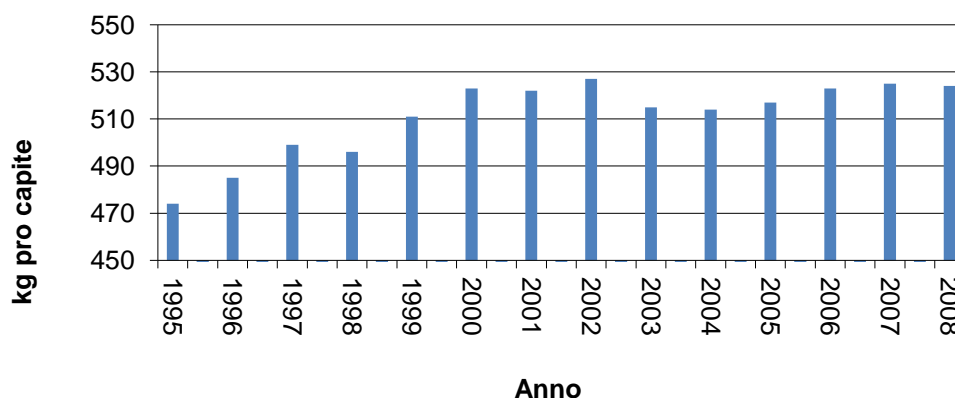


Figura 1.2 – Andamento della produzione pro capite di rifiuti urbani nell'UE negli anni 1995-2008. Fonte [2].

E' per questo motivo che i legislatori e gli amministratori hanno focalizzato considerevolmente l'attenzione verso una maggiore regolamentazione del "problema rifiuti", come confermato dalle varie direttive comunitarie, 2008/98/CE sui rifiuti, 91/689/CEE sui rifiuti pericolosi e 94/62/CE sugli imballaggi, che fissavano i limiti di raccolta differenziata e le direttive 2000/53/CE sui veicoli fuori uso e 2002/96/CE sui rifiuti di apparecchiature elettriche ed elettroniche, ecc.

A questo proposito, in Italia, è stato adottato l'ormai celebre decreto Ronchi (22/97) che assegnava il compito alle amministrazioni locali di raccogliere almeno il 35% di materiali separatamente entro l'anno 2003.

A diversi anni di distanza dall'emanazione di tale decreto, che nel frattempo è stato aggiornato innalzando l'obiettivo di raccolta differenziata ad almeno il 50% in termini di peso entro il 2020 (dei soli rifiuti di origine domestica), i risultati ottenuti sul territorio italiano possono essere riassunti nella tabella sottostante.

Tabella 1.1 - Situazione italiana nel 2007 della RD, fonte [3].

Area geografica	Popolazione	Produzione totale	Rifiuto urbano indifferenziato (%)	Raccolta differenziata (%)	Ingombranti a smaltimento (%)
Nord	27.116.943	14.616.674	8.008.489 54,8	6.204.237 42,5	403.747 2,8
Centro	11.675.578	7.352.258	5.703.366 77,6	1.529.935 20,8	118.956 1,6
Sud	20.826.769	10.578.609	9.268.157 87,6	1.223.833 11,6	86.619 0,8
Italia	56.619.290	32.547.543	22.980.013 70,6	8.958.205 27,5	609.324 1,9

Si osserva una differenza di prestazioni tra Nord e Sud: nelle regioni settentrionali, infatti, il proposito contenuto nel Decreto Ronchi è stato superato, in certi casi anche ampiamente; mentre non è stato neanche avvicinato nelle regioni centro-meridionali.

C'è comunque un'evidente volontà sia da parte dei legislatori e degli amministratori, ma anche dei cittadini di diffondere comportamenti virtuosi ed ecosostenibili, questo porterà nei prossimi anni sicuramente all'aumento della quota di raccolta differenziata.

Tuttavia, la raccolta differenziata è solo uno dei tanti aspetti della gestione dei rifiuti. L'approccio maggiormente condiviso in Europa (e quindi anche in Italia), figlio delle recenti regolamentazioni, a loro volta fortemente influenzate

dall'opinione pubblica, è orientato verso una serie di azioni dette di “gestione integrata”.

Tale approccio, basato principalmente sull'impatto ambientale e sul ciclo di vita delle risorse, permette di considerare i rifiuti non solo come fonte d'inquinamento da ridurre, ma soprattutto come potenziale risorsa da sfruttare. La nuova direttiva quadro sui rifiuti (Direttiva 2008/98/CE), riprendendo e ampliando i precedenti atti normativi europei, individua la seguente gerarchia in materia di prevenzione e gestione dei rifiuti:

- prevenzione;
- preparazione per il riutilizzo;
- riciclaggio;
- recupero di altro tipo (i.e., recupero di energia);
- smaltimento.

Questa prospettiva è orientata ad estrarre il massimo quantitativo di energia utile, minimizzando così gli sprechi energetici e ambientali, sia in termini di occupazione del territorio, che di emissioni e, di un eventuale inquinamento del terreno e delle falde acquifere, associati allo smaltimento in discarica.

E' nell'ottica della gestione integrata che si inserisce questo lavoro di tesi. Esso riprende infatti i risultati di studi precedenti, effettuati dal 2007 al 2009, inerenti la gestione integrata di rifiuti: il progetto “*Recupero di materia ed energia nei sistemi di gestione integrata dei rifiuti*” condotto da cinque diverse università italiane: Politecnico di Milano, Università di Bologna, Università di Trento e Università Bocconi, finanziato dal Ministero Italiano dell'Educazione, l'Università e la Ricerca. I principali scopi e risultati del progetto possono essere consultati nell'articolo introduttivo della serie [4].

Uno dei principali aspetti emerso da questo studio è che il riciclo e il termoutilizzo del rifiuto non sono in antitesi. Il riciclo infatti, dev'essere necessariamente integrato da un sistema di smaltimento della frazione indifferenziata, la quale rimane anche nel caso di separazioni merceologiche molto spinte. Si deve ricordare infatti che una frazione del rifiuto, per motivi di indistinguibilità delle frazioni merceologiche, è inevitabilmente indifferenziabile; la tecnica maggiormente utilizzata per il trattamento di tale frazione è la termovalorizzazione in impianti dedicati.

1.3 Il contesto italiano della produzione di rifiuti

I rifiuti possono essere suddivisi in urbani, pericolosi, speciali non pericolosi, speciali pericolosi e rifiuti di costruzione e demolizione. La tabella sottostante e il successivo istogramma sintetizzano la produzione e la suddivisione della

produzione delle varie tipologie di rifiuti, facendo riferimento al periodo 1997-2006. Fonte [3].

Tabella 1.2 - Produzione di rifiuti nazionale. Fonte [3].

Anno	Produzione Nazionale di Rifiuti t*1.000/anno					Totale rifiuti
	Rifiuti urbani	Rifiuti speciali ^a	Rifiuti speciali non pericolosi ^b	Rifiuti speciali pericolosi	Stima della produzione di C&D	
1997	26.605	40.488	37.087	3.401	20.397	87.490
1998	26.846	47.977	43.919	4.058	21.286	96.109
1999	28.364	48.656	44.845	3.811	23.880	100.900
2000	28.959	55.809	51.913	3.896	27.291	112.059
2001	29.409	59.359	55.090	4.269	30.954	119.721
2002	29.864	54.365	49.374	4.991	37.346	121.575
2003	30.034	57.785	52.366	5.419	42.548	130.367
2004	31.150	62.532	57.093	5.439	46.458	140.140
2005	31.664	63.584	55.647	7.937	45.851	141.099
2006	32.508	82.644	73.409	9.235	52.083	167.235

LEGENDA:

a: per rifiuti pericolosi si intende: pile e accumulatori, farmaci scaduti, contenitori T/F, inchiostri, vernici oli, RAEE, e rifiuti industriali che possano essere esplosivi, eco tossici, tossici, infiammabili, infetti, ecc. esclusi gli inerti non pericolosi da costruzione e demolizione (C&D).

b: I rifiuti speciali sono ad esempio quelli provenienti da attività commerciali, di servizio, agricole e agro-industriali, da lavorazioni industriali ecc.

C&D: materiali di costruzione e demolizione

I dati della tabella 1.2 riferiti all'anno 2006 sembrerebbero anomali, in quanto i rifiuti speciali registrano un aumento ampiamente superiore rispetto a quelli degli anni antecedenti. Per meglio comprendere le ragioni che spiegano l'andamento della produzione di rifiuti dal 1997 al 2006 si rimanda al Paragrafo successivo.

È da evidenziare che l'applicazione dell'art. 189 del D.Lgs. 152/2006, entrato in vigore nel 29 aprile 2006, ha portato a una drastica diminuzione delle dichiarazioni MUD relative al 2006, in quanto ha esonerato all'obbligo di dichiarazione i produttori di rifiuti pericolosi. Pertanto, ai fini di una corretta valutazione dei quantitativi di tale tipologia di rifiuto, si è resa necessaria l'integrazione dei dati MUD attraverso procedure di stima.

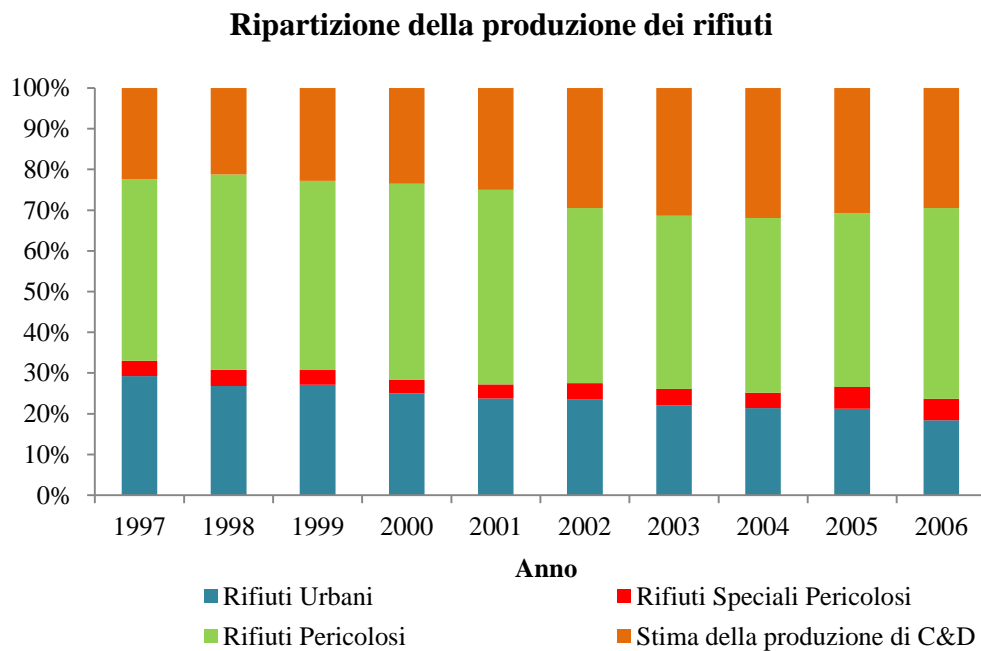


Figura 1.3 – Istogramma della ripartizione della produzione di rifiuti. Fonte [3].

Dal grafico 1.3 si nota che le rispettive frazioni rimangono circa invariate rispetto al totale dei rifiuti prodotti.

1.3.1 Produzione di rifiuti urbani

Ai sensi dei D.Lgs. 152/2006 e D.Lgs. 205/2010, sono rifiuti urbani i rifiuti domestici, anche ingombranti, provenienti da locali e luoghi adibiti ad uso di civile abitazione. La presente tesi si concentra proprio su tale tipo di rifiuto.

La maggior parte dei dati di questo paragrafo, vengono dal rapporto APAT, [3]. La produzione nazionale di rifiuti urbani si è attestata, nel 2008, a 32,5 milioni di tonnellate, valore quasi analogo a quello registrato nel precedente anno, tra il 2007 ed il 2008 c'è stato infatti un decremento percentuale dello 0,2% circa.

Con riferimento alle singole macroaree geografiche, si rileva invece come i dati relativi al Nord Italia contrastino il trend registrato a livello nazionale, con una crescita dell'ordine dello 1,5% tra il 2007 e il 2008. Un incremento leggermente superiore, ma comunque decisamente contenuto, si rileva per le regioni del Mezzogiorno, 2,2% circa, mentre una totale stabilità si registra per il Centro Italia (-0,7% circa).

Per quanto riguarda i dati relativi alla produzione pro capite si rileva una contrazione del dato 2008 rispetto al valore 2007. Nell'ultimo anno, infatti, il

dato di produzione pro capite nazionale si attesta a **541 kg/abitante** a fronte dei **546 kg/abitante** rilevati nel 2007 e dei **550 kg/abitante** del 2006.

In relazione alle tre macro aree geografiche, senza entrare nei particolari, si può affermare che il Centro abbia una produzione pro-capite maggiore del Nord e del Sud e che vi sia una riduzione della produzione pro-capite nel Centro e nel Sud, ma non nel Nord.

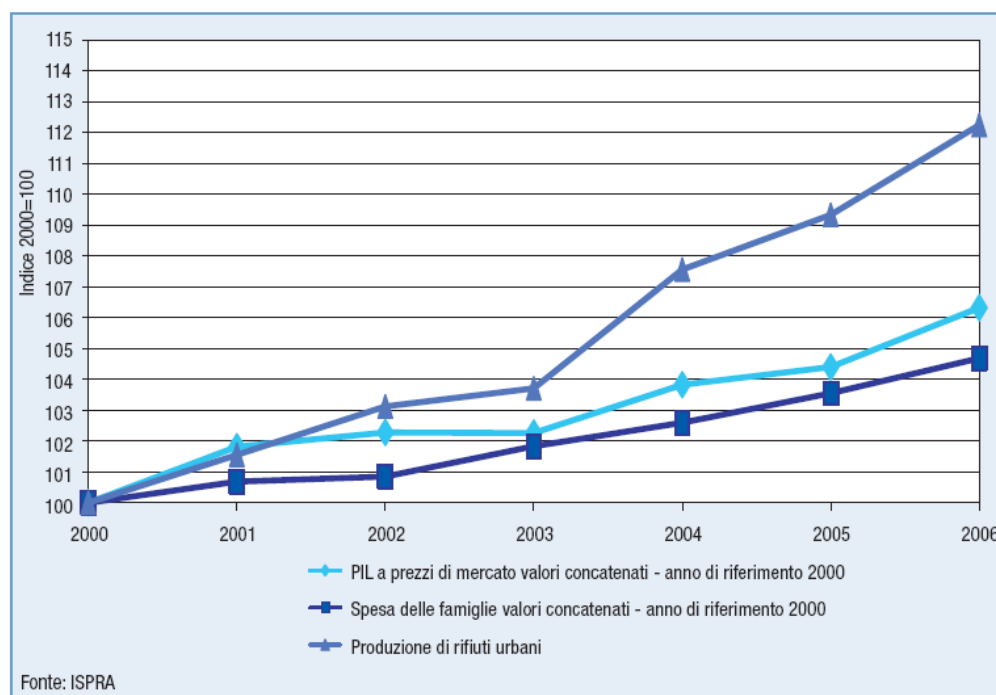


Figura 1.4 - Relazione tra indicatori economici e produzione di rifiuti urbani. Fonte [3].

Mettendo in relazione l'andamento della produzione nazionale dei rifiuti urbani con i due indicatori socio-economici (PIL e consumi delle famiglie, figura 1.4) si rileva, infatti, che un modello lineare consente di approssimare, in modo abbastanza soddisfacente, i dati osservati. I dati confermano, in generale, la necessità di attivare serie politiche di prevenzione al fine di conseguire l'obiettivo di disaccoppiamento tra produzione dei rifiuti e crescita economica. Con riferimento all'ultimo anno si evidenzia, comunque, una crescita della produzione dei rifiuti urbani inferiore rispetto all'aumento del PIL e dei consumi delle famiglie (+0,1% contro +1,5% e +1,3% rispettivamente) a fronte di crescite decisamente superiori, registrate nel precedente triennio di osservazione. Tra il 2004 e il 2006, infatti, la produzione degli RU aveva mostrato un aumento percentuale complessivo praticamente doppio rispetto a quello degli indicatori socio-economici.

1.3.2 Produzione di rifiuti speciali e pericolosi

La quantità totale di rifiuti speciali prodotta in Italia nel 2006 è pari a 134,7 milioni di tonnellate, di cui 125,5 milioni di tonnellate di rifiuti speciali non pericolosi inclusi i C&D (rifiuti da costruzione e demolizione) e 9,2 milioni di tonnellate di rifiuti speciali pericolosi.

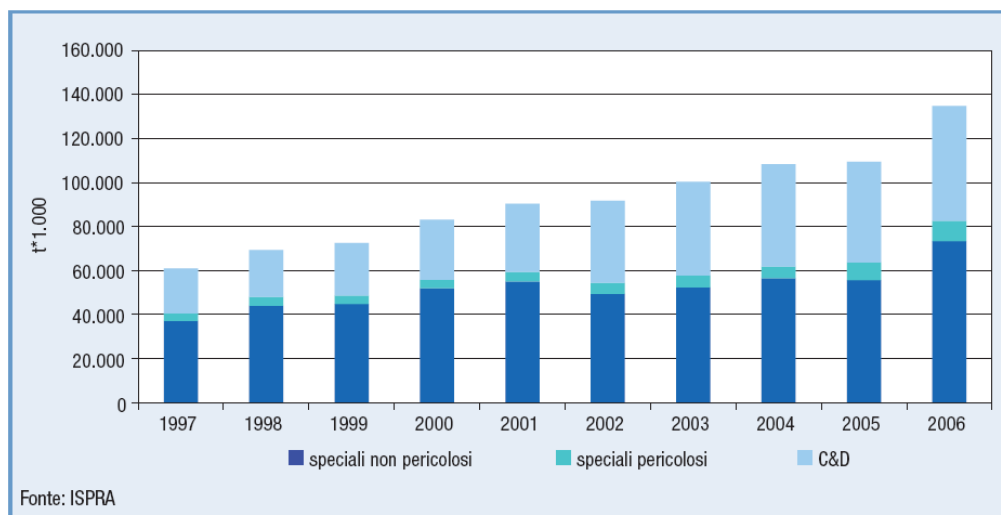


Figura 1.5 - Produzione dei rifiuti speciali totali, fonte [3].

1.4 Raccolta e trasporto

La raccolta ha acquisito una sempre crescente importanza in relazione alla pressione esercitata dai cittadini, ed alla rilevanza ambientale che il settore dei rifiuti sta assumendo; da qui i problemi di pianificazione e organizzazione dei servizi di raccolta e il crescente impiego di capitali, che ha portato ad una evoluzione tecnologica ed a un interesse maggiore degli enti locali di competenza.

Si riporta quindi sotto una tabella di un contoterzista del Piemonte che opera nel settore dei rifiuti per dare un ordine di grandezza sui costi della movimentazione del rifiuto.

		€/km	€/ora	€/OraSosta
autocarro con portata fino a q.li	4	0,77	30,99	20,66
autocarro con portata fino a q.li	14	0,77	30,99	20,66
autocarro con portata fino a q.li	30	0,83	36,15	25,82
autocarro con portata fino a q.li	40	0,88	41,32	30,99
autocarro con portata fino a q.li	80	1,03	49,06	38,73
autocarro con portata fino a q.li	100	1,03	49,06	38,73
autocarro con portata fino a q.li	240	1,29	61,97	49,06
autocarro con portata fino a q.li	280	1,29	61,97	49,06
semirimorchio con buca per trasporto cois		1,40	67,14	51,65
semirimorchio "collo d'oca"		1,40	67,14	51,65
semirimorchio per trasporto lamiere fuori sagoma fino a 3 metri		1,40	67,14	51,65

Figura 1.6 - Servizi di trasporto rifiuti per l'ecologia e per l'industria. Fonte [5].

È facile capire come i costi sovra-riportati incidano in modo significativo sul sistema di gestione rifiuti. Si nota infatti che il costo specifico alla tonnellata di rifiuto, ipotizzando un percorso medio di 50 km e un carico medio di 1/3 di quello massimo, utilizzando il valore in €/km della riga riferita all'autocarro da 100 q.li della figura 1.6, si assesta intorno ai 15 €, dato in linea con lo studio ISPRA 2009 [6].

In questa tesi tuttavia non saranno trattate le problematiche legate al costo ma solamente gli aspetti energetici ed emissivi in termini di chilogrammi di anidride carbonica equivalente.

1.5 Raccolta differenziata

La raccolta differenziata è una pratica in auge da diversi decenni in tutte le comunità industrializzate, fortemente radicata nei Paesi nord-europei.

E' definita dal D.Lgs. 22/97 semplicemente come *raccolta idonea a raggruppare i rifiuti urbani in frazioni merceologiche omogenee*. Il ricorso alla raccolta differenziata risponde ad una molteplicità di esigenze: recupero di materiali, prevenzione di rischi alla salute e all'ambiente provocati da materiali pericolosi e miglioramento dell'efficienza degli impianti di smaltimento. Quindi la raccolta differenziata svolge un ruolo importante e diversificato nella catena del sistema di gestione dei rifiuti. E' importante sottolineare che non può ritenersi strumento esclusivo ai fini del raggiungimento degli obiettivi di recupero, infatti, la RD non è una tecnica né di smaltimento né di recupero.

Tra i sistemi di raccolta differenziata integrata, si possono distinguere due concezioni diverse per quanto riguarda i mezzi in dotazione ed organizzazione complessiva:

- raccolta a contenitori stradali o a conferimento collettivo, caratterizzata dalla presenza nel suolo pubblico dei vari contenitori adibiti alla raccolta;

- raccolta domiciliare o a “porta a porta”, in cui la raccolta è effettuata con contenitori o sacchi della adeguata volumetria, posizionati presso la proprietà della singola utenza (domestica mono o plurifamiliare o non domestica).

In generale si può affermare che i metodi di raccolta domiciliare consentano il raggiungimento di maggiori gradi di purezza della frazione raccolta in forma differenziata rispetto ai sistemi di raccolta stradale. La purezza merceologica è un aspetto fondamentale della raccolta differenziata, in quanto è legata al costo del successivo trattamento del rifiuto (recupero di materia, compostaggio, trattamento meccanico-biologico, ecc.)

Tipologie dei rifiuti oggetto di raccolta differenziata

- Carta e cartone
- Vetro
- Plastica
- Metalli
- Legno
- Materiale tessile
- Farmaci e medicinali scaduti
- Frazione organica umida putrescibile
- Frazione verde
- Pneumatici usati
- Oli e grassi commestibili esausti
- Beni durevoli dimessi (RAEE)
- Vernici, inchiostri, adesivi e resine
- Contenitori etichettati T e/o F
- Batterie e accumulatori esausti

Costi della raccolta differenziata

Le voci di costo tipiche di un consorzio avente che gestisce la raccolta differenziata sono suddivisibili in:

- costo di azioni propedeutiche di indagine (le attività necessarie per passare da progetto preliminare a esecutivo);
- consegna delle attrezzature;
- azione di comunicazione;
- primo anno di servizio;
- servizio di raccolta a regime.

Dallo studio ISPRA 2009 [6] si denota che il costo di gestione della raccolta differenziata dei rifiuti da imballaggio varia tra 120 e 300 €/t di rifiuto differenziato. La grande variabilità del dato appena citato dipende dalla disparità nei costi di gestione tra Nord e Sud. In particolare le regioni del Nord registrano una spesa minore alla tonnellata di rifiuto rispetto quelle del Sud.

Le variabili che influenzano tale costo sono:

- la produzione pro-capite di rifiuti (il costo è più elevato dove la produzione è minore in quanto aumentano i km alla tonnellata di rifiuto a fronte di una maggiore dispersione del bacino di raccolta);
- il modello di raccolta;
- le scelte di esternalizzazione/internalizzazione e organizzazione dei fattori produttivi.

Il costo di gestione delle raccolte differenziate ammontava mediamente nel 2009 a 20 €/abitante [6], corrispondente al 19,1% del costo totale del servizio di igiene urbana. Rapportando il costo pro-capite citato a appena sopra e quello relativo alla tonnellata di rifiuto differenziato, si ricava il quantitativo in massa di RD annua per abitante. Il costo pro-capite di gestione della raccolta differenziata rimane circa costante rispetto alle macro-aree geografiche italiane (Nord, Centro e Sud), mentre varia quello relativo alla tonnellata di rifiuto differenziato in base alla percentuale di RD.

1.6 Riciclaggio

Il riciclaggio è un concetto chiave nel moderno trattamento degli scarti e rappresenta un componente insostituibile nella gerarchia di gestione integrata dei rifiuti. Risulta utile, giunti a questa fase, definire il significato di termini ed espressioni ricorrenti in questo lavoro, quali *riutilizzo*, *preparazione per il riutilizzo* e *riciclaggio*, che fanno riferimento a diverse fasi della gestione integrata, ma che possono facilmente creare confusione.

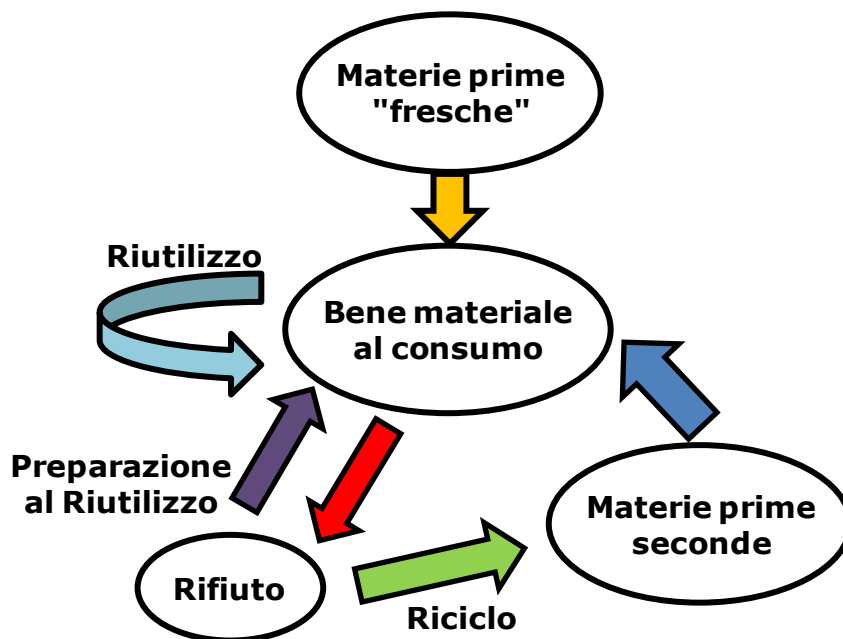


Figura 1.7 - Schema delle possibilità di recupero dei materiali.

Il *riutilizzo* comprende qualsiasi operazione attraverso la quale prodotti o componenti che **non sono rifiuti** sono reimpiegati per la stessa finalità per la quale erano stati concepiti. Si differenzia dalla *preparazione per il riutilizzo*, che comprende le operazioni di controllo, pulizia e riparazione attraverso cui prodotti o componenti di **prodotti diventati rifiuti** sono preparati in modo da poter essere reimpiegati senza altro pretrattamento. La preparazione al riutilizzo si distingue a sua volta dal *riciclaggio*, che comprende quelle operazioni di recupero per mezzo delle quali i materiali di rifiuto sono ritrattati per ottenere prodotti, materiali o sostanze da utilizzare per la loro funzione originaria o per altri fini, includendo il ritrattamento di materiale organico, ma non il recupero di energia, né il ritrattamento per ottenere materiali da utilizzare quali combustibili o in operazioni di riempimento, in quanto nel primo caso si ha riferimento a prodotti o parti di prodotti, mentre nel secondo ai materiali.

Con l'espressione *riciclaggio dei rifiuti*, ricapitolando, si intende l'insieme di pratiche volte a recuperare materiali dai rifiuti per riutilizzarli invece di smaltirli cercando così di evitarne la produzione e di utilizzarli come risorse. Il riciclaggio previene lo spreco di materiali potenzialmente utili, è fonte affidabile di materie prime e quindi ne riduce il consumo e il più delle volte riduce l'utilizzo di energia, e conseguentemente l'emissione di gas serra.

Perché le attività di recupero e riciclaggio avvengano con l'impiego delle migliori tecnologie (BAT) e producano una materia seconda che cessi di essere rifiuto, le fasi precedenti di conferimento differenziato, trasporto e stoccaggio

devono essere eseguite conformemente a certi standard qualitativi, così da ottenere a valle un prodotto soddisfacente le necessità di tali attività.

I materiali sottoponibili a pratiche di riciclaggio sono quelli già citati nella raccolta differenziata.

1.7 Discarica controllata

La DC (Discarica Controllata) consiste nello smaltimento in sicurezza dei rifiuti mediante il loro confinamento nel terreno, finalizzato al controllo del rischio igienico-sanitario, controllo dell'impatto sull'ambiente e dell'economicità dello smaltimento.

Al fine di poter realizzare una discarica controllata è necessario effettuare indagini preliminari e raccogliere informazioni urbanistiche, naturalistiche, geologiche, idrogeologiche e geotecniche sul sito di collocazione della futura discarica; queste serviranno in seguito come punti cardine della progettazione.

Le tecniche per la realizzazione sono diverse, ma la struttura base è sempre la stessa. La discarica è costituita da tre elementi principali:

- copertura finale a bassa permeabilità che limiti l'infiltrazione dell'acqua meteorica sulla massa dei rifiuti;
- rivestimento di base a bassa permeabilità che impedisca o ritardi la fuoriuscita del percolato;
- sistema di raccolta e rimozione del percolato.

Le discariche si classificano in tre categorie che differiscono tra loro per la pericolosità, per la prevenzione dall'inquinamento delle acque (rivestimenti di base), sistemi di captazione del biogas prodotto e modalità di esercizio.

Di seguito si elencano in ordine crescente di pericolosità i diversi tipi rifiuti che classificano la discarica di competenza, tratte da [7]:

1. rifiuti solidi urbani, rifiuti assimilabili agli RSU, fanghi di depurazione impianti civili;
2. A-rifiuti inerti,
B-rifiuti speciali (con alcune esclusioni) e
C-rifiuti pericolosi (con alcune esclusioni);
3. rifiuti ad alto grado di pericolosità (depositi temporanei).

La natura dei rifiuti e dei sistemi di stoccaggio adottati, fanno sì che le discariche di tipo 1 e 2-C, diano luogo ad emissioni gassose in atmosfera, per cui è previsto dalla normativa un sistema di raccolta del biogas. Per questi tipi di DC il sistema di captazione e recupero del biogas è quindi obbligatorio.

La discarica controllata produce circa $2,7 \div 5 \text{ m}^3/(\text{anno} \cdot t_{\text{RSU}})$ e $0,35 \div 0,42 \text{ m}^3/\text{kg}_{\text{rifiuto secco}}$ da biodegradazione di carboidrati, grassi e proteine presenti nei RSU (considerando rifiuti con un contenuto di carbonio organico del $25 \div 30\%$

sul rifiuto secco). I sistemi di captazione raggiungono un livello di cattura del biogas prodotto del 50-60% circa, questo dovrà poi essere depurato prima dell'eventuale utilizzo o combustione in torcia.

Gli aspetti critici nella gestione della DC sono molteplici:

- controllo della migrazione dei biogas in aria o nel suolo;
- riciclo e drenaggio del percolato;
- compatibilità dei rifiuti (possibili incendi, esplosioni, fughe di gas tossici...);
- sicurezza ambientale e del personale;
- difficoltà nella progettazione e realizzazione dato le complicate e costose indagini preliminari.

Serve quindi un monitoraggio frequente delle acque, dell'aria e dell'ambiente al fine di mantenere le condizioni di buon funzionamento realizzate dopo un adeguato progetto. Le DC quindi, anche nel caso in cui siano realizzate e gestite a regola d'arte, presentano diverse criticità, quali un difficile controllo degli inquinanti, alti costi di gestione e un impiego di territorio per lungo tempo. Infatti i RSU organici, restano attivi per oltre 30 anni producendo biogas e liquami. I tempi di degradabilità dei materiali normalmente conferiti in discarica (come le plastiche e ancor peggio i rifiuti pericolosi) dopo la chiusura di una discarica sono compresi fra i 300 e i 1.000 anni.

Tranne in casi particolari (ceneri dei termovalorizzatori o residui degli impianti di trattamento biologico e compostaggio) la discarica controllata non è sicuramente la politica migliore per quanto riguarda lo smaltimento dei rifiuti.

1.8 Compostaggio

Il compostaggio è un processo biologico di tipo aerobico nel quale microrganismi presenti nell'ambiente attaccano e degradano la sostanza organica contenuta nelle materie prime utilizzate nella preparazione della miscela avviata al processo. I microrganismi traggono così energia per le loro attività metaboliche, dando origine ad una serie di reazioni biochimiche che liberano prodotti finali come acqua (percolato e poi vapore acqueo), anidride carbonica, sali minerali e, dopo alcuni mesi di trasformazione, sostanza organica stabilizzata ricca di humus, definita compost o compostato.

Sono idonei ad essere avviati al compostaggio i materiali di natura organica come gli sfalci derivanti dalla manutenzione del verde, scarti legnosi non trattati, frazioni organiche da raccolta differenziata, scarti e fanghi da industrie alimentari e cartarie, fanghi di depurazione delle acque reflue urbane, alcuni

fanghi industriali, rifiuti di macellazione, reflui zootecnici, lettiere per animali ed altri rifiuti di origine agricola.

Il processo di compostaggio si può suddividere in 3 fasi operative:

1. preparazione della miscela: omogeneizzazione al fine di favorire l'ingresso dell'aria per evitare l'avvio dei processi anaerobici;
2. bio-ossidazione: nella fase iniziale (fase termofila) si determina un forte innalzamento della temperatura fino a livelli di 55-60°C (80°C in alcuni casi) con l'eliminazione di germi patogeni e auto-sterilizzazione, in questa fase risultano fondamentali per la riuscita del processo i rivoltamenti e/o l'insufflazione forzata di aria;
3. maturazione: esaurita la frazione organica più fermentescibile, gran parte della popolazione microbica muore e la decomposizione continua con processi più lenti a spese di molecole più complesse e delle spoglie microbiche, questa fase può durare alcuni mesi e termina con l'abbassamento della temperatura del cumulo fino a quella atmosferica.

Raggiunta la piena maturazione, il compost può essere sottoposto ad un trattamento di raffinazione (vagliatura finale), al fine di frammentare ulteriormente il materiale, asportare eventuali impurità (plastica e vetro) e conferirgli la pezzatura desiderata. Il compost può essere utilizzato come ammendante, come fertilizzante in orticoltura, frutticoltura, coltivazioni industriali, florovivaismo, creazione di aree a verde pubblico e d'interesse naturalistico.

Costi e prezzi del compostaggio

Al fine di dare un ordine di grandezza sui costi di produzione del compost e quindi della sua validità economica dal punto di vista industriale. Si riporta appena sotto un esempio.

Per costruire un impianto in grado di trattare 25.000 t/anno di rifiuti, servendo un bacino di utenza di 400.000 abitanti, il costo è valutabile in 3,4 milioni di €, cioè circa 8-10 € alla tonnellata di rifiuto trattato. Tale dato è stato ricavato dividendo il costo totale per la quantità di rifiuto trattabile annua e per la durata media di un impianto di questo tipo. In genere esso richiede un tempo di costruzione e collaudo di 1 anno e garantisce una vita media di 15 anni.

I prezzi del compost variano in relazione al settore di destinazione e agli acquirenti interessati. In riferimento al compost vagliato e sfuso non confezionato, si passa da 2,5 €/t massimi per il recupero ambientale a 2,5-10 €/t per l'agricoltura a pieno campo e a 10-20 €/t per la paesaggistica e il florovivaismo. I privati cittadini possono acquistare al dettaglio compost miscelato ad altri componenti al prezzo di 30-40 €/t. Questi prezzi derivano da

uno studio su base nazionale del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali [8].

1.9 Termoutilizzazione

La TU (Termoutilizzazione) ha acquisito negli ultimi anni un'importanza sempre maggiore in quanto, con questa tecnica, si riescono a smaltire grandi quantità di rifiuti, recuperando energia. Gli aspetti che hanno favorito la crescita del numero di impianti e quindi delle tonnellate di rifiuti a TU, sono molteplici e vanno dal miglioramento tecnologico dei sistemi di trattamento fumi al problema energetico.

Gli obiettivi primari sono riconducibili a questi punti:

- riduzione volume rifiuti sino al 5-10% del valore iniziale;
- riduzione massa/peso: sino al 10-25% del valore iniziale;
- inertizzazione, immobilizzazione, e igienizzazione del rifiuto;
- distruzione di sostanze organiche pericolose (come gli idrocarburi alogenati);
- uso del calore per la produzione di energia elettrica e/o termica;
- controllo delle emissioni di sostanze pericolose (metalli pesanti, composti organici), mantenendole al di sotto dei limiti di legge attraverso l'impiego di sistemi per la purificazione delle emissioni.

Chiaramente la TU è sottoposta a vincoli tecnico-economici; la fattibilità dell'impianto e la sua efficienza risentono fortemente dell'effetto scala, per cui un impianto di TU richiede un quantitativo minimo di rifiuti e quindi un bacino di utenza importante, ha un costo d'investimento relativamente alto ed infine, necessità di tenere sotto stretto controllo l'impatto ambientale.

1.9.1 Possibili tecnologie di termoutilizzazione

Data la variabilità del combustibile e l'importanza attuale di questa tecnica, si sono sviluppate diverse possibili configurazioni impiantistiche che differiscono dal tipo di selezione e omogeneizzazione, al tipo di fornace e caldaia. Nel prosieguo, si elencano le principali tecnologie di TU.

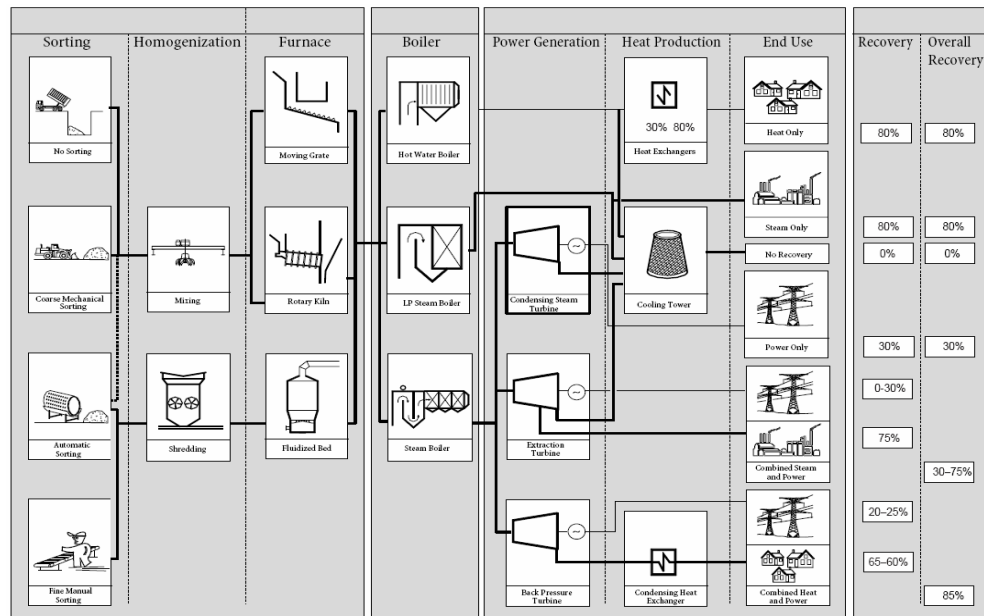


Figura 1.8 - Possibili tecnologie di termovalorizzazione. Fonte [9].

Si osserva dalla figura 1.5 che le soluzioni impiantistiche per lo smaltimento diretto del rifiuto sono molteplici, ciononostante la scelta ricade sempre più sull'impianto a griglia. La griglia infatti:

- non richiede il pretrattamento del rifiuto;
- ha elevata capacità produttiva (sino a 1.200 t/giorno);
- può gestire variazioni importanti nella combustione del rifiuto e del carico termico.

Da numerosi studi, tra cui [4], si apprende che quest'ultima tecnologia sia praticamente sempre preferita nei sistemi di smaltimento di rifiuti urbani.

Per questo motivo si è deciso di utilizzare la griglia come impianto di riferimento e confronto per le valutazioni sulla convenienza della co-combustione di CDR in cementificio.

1.9.1.1 Forni a griglia mobile

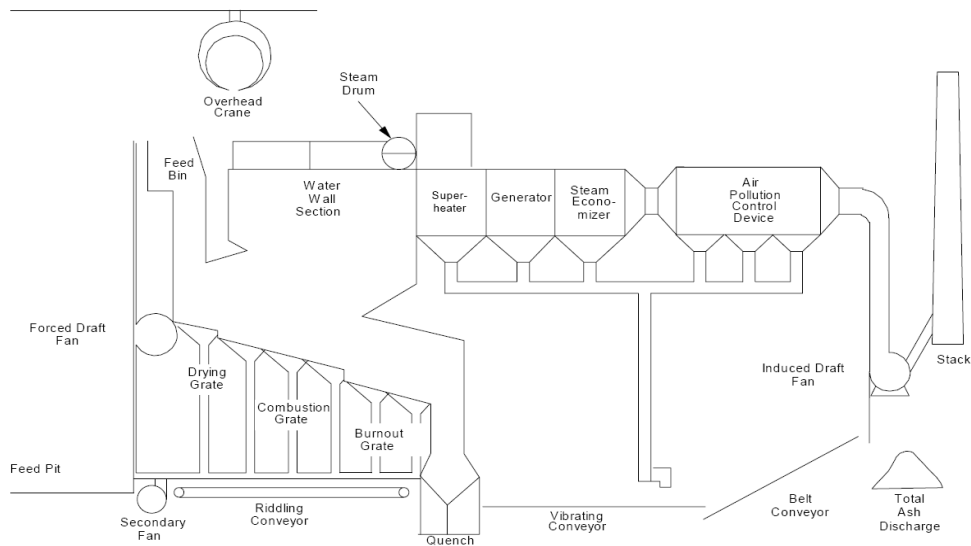


Figura 1.9 - Inceneritore a griglia mobile, tipo “pareti a tubi d’acqua”. Fonte [9].

È un sistema ampiamente sperimentato con unità operanti in un possibile largo range di portate di alimentazione (da qualche decina di ton/gg fino a 800-1.000 ton/gg). La combustione avviene su una griglia alimentata da una tramoggia ed un dispositivo di spinta. Nelle applicazioni più recenti, la griglia è mobile per consentire un buon rimescolamento dei materiali, è quasi sempre inclinata per favorire l’avanzamento del combustibile e promuovere il contatto con l’aria comburente e la rimozione dei solidi fini (sabbia, vetro, cenere). Per fronteggiare il crescente aumento del PCI e la diminuzione delle ceneri si utilizzano in taluni casi griglie raffreddate ad acqua. Per questi motivi i TU a griglia non richiedono pretrattamenti particolari del rifiuto (selezione, triturazione). Questo tipo di impianto ha un’alta efficienza di combustione, alti costi d’investimento e di manutenzione.

Grado di adiabaticità del forno

Un altro aspetto importante è costituito dal rivestimento delle pareti che può essere in refrattario (grado di adiabaticità ψ alto, circa 0,95) o a tubi d’acqua ($\psi \approx 0,65$).

Il parametro ψ è il rapporto tra il calore scambiato attraverso le pareti del forno e il calore complessivamente entrante nel sistema (energia nel rifiuto, aria di combustione preriscaldata, ricircolo fumi, ecc.).

Cioè:

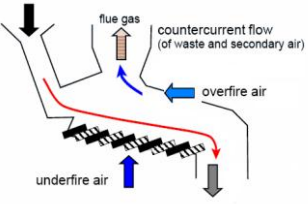
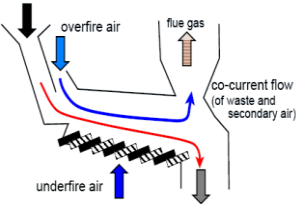
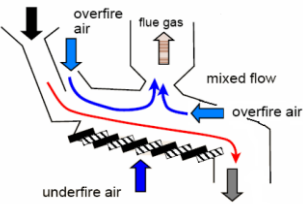
$$\psi = \frac{\dot{Q}_{forno}}{[\dot{m}_{rifi} \cdot PCI + \dot{Q}_{aria} + \dot{Q}_{ricircolo\ fumi} + \dots]} \quad (1.1)$$

La prima tecnica costruttiva (rivestimento refrattario) differisce dalla seconda (rivestimento a tubi d'acqua) in quanto è più adatta per combustibili a basso PCI, produce più fumi al camino perché si immette più aria in eccesso per proteggere i refrattari controllando la temperatura, ha maggiore flessibilità di combustibile e del carico termico, e infine minor prestazioni energetiche.

Flusso dell'aria

La scelta di instradamento del flusso d'aria influenza la flessibilità ed il controllo di processo; dalla tabella 1.4, si nota come il flusso d'aria può essere *in corrente* o *contro-corrente* al flusso di combustibile, in certi casi si sceglie una configurazione mista.

Tabella 1.3 - Flusso dell'aria nei termovalorizzatori a griglia. Fonte [9].

Flusso <i>contro corrente</i>	Flusso <i>in corrente</i>	Flusso <i>misto</i>
<ul style="list-style-type: none"> -Adatto per rifiuti molto umidi/a basso PCI -Buona efficienza nell'essiccazione -Buon trasferimento di calore tra rifiuti e gas -Basse temperature nella sezione finale della griglia -Possibile insufficiente combustione residui gassosi 	<ul style="list-style-type: none"> -Consigliabile per rifiuti ad elevato PCI -Basso trasferimento di calore tra rifiuto e aria -La minor temperatura media dei gas di combustione riduce la formazione di NO_x -Completa combustione del rifiuto (temperature elevate anche nella sezione finale della griglia) 	<ul style="list-style-type: none"> -Combinazione degli effetti positivi di entrambe le configurazioni precedenti
		

1.9.1.2 Forni a tamburo rotante

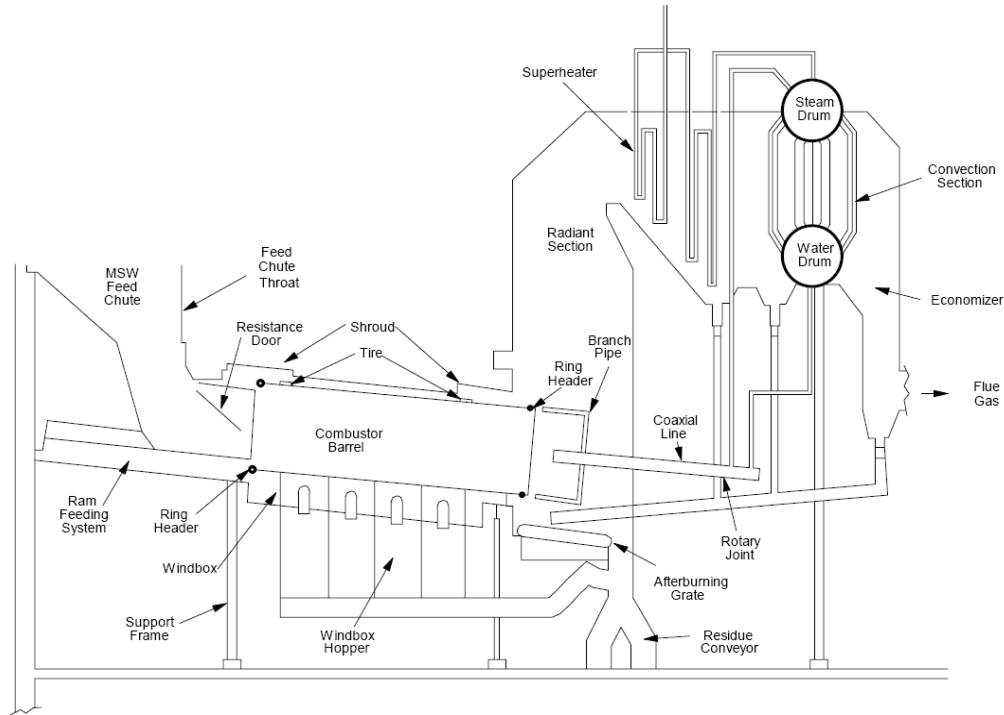


Figura 1.10 - Inceneritore del tipo a forno rotativo. Fonte [9].

Questi forni sono costituiti da un tamburo rotante inclinato di $1-3^\circ$ (per favorire lo scorrimento dei solidi), rivestito o no di materiale refrattario. In molti casi vengono posti al suo interno sistemi di palettature che favoriscono la movimentazione dei materiali. Sono caratterizzati da un'intensità volumetrica di combustione alta ($5 \cdot 10^4 - 20 \cdot 10^4 \text{ kcal/m}^3 \cdot \text{h}$) e temperature di fiamma a loro volta molto alte ($1.400-1.600^\circ\text{C}$ se opportunamente predisposti). Le altezze dei tamburi variano da 1,5 a 5 m e la velocità di rotazione del tamburo è tra 0,2 e 2 g/min. Valgono gli stessi ragionamenti fatti per il forno a griglia sui flussi dell'aria comburente.

I forni rotanti sono caratterizzati da una grande flessibilità del materiale in alimentazione (possono trattare solidi, liquidi, fanghi, ecc.), per cui hanno largo impiego nel campo industriale.

Per le applicazioni ai rifiuti urbani si preferiscono attualmente altri tipi di soluzione, anche in relazione alle efficienze di combustione ottenibili (intese come rapporto tra la potenza termica entrante e quella utile).

Questo tipo di forni hanno generalmente una minor capacità produttiva (sino a 500 t/g).

1.9.1.3 Forni a letto fluido

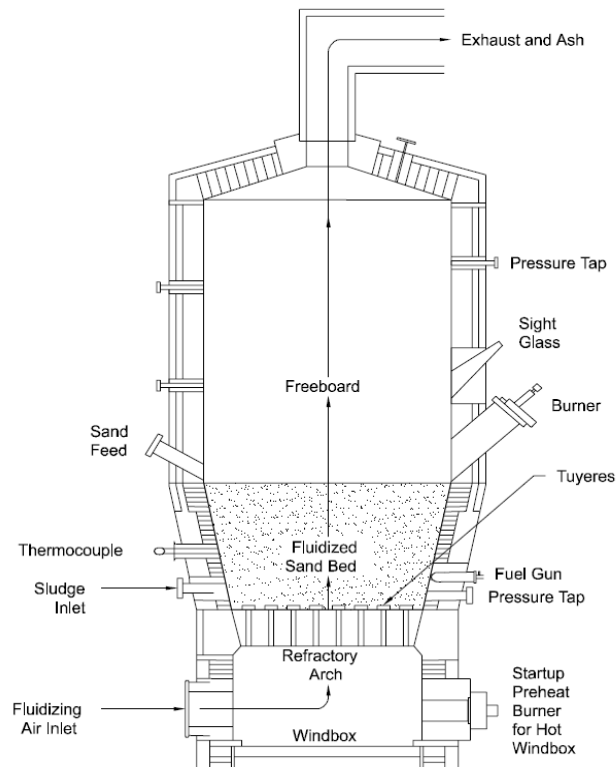


Figura 1.11 - Schema di funzionamento del forno a letto fluido. Fonte [9].

Il forno a letto fluido (LF) è costituito da un cilindro verticale con una griglia alla base attraverso la quale viene insufflata l'aria per sostenere il letto, composto da combustibile e materiale inerte (ad esempio sabbia). Il letto è il luogo dove avviene la combustione dei materiali in sospensione, alla temperatura di circa 850-900°C.

Questi tipi di impianto possono essere a LF bollente (convenzionali) o ricircolati, i quali differiscono per le velocità medie dell'aria (1-3 m/s per i primi, 5-10 m/s per i secondi), inoltre i ricircolati presentano un elevato trascinamento del materiale, che viene poi separato per mezzo di un ciclone e reinviato nel letto.

I vantaggi di questa tecnologia sono [10]:

- semplicità costruttiva, poiché non vi sono organi meccanici in movimento;
- per taglie medio-piccole (inferiori a 12-15 t/ora) costi inferiori alla griglia;
- minor contenuto di inquinanti nei fumi (composti organici tossici quali diossine, furani e policiclici aromatici, NO_x , SO_x e CO) grazie alla cattura in situ operata dal sorbente (principalmente zolfo), all'elevato

tempo di permanenza del rifiuto nel letto e all'assenza di elevati picchi di temperatura;

- adatto per un'ampia gamma di rifiuti (anche miscelati fra loro) e CDR, chiaramente sempre a patto che la pezzatura sia abbastanza ridotta ed omogenea in modo che sia adatta all'utilizzo;
- necessità di pretrattamento del rifiuto: macchina progettata per trattare combustibile con determinate dimensioni e composizioni.

Questo tipo di impianto risente di problemi impiantistici, ad esempio di impaccamento, che incidono al punto tale da rendere preferibile la tecnologia a griglia, ma è comunque più adatta per quanto riguarda la combustione di CDR.

1.9.1.4 Gassificazione e pirolisi

La pirolisi è un processo complessivamente endotermico che opera in assenza di ossigeno al fine di ottenere la degradazione della sostanza a base organica e quindi sostanze solide, liquide o gassose assimilabili a combustibili. Nel processo di gassificazione invece si opera in difetto di ossigeno ottenendo prodotti di ossidazione parziale.

Queste tecniche, ampiamente sperimentate in ambito industriale e da poco applicate ai rifiuti, permettono di ottenere combustibili omogenei e di facile gestibilità, i quali successivamente possono essere utilizzati in svariati modi.

Tuttavia non hanno ancora raggiunto una maturità industriale tale da giustificare l'utilizzo in larga scala, difatti sono attivi per ora solo pochi impianti di pirolisi e gassificazione.

2 Gestione dei rifiuti in Europa e in Italia

Il seguente capitolo riprende gli argomenti del precedente, ma dal punto di vista della gestione: esamina cioè come vengono applicate le tecniche esistenti in Europa e in Italia per lo smaltimento dei rifiuti. Infine viene trattato il tema del problema del consenso da parte dell'opinione pubblica all'applicazione di tali tecniche. Molti dati sono tratti da [2].

2.1 Gestione dei rifiuti: contesto europeo

2.1.1 Smaltimento in discarica

Nel 2009, come si può osservare dal grafico sottostante (figura 2.1), circa il 38 % dei rifiuti urbani gestiti nell'UE 27 è stato smaltito in discarica, il 20 % è stato avviato ad incenerimento mentre il 42% è stato avviato a riciclaggio (incluso il compostaggio ed il trattamento meccanico biologico).

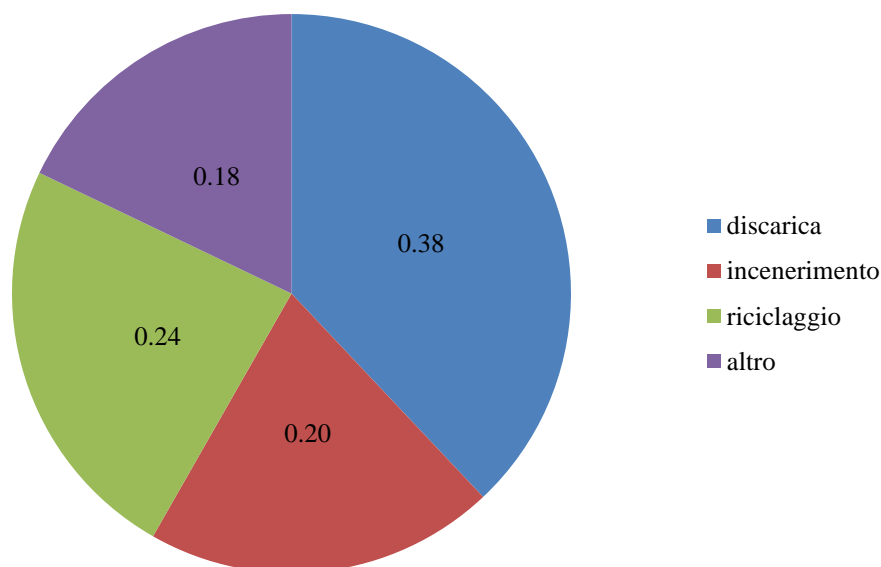


Figura 2.1 - Gestione dei rifiuti urbani nell'UE 27, fonte [2]

Le discariche, pur rappresentando l'opzione meno adeguata dal punto di vista ambientale, costituiscono la via di gestione ancora maggiormente utilizzata,

soprattutto nei Paesi dell'est; sono infatti pochi i Paesi con una percentuale di smaltimento in discarica inferiore al 10% (Germania, Paesi Bassi, Svezia, Belgio, Austria e Danimarca). Il trend registrato in questi ultimi anni indica comunque una riduzione dell'impiego della discarica, il valore pro capite relativo allo smaltimento in discarica nei Paesi UE 27, è passato appunto da 296 kg/abitante del 1995 a 191 kg/abitante del 2009, corrispondenti ad una riduzione del 35% (Fonte [2]).

2.1.2 Incenerimento

Nel 2009, nell'UE sono stati avviati ad incenerimento circa 51 milioni di tonnellate di rifiuti urbani. Dalla figura 2.3 si nota che la quantità di rifiuti pro-capite inceneriti nell'UE 27 è passata da 65 a 102 kg/abitante (pari ad un incremento di circa il 57 %) nel periodo 1995-2009.



Figura 2.2 – Numero di impianti di incenerimento nei Paesi europei e, in rosso, milioni di t/anno di rifiuti inceneriti (compresi i cementifici) nel 2006. Fonte [2]

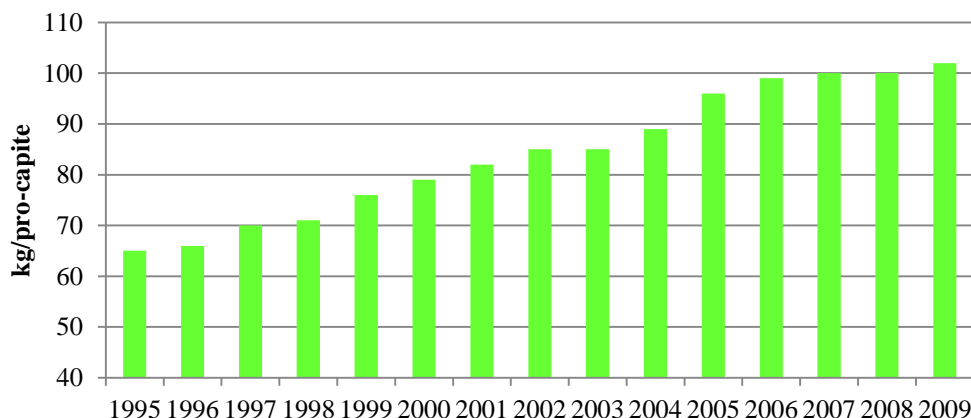


Figura 2.3 - Andamento dei rifiuti inceneriti pro-capite UE 27, fonte [2].

Esiste una forte eterogeneità tra i vari Stati membri ed il dato pro-capite dei rifiuti urbani inceneriti: si passa da realtà in cui si avviano ad incenerimento quantitativi rilevanti di rifiuti urbani, come Danimarca (400 kg/ab. nel 2009), Lussemburgo (254 kg/ab.), Svezia (235 kg/ab.) e Paesi Bassi (196 kg/ab.), a realtà in cui si registrano valori inferiori, ad esempio la Spagna (48 kg/ab.), il Regno Unito (58 kg/ab.) e la Repubblica Ceca (33 kg/ab.).

Si sottolinea inoltre che in Irlanda, Grecia, Cipro, Lettonia, Lituania, Malta, Romania, Turchia e Bulgaria, non si ricorre a questa forma di gestione, mentre in Slovenia e Polonia vengono incenerite quantità marginali.

2.1.3 Gestione rifiuti di imballaggio

Tabella 2.1 Produzione e riciclo dei rifiuti da imballaggi. Fonte [6]

Materiali	Produzione imballaggi	Totale a riciclo	% di riciclo
	[t·1000/anno]		
Vetro	16.477	10.464	63,5
Plastica	15.065	4.175	27,7
Carta e cartone	31.967	24.513	76,7
Metalli	4.802	3.218	67
Legno	13.162	5.448	41,4
Altro	263	14	5,3
Totale	81.736	47.828	58,5

La tabella precedente riassume la situazione relativa ai rifiuti di imballaggio all'anno 2007. Questi dati non comprendono altre forme di recupero come il recupero energetico (incenerimento) o il riutilizzo, che comunque sono tecniche

marginali dal punto di vista della quantità di materiale recuperato rispetto al riciclo.

2.2 Gestione dei rifiuti: contesto italiano

Le politiche di gestione dei rifiuti in Italia sono allineate a quelle europee. Come in Europa, anche in Italia lo smaltimento in discarica resta la soluzione più utilizzata tra le varie attività di gestione, soprattutto nelle regioni centro-meridionali. In genere le regioni del Nord Italia hanno comportamenti più virtuosi e confrontabili a quelli dei paesi europei all'avanguardia (Germania, Svezia, Danimarca, ecc.) rispetto a quelle del Centro-Sud.

Nei paragrafi successivi è descritto più approfonditamente il trend degli ultimi anni sul territorio italiano, che evidenzia una situazione di miglioramento complessivo della gestione integrata dei rifiuti.

2.2.1 Raccolta differenziata (RD), risultati ottenuti a livello nazionale

Si definisce ora la percentuale di raccolta differenziata come in [6].

$$RD(\%) = \frac{\sum_i RD_i}{\sum_i RD_i + RD_{ind} + I + S_{RD}} \cdot 100 \quad (2.1)$$

Dove:

- $\sum_i RD_i$: sommatoria dei quantitativi delle diverse frazioni che compongono la raccolta differenziata, al netto degli scarti, tipicamente rappresentate da:
 - frazione organica (umido + verde);
 - imballaggi (carta, plastica, vetro, legno, metallo). Tale quota include le frazioni derivanti da raccolta multi-materiale, al netto degli scarti, ripartite sulla base dei coefficienti comunicati dai Soggetti gestori o dagli Enti territorialmente competenti o, in assenza di tali informazioni, sulla base dei coefficienti medi calcolati secondo il seguente ordine di priorità: provinciale, regionale, nazionale;
 - altre tipologie di rifiuti di carta;
 - rifiuti di apparecchiature elettriche ed elettroniche di origine domestica;
 - ingombranti a recupero (vetro, plastica, metallo, legno, ingombranti in materiali misti);
 - abiti usati e rifiuti tessili;
 - raccolta selettiva (pile e accumulatori, farmaci scaduti, contenitori T/F, inchiostri, vernici oli, altri rifiuti urbani pericolosi).
- RU_{ind} : rifiuti urbani indifferenziati e rifiuti da spazzamento stradale.
- I: ingombranti a smaltimento.

- SRD: scarti della raccolta differenziata (ad esempio: scarti derivanti dalla raccolta multi-materiale, quantificati sulla base dei coefficienti comunicati dai Soggetti gestori o dagli Enti territorialmente competenti o, in assenza di tali informazioni, sulla base dei coefficienti medi calcolati secondo il seguente ordine di priorità: provinciale, regionale, nazionale).

NB: non sono computati tra i rifiuti urbani e, pertanto, né al numeratore né al denominatore dell'equazione di calcolo della percentuale di RD, i rifiuti inerti, anche se derivanti da demolizioni in ambito domestico, in quanto rifiuti speciali ai sensi della normativa vigente.

Nel 2008 tutte le regioni del Nord, fatta eccezione per la Liguria (21,8%), si collocavano ben al di sopra del target del 40%, obiettivo ai sensi della legge 296/2006 da raggiungersi entro il 31 dicembre 2007. Sud (14,7%) e Centro (22,9%) restavano lontani dalle prestazioni del Nord e quindi dai requisiti legislativi.

Tabella 2.2 - Percentuali e variazione di percentuale di RD in Italia. Fonte [6].

Regione	2008	Variazione della % di RD 2007-2008
Piemonte	48,5	3,7
Valle d'Aosta	38,6	2,5
Lombardia	46,2	1,7
Trentino Alto Adige	56,8	3,4
Veneto	52,9	1,5
Friuli Venezia Giulia	42,6	4,9
Liguria	21,8	2,8
Emilia Romagna	42,7	5,7
Nord	45,5	3,1
Toscana	33,6	2,3
Umbria	28,9	3,9
Marche	26,3	5,3
Lazio	12,9	0,8
Centro	22,9	2,1
Abruzzo	21,9	3,3
Molise	6,5	1,6
Campania	19	5,5
Puglia	10,6	1,7

Basilicata	9,1	1,0
Calabria	12,7	3,6
Sicilia	6,7	0,5
Sardegna	34,7	6,9
Sud	14,7	3,1
ITALIA	30,6	3,1

La raccolta differenziata nel Sud e Nord è cresciuta rispetto al 2007 del 3,1%, nel Centro del 2,1%.

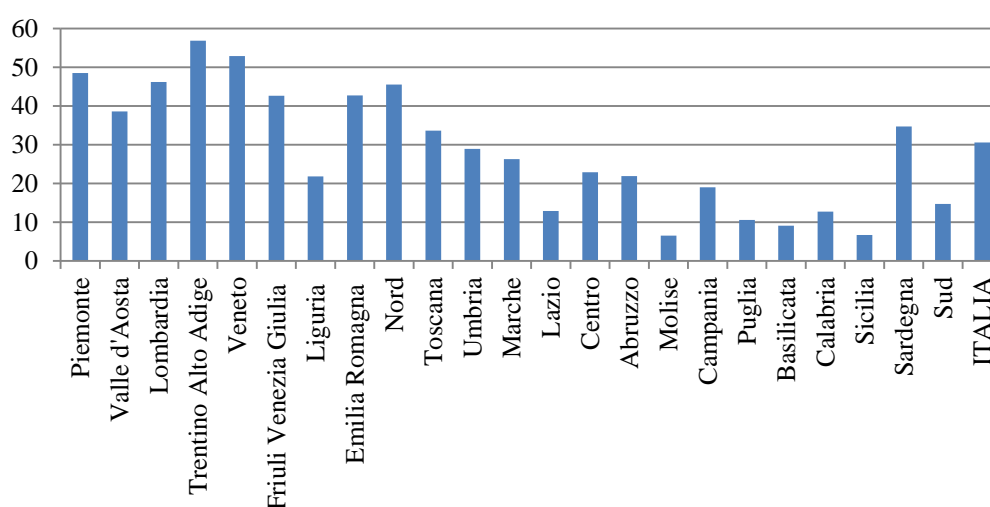


Figura 2.4 - Percentuale di RD 2008 in Italia. Fonte [6].

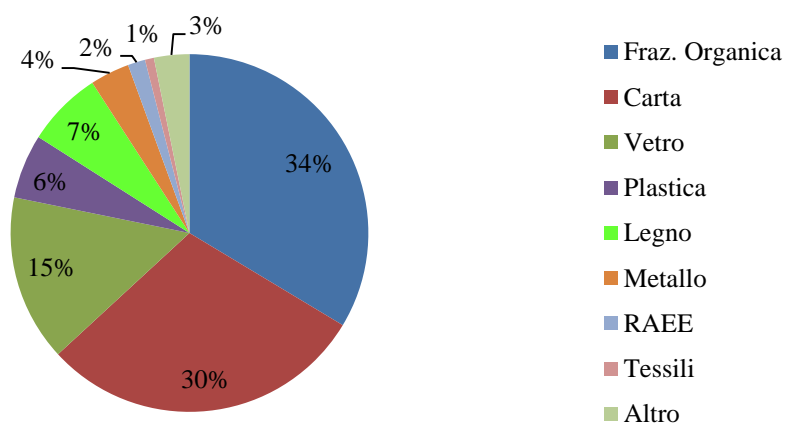


Figura 2.5 – Percentuali delle varie frazioni merceologiche destinata alla RD in Italia nel 2008. Fonte [6].

2.2.2 Riciclo

Data la vastità dell'argomento, si riporta per semplicità un breve resoconto riguardante solamente i principali materiali avviati ad attività di riciclo, quali carta, vetro, plastica e alluminio.

Riciclo della carta

Per quanto riguarda il settore della carta, la tabella 2.3, mostra la produzione assoluta di imballaggi e altro materiale cellulosico del 2009 e la variazione percentuale rispetto alla produzione dell'anno precedente. La riduzione di produzione della carta è in parte attribuibile alla crisi economica del 2008.

Tabella 2.3 - Produzione di carta in Italia nel 2009 Fonte [11].

	t*1000/anno	Variazione % 2009/2008
Imballaggi	4.092	
Altra carta e cartone	4.527	-11,2
TOTALE	8.619	

Nonostante la produzione di carta sia diminuita, l'attività di riciclo è aumentata. Per i soli imballaggi si è passati da un tasso di riciclo del 73,8% nel 2008 al 80,4% nel 2009 e, come mostra la tabella 2.4, questi rifiuti coprono il 69,3% del rifiuto cartaceo totale.

Tabella 2.4 - Riciclo complessivo e dei soli imballaggi della carta nel 2009. Fonte [11].

Riciclo Complessivo [t*1000]	Di cui Imballaggi [t*1000]	Incidenza % Imballaggi
4.752	3.291	69,3%

Riciclo del vetro

Grazie ai vantaggi economici e ambientali, il vetro di recupero è ormai la principale materia prima per le vetrerie, al quale si è aggiunto negli ultimi anni anche il comparto della ceramica. In Italia il tasso di riciclo del vetro è stato del 65% nel 2008 (in Europa del 64%), tale percentuale è ancor più rilevante se si considera che negli Stati Uniti è stato fissato l'obiettivo del 50% nel 2013.

La filiera del vetro, rispetto alle altre filiere dell'imballaggio, risulta essere la meno toccata dalla crisi economica con un immesso al consumo di 2.065.000 tonnellate in calo del 3,5% rispetto al 2008, poiché il suo utilizzo è strettamente connesso con i consumi di prodotti alimentari e, in particolare, di bevande.

Tabella 2.5 - Riciclo complessivo e dei soli imballaggi del vetro nel 2009. Fonte [11].

Riciclo Complessivo [t*1000]	Di cui Imballaggi [t*1000]	Incidenza % Imballaggi
1.775	1.362	76,7

Nel 2009, il riciclo dei rifiuti d’imballaggio in vetro, nonostante la riduzione dei consumi e della produzione delle vetrerie, è aumentata dal 65% al 66% rispetto all’impresso al consumo, con una crescita di circa un punto percentuale rispetto al 2008. In termini complessivi la quantità riciclata è scesa in un anno del 2%, da 1.390.000 t a 1.362.000 t.

Riciclo della plastica

L'impresso al consumo per la plastica ha rilevato un calo nel 2009 del 5,1% rispetto al 2008; si è passati infatti da 2.205 mila tonnellate a 2.092 mila tonnellate. La plastica è la filiera che, come nel caso del vetro, ha meno risentito della crisi complessiva, grazie alla tenuta dei consumi alimentari e al crescente impiego di tale materiale in settori innovativi e in fase di crescita.

In Italia si ricicla circa un terzo della plastica impressa al consumo (691.000 tonnellate nel 2009), ma tenendo conto anche del recupero energetico, si arriva ai due terzi del totale.

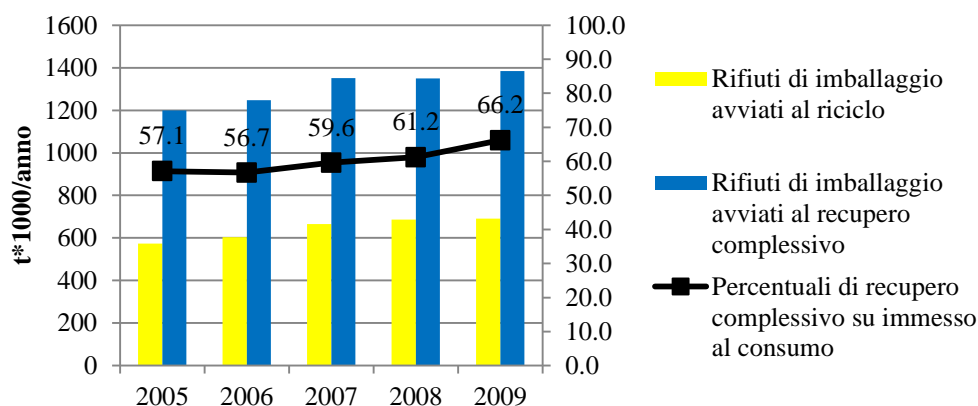


Figura 2.6 – Recupero complessivo, riciclo e tasso di recupero complessivo. Fonte [11].

Nel caso della plastica, il recupero di materia permette di risparmiare più energia di quanta non se ne ricavi dalla produzione di energia elettrica attraverso il recupero energetico e ciò giustifica privilegiare, dal punto di vista dell’ecosostenibilità, questa prima forma di gestione ove tecnicamente fattibile (non tutte le plastiche sono riciclabili) ed economicamente sostenibile.

Tabella 2.6 – Riciclaggio vs recupero energetico (GJ/t). Fonte [6].

Materiali	Energia recuperata con riciclaggio	Energia prodotta	Differenza
Carta mista	9,49	2,25	4,2
HDPE	64,27	6,30	10,2
PET	85,16	3,22	26,4
Altre plastiche	52,09	4,76	10,9

Riciclo dell'alluminio

In Italia, nel 2009 sono state prodotte 186.000 t di alluminio primario, di cui circa un terzo (62.000 t) è stato destinato a imballaggi, di questi, oltre il 90% è stato impiegato nel settore alimentare. Come per i materiali descritti in precedenza, gli imballaggi d'alluminio hanno subito una diminuzione di immissione al consumo: hanno registrato un calo del 6,8% rispetto al 2008, e del 7,5% rispetto al 2007.

Nel 2008 è stato superato l'obiettivo minimo relativo agli imballaggi in alluminio del 50% richiamato all'art. 220 "Obiettivi di recupero e riciclaggio" nella parte quarta del D.Lgs. n.152/06.

Nel complesso, nel 2009, l'industria nazionale ha impiegato circa 683.000 tonnellate di rottami di alluminio di provenienza nazionale (49%) ed estera (51%) di cui 31.200 tonnellate di rifiuti d'imballaggio.

2.2.3 Quantità di rifiuti in discarica

Il D.Lgs. 36/03 prevede che, entro un anno dalla sua entrata in vigore, le regioni, a integrazione del Piano regionale di gestione dei rifiuti, elaborino un programma per la riduzione della frazione biodegradabile da collocare in discarica, allo scopo di raggiungere specifici obiettivi di smaltimento dei rifiuti biodegradabili a breve (173 kg/anno per abitante entro il 2008), medio (115 kg/anno per abitante entro il 2011) e lungo termine (81 kg/anno per abitante entro il 2018). Il provvedimento stabilisce inoltre i requisiti operativi e tecnici per gli impianti di discarica definendo le procedure, i criteri costruttivi e le modalità di gestione di tali impianti al fine di ridurre l'impatto sull'ambiente dei luoghi di raccolta dei rifiuti.

La situazione nel 2008 riguardo il numero degli impianti è esemplificato nella tabella 2.7.

Tabella 2.7 - Situazione discariche nelle macro-aree italiane. Fonte [6].

Area	n° impianti	Quantità smaltita (kt/a)
Nord	101	4.228
Centro	48	5.027
Sud	95	6.727
ITALIA	244	15.981

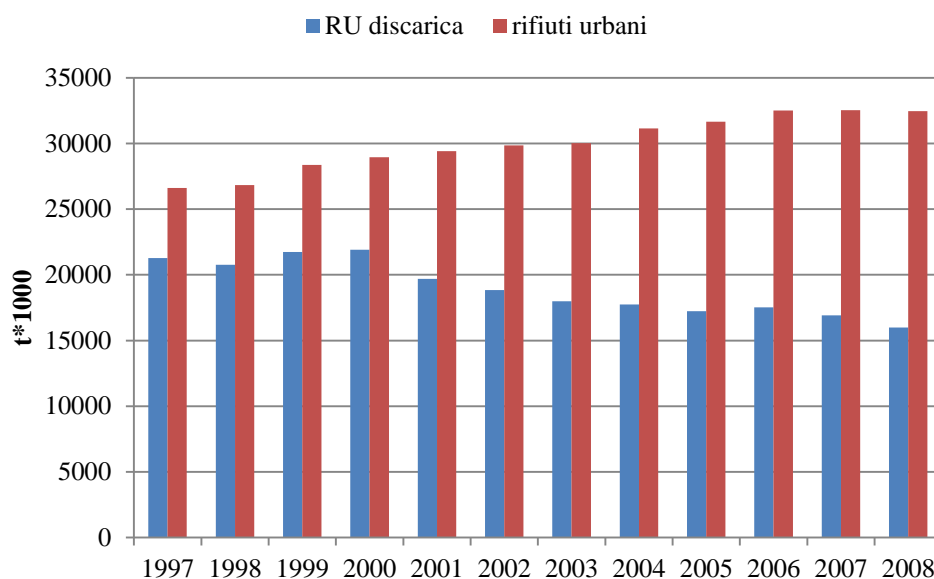


Figura 2.7 - Quantità di rifiuti urbani prodotti e smaltiti in discarica. Fonte [6].

2.2.4 Trattamento meccanico biologico

Per quanto riguarda il trattamento meccanico-biologico, il quantitativo complessivo di rifiuti avviato agli impianti ammontava, nel 2008, a 8.392.421 tonnellate, registrando un incremento rispetto all'anno precedente del 5,8% [6]. Sul totale dei rifiuti sottoposti a tale tipologia di trattamento, il 91%, pari a circa 8,8 milioni di tonnellate, era costituito da rifiuti urbani indifferenziati e il restante 9% da altri rifiuti, quali quelli prodotti da trattamento meccanico di rifiuti, fanghi da trattamento reflui urbani e industriali, frazioni merceologiche di rifiuti urbani quali carta, plastica, metalli, legno, e infine, altri rifiuti provenienti, ad esempio, dal settore tessile e dall'agro industria. Il numero di impianti censiti nel 2008 è pari a 131, in diminuzione di 2 unità rispetto all'indagine dell'anno precedente.

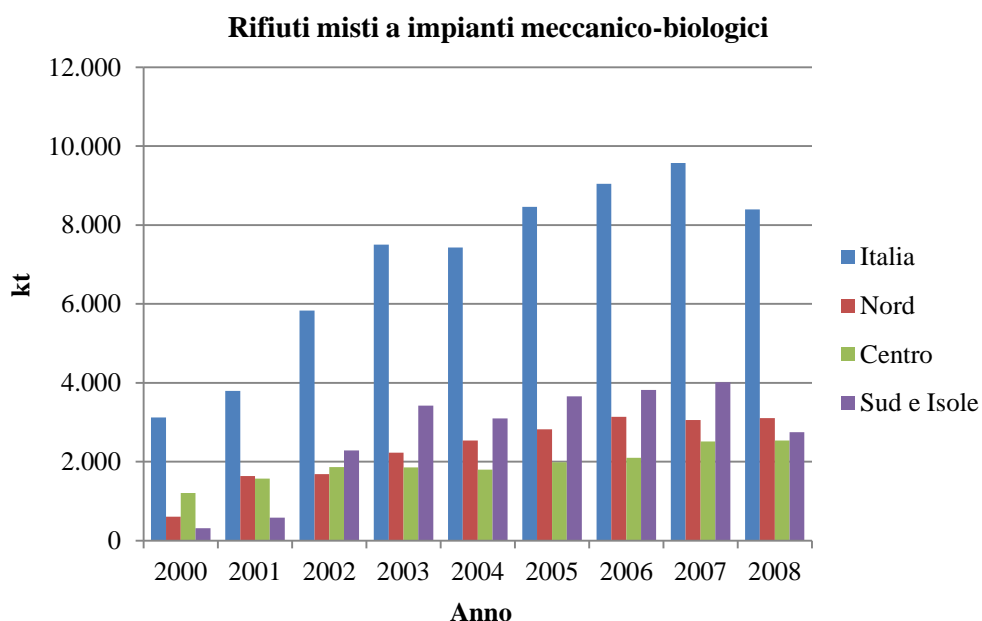


Figura 2.8 - Andamento dell'invio di rifiuti a impianti di trattamento meccanico-biologico in Italia dal 2000 al 2008. Fonte [6].

2.2.5 Compostaggio

In concomitanza con la crescita della raccolta differenziata e l'adozione del nuovo sistema di gestione dei rifiuti, il compostaggio ha avuto un notevole incremento dal 1999 al 2008. Nel 2008, infatti, gli impianti di compostaggio dei rifiuti urbani da matrici selezionate, pari a 290, registrano un quantitativo complessivo di rifiuti trattati pari a 3.390.301 t, con un incremento, rispetto all'anno precedente, pari al 6,6% circa. Si rileva, quindi, una progressiva crescita del settore del compostaggio che, in considerazione dei quantitativi di rifiuti trattati e degli impianti presenti a livello nazionale, assume un ruolo particolarmente rilevante nella gestione dei rifiuti.

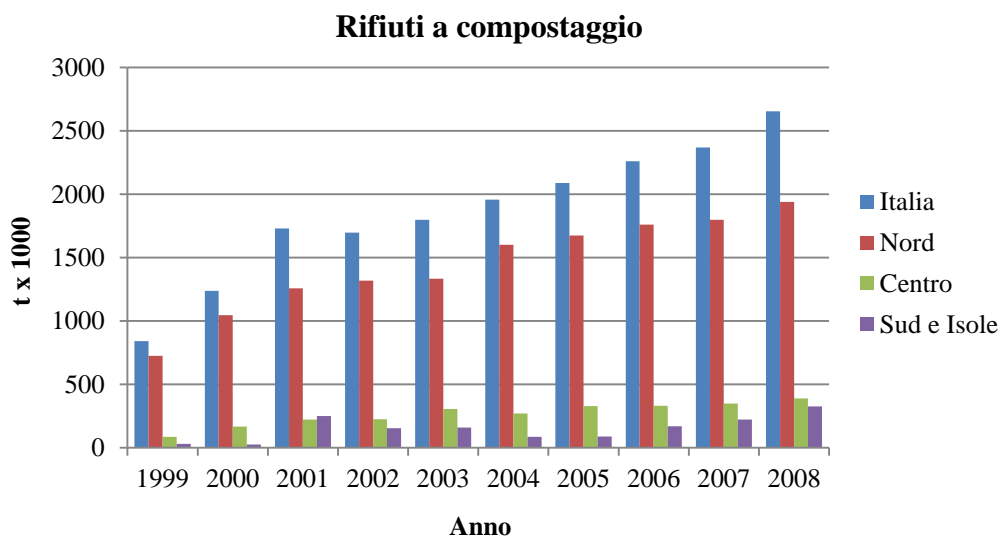


Figura 2.9 – Andamento negli anni della pratica di compostaggio in Italia. Fonte [6].

Nel 2008, gli impianti di compostaggio dei rifiuti da matrici selezionate hanno trattato circa 3,2 milioni di tonnellate di rifiuti. Il quantitativo pro capite di frazione organica da rifiuti urbani avviata a compostaggio, è pari a circa 39,8 kg a livello nazionale, ma mostra una situazione assai diversificata nelle diverse aree del Paese. La potenzialità degli impianti di compostaggio consente ampi margini di miglioramento in tutte le aree geografiche, soprattutto al sud, e, in particolare, dimostra la possibilità di soddisfare fabbisogni più alti in termini di raccolta differenziata.

Tabella 2.8 - Rifiuti misti in impianti meccanico-biologici. Fonte [6].

Ripartizione territoriale	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
	kt							
Nord	602	1.635	1.688	2.227	2.534	2.819	3.135	3.054
Centro	1.207	1.573	1.860	1.855	1.799	1.984	2.096	2.508
Sud e Isole	310	583	2.286	3.421	3.094	3.655	3.816	4.011
ITALIA	3.119	3.791	5.833	7.503	7.427	8.458	9.047	9.572

2.2.6 Incenerimento di rifiuti

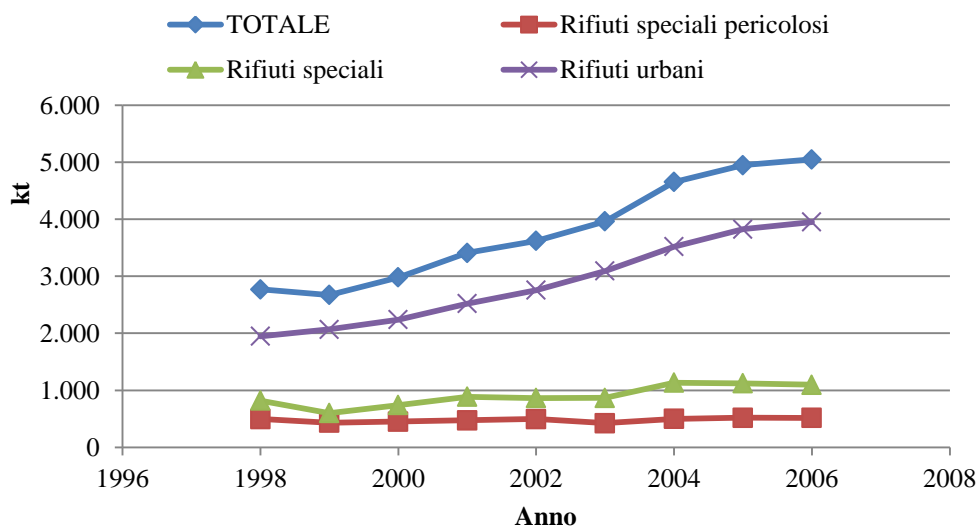


Figura 2.10 - Andamento della quota di rifiuti inceneriti. Fonte [2].

I rifiuti totali avviati a incenerimento hanno subito nel corso degli anni un costante aumento (figura 2.10) che, comunque, rimane ben al di sotto della media registrata in molti Paesi europei. L'aumento è dovuto in particolare al trattamento in impianti per rifiuti urbani, mentre l'incenerimento in impianti dedicati specificatamente al trattamento dei rifiuti speciali e pericolosi è un'attività che in Italia riveste scarsa importanza. I RU e il CDR (in genere derivato per oltre l'80-85% dal trattamento meccanico-biologico dei rifiuti urbani) inceneriti in Italia sono passati da 2,2 milioni di tonnellate del 2000 a oltre 4,1 milioni di tonnellate del 2009; la percentuale rispetto ai RU prodotti è 11,4%.

L'incenerimento dei rifiuti speciali è un'attività di gestione abbastanza marginale in Italia; infatti, nel 2006, interessava solo l'1% (escludendo le attività di stoccaggio di rifiuti) dei rifiuti speciali complessivamente gestiti.

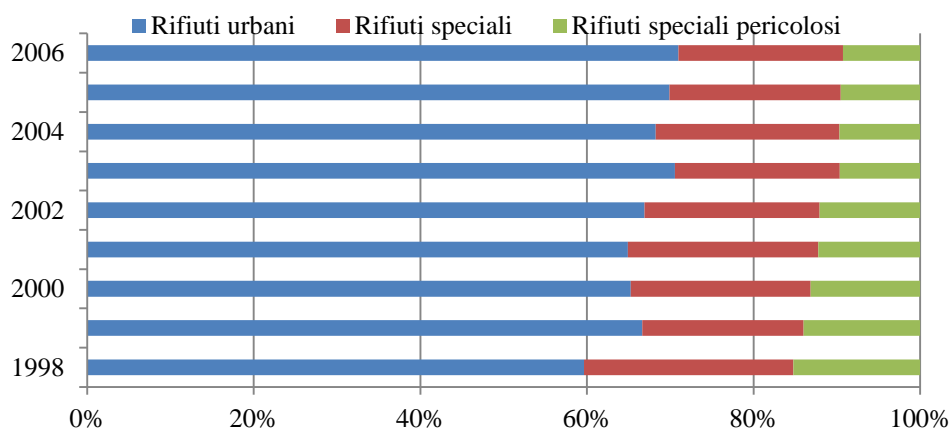


Figura 2.11 – Proporzione dei rifiuti inceneriti tra urbani, pericolosi e speciali. Fonte [2].

2.2.6.1 Numero di impianti di incenerimento

Tabella 2.9 - Numero di impianti di incenerimento. Fonte [2].

numero impianti	totale rifiuti trattati	Recupero Energetico	
		Elettrico (MWh _{el})	Termico (MWh _t)
Impianti SRE(*)	4	31.430	-
Impianti con RET&E	8	1.717.948	1.162.386
Impianti con REE	37	2.873.060	1.901.422
Totale	49	4.622.439	3.063.808

(*) Messina, Siena, Firenze e Roma(Malagrotta). Gli impianti di Siena (rewamping) e Roma Malagrotta (in avvio) hanno operato per brevi periodi e la turbina non è entrata a regime

Legenda - SRE=impianti senza recupero energetico; RET&E=impianti con ciclo di cogenerazione; REE=impianti con solo recupero energetico elettrico

Nel 2008 il numero di impianti operativi di incenerimento era 49, di cui 17 utilizzano CDR. Tuttavia, nonostante la differenza in termini numerici, gli impianti per rifiuti urbani e CDR sono in genere di dimensioni medio-grandi, mentre quelli dedicati all'incenerimento di rifiuti speciali sono di piccole dimensioni.

Il quadro impiantistico denota una notevole concentrazione degli impianti, sia per rifiuti urbani e CDR, sia per rifiuti speciali, nelle aree del Nord e Centro Italia; mentre nel Sud gli impianti sono ancora in numero insufficiente rispetto alle necessità di trattamento. Tuttavia si prospetta un miglioramento per la gestione dei rifiuti urbani e del CDR anche nel sud, grazie alla pianificazione e la realizzazione dei nuovi impianti previsti.

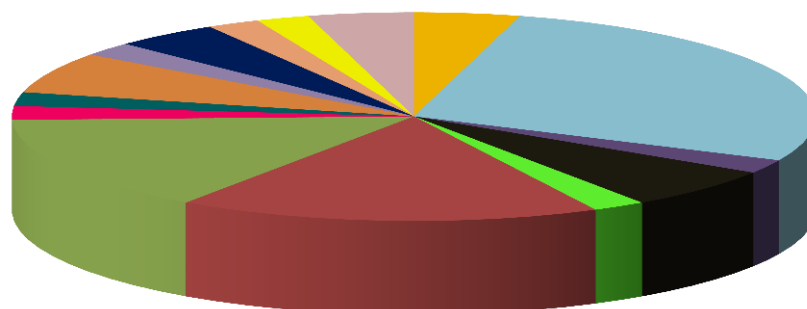
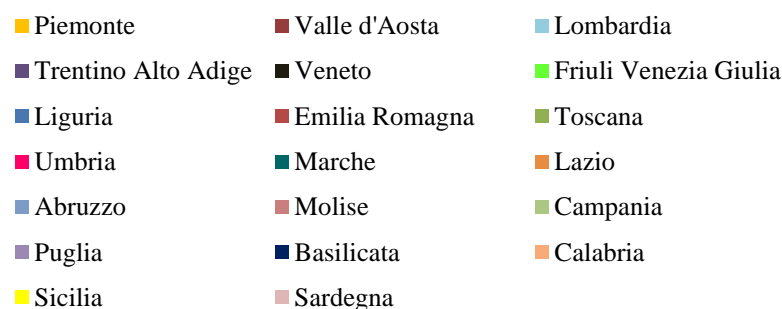


Figura 2.12 - Distribuzione per regione degli inceneritori di rifiuti urbani. Fonte [6].

2.3 Il problema del consenso e proposta di una sua possibile soluzione

Gran parte di questo paragrafo è tratta da [12].

Gli inceneritori, analogamente ad altri tipi di impianti installati sul territorio italiano (i.e. discariche, centrali termoelettriche, siti di stoccaggio di scorie etc.), sono generalmente malvisti dall'opinione pubblica per varie ragioni. Innanzitutto, bruciando rifiuti, generano timore di emissione di gas nocivi e secondariamente, rappresentano una soluzione al problema dello smaltimento dei rifiuti considerata meno ecosostenibile della riduzione di produzione dei rifiuti (obiettivo primario delle normative).

Si osserva una opposizione in prima linea da parte delle popolazioni residenti nei territori individuati per la realizzazione di impianti di incenerimento la cosiddetta sindrome NIMBY (Not In My Back Yard), ovvero il rifiuto di veder costruire vicino a casa propria un impianto i cui danni si riversano principalmente nella zona limitrofa ad esso, mentre i benefici si diffondono molto più ampiamente.

Il sistema con il quale gli enti proponenti danno vita alla realizzazione di infrastrutture a cospicuo impatto ambientale rispecchia, nella grande

maggioranza dei casi, l'approccio detto "tradizionale", basato sulla strategia DAD (Decide Announce Defend): una volta definita l'intenzione di costruire l'opera, il soggetto proponente cerca un sito adatto a ospitarla; verifica la fattibilità tecnica (ingegneristica, burocratico-amministrativa e finanziaria); elabora i progetti ed incomincia a percorrere l'iter autorizzativo. A questo punto i suoi intenti sono di dominio pubblico e per il proponente incomincia la fase di difesa da parte delle parti che si dichiarano contrarie.

Attraverso ricorsi giudiziari, manifestazioni, petizioni richieste di referendum gli oppositori difendono i loro interessi, che tendenzialmente, oltre a quelli già citati sono i seguenti:

- timori per possibili danni alla salute;
- timori per un eventuale degrado ambientale;
- preoccupazione per la possibile riduzione dei valori immobiliari o dei rendimenti agricoli nelle zone coinvolte e limitrofe;
- timori di un "effetto calamita": la concessione della costruzione di un'opera può portare a ulteriori costruzioni di opere simili nello stesso territorio;
- timore dell'imprevedibile;
- timore per il ripetersi di esempi già sperimentati localmente di mala gestione della "cosa pubblica ambiente".

Molto spesso alle critiche dirette nei confronti dell'opera se ne uniscono altre molto più intense rivolte ai principali passaggi del metodo tradizionale che in sostanza possono essere puntualizzate come segue:

- scarse e poco comprensibili informazioni attraverso le quali viene illustrata l'opera;
- coinvolgimento tardivo delle parti interessate, avvenuto a valle della maggior parte delle decisioni inerenti l'intervento;
- difesa dell'opera con argomentazioni scientifiche sulle quali è difficile raggiungere posizioni omogenee;
- timore che alcune promesse accordate in sede di ricerca di consensi non vengano mantenute in futuro;
- sensazioni che ogni opinione venga aggirata e che le decisioni vengano prese in sedi lontane da quella locale.

Tale atteggiamento da parte della popolazione e dell'opinione pubblica è spesso il principale ostacolo alla realizzazione di queste opere che ne rallentano o, nei casi peggiori, ne impediscono il termine. Occorre quindi un sistema alternativo per gestire il conflitto in modo pacifico, efficace ed efficiente.

Negli anni '70 è nata negli Stati Uniti e in Canada la via di *soluzione negoziale dei conflitti* o Alternative Dispute Resolution, che si sta facendo strada in Europa e, molto timidamente, anche in Italia. Questa soluzione negoziale porta con sé la speranza di poter alleviare l'Italia dalla "sterilizzazione"

dell'innovazione dovuta alla tendenza ormai divenuta abitudinaria a contestare gran parte delle proposte inerenti lo smaltimento rifiuti e, più in generale, il settore energetico.

Essa ha un carattere preventivo, prevede il coinvolgimento dei potenziali oppositori prima di aver preso decisioni definitive riguardo all'opera. L'oggetto della discussione non è più l'accettazione o meno di un progetto già completamente delineato, bensì la definizione stessa dei dettagli e degli aspetti controversi del problema che l'opera dovrebbe risolvere. Coinvolge tutte le parti interessate avvalendosi di eventuali figure di mediazione. Si basa sull'adesione volontaria delle parti, in questo modo la comunicazione è bilaterale, interattiva e diretta; ciò allontana il rischio di possibili strumentalizzazioni delle informazioni. E' un procedimento informale, di conseguenza tutte le regole che disciplinano la negoziazione sono stabilite dalle parti coinvolte.

I risultati ottenibili attraverso questo procedimento sono:

- equità nella distribuzione di vantaggi e svantaggi;
- efficienza, in termini di risorse economiche e tempo impiegato nel procedimento decisionale partecipato;
- fondatezza tecnico-scientifica: non è più importante convincere la parte avversa della bontà dei risultati delle ricerche scientifiche condotte a suffragio della propria posizione, quanto trovare le domande fondamentali da porre ad esperti e tecnici accettate da tutti i contendenti;
- stabilità: le clausole stabilite in sede di accordo, decise in un clima partecipato, possono essere la base di futuri accordi e collaborazioni nel caso di eventuali problemi successivi.

Non mancano certo critiche e perplessità nei confronti della metodologia negoziale. Vengono per esempio addotte considerazioni di debolezza dei decisori che attuano metodi negoziali, in quanto incapaci di assumersi responsabilità troppo forti o prendere decisioni impopolari. Occorre notare però che una decisione presa in via consensuale difficilmente può essere demolita nel momento in cui venisse a cambiare il panorama dei decisori istituzionali. Al contrario, spesso, nel caso di decisioni prese unicamente a livello istituzionale, all'atto della caduta del governo locale, esse vengono prontamente messe in discussione.

Vi è anche la preoccupazione per una sorta di fenomeno di "deregulation strisciante", connessa al rischio che le indicazioni legislative vengano aggirate e sostituite con accordi al limite della legalità. In realtà il processo negoziale cammina parallelamente a quello autorizzativo e non vuole sostituirsi alla legge, anzi il suo obiettivo è che essa venga applicata in modo consensuale e funzionale alla dialettica del conflitto.

Il caso più noto è forse quello relativo alla deforestazione della foresta amazzonica che ha coinvolto la popolazione brasiliana e peruviana ed ha concorso alla creazione del movimento ASAREAJ (*Associação de Seringueiros e Agricultores da Reserva Extrativista do Alto Juruá*) nel 1992 [13], ma esistono numerosissimi altri esempi [14].

3 Produzione di CDR

Al fine di caratterizzare i flussi di massa e di energia nella produzione di CDR a partire da RUR tal quale si è proceduto utilizzando come dati di partenza le composizioni del rifiuto dello studio PRIN 2006, elaborati utilizzando appositi modelli della bioessiccazione e del trattamento meccanico che sono stati tarati/validati con dati raccolti sul campo presso l'impianto di Siderno e con dati sperimentali dell'università di Trento.

Questo capitolo ha quindi la finalità di definire i dati di partenza dello studio, la filiera di trattamento e quindi l'impianto preso in esame come esempio, infine, di descrivere i dati raccolti utilizzati per tarare i modelli utilizzati nel capitolo successivo per definire in modo completo (al fine del recupero energetico) il CDR.

3.1 Caratterizzazione del residuo da RD (Raccolta Differenziata)

I paragrafi 3.1.1, 3.1.2 e 3.1.3 definiscono le caratteristiche del rifiuto tal quale e dell'RRD (o RUR) utilizzato come input per il presente lavoro. I dati provengono prevalentemente da [15]. Si ricorda che i dati PRIN sono precedenti al lavoro di tesi.

3.1.1 Rifiuto di partenza

La composizione del rifiuto tal quale (il rifiuto prodotto a monte di qualsiasi forma di selezione) utilizzato in questo studio è stata quantificata grazie alla collaborazione tra il DIAR e il Dipartimento di Energia – Politecnico di Milano nell'ottica del progetto PRIN 2006. La rappresentazione del rifiuto italiano è stata ottenuta combinando dati provenienti dal “Rapporto rifiuti 2005”, compilato da APAT-ONR [3].

La figura 3.1 riporta le percentuali delle varie classi merceologiche prese in considerazione nel rifiuto urbano di partenza, si nota come le frazioni maggiori siano in ordine decrescente: *carta, organico, plastica e sottovaglio (organico e inerti)*.

Percentuali delle frazioni del RU di partenza

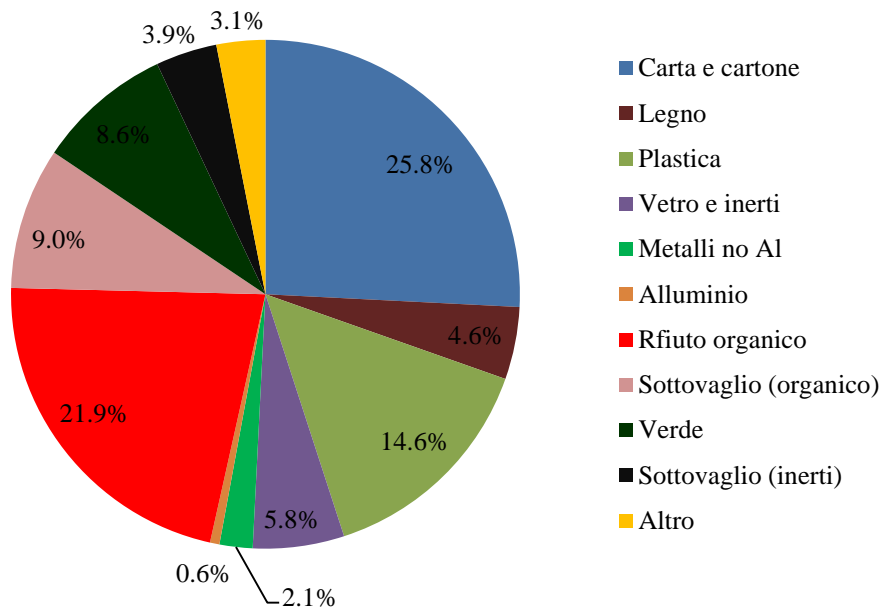


Figura 3.1 - Composizione merceologica del rifiuto solido urbano di partenza, a monte di qualsiasi separazione. Fonte [15].

Il *Sottovaglio*, rappresentante un discreto quantitativo del tal quale (13%), è definito formalmente come materiale dalle dimensioni inferiori ai 20 mm. Tale frazione è stata suddivisa in sottovaglio inerte (30% del sottovaglio) e sottovaglio organico (70% del sottovaglio), assimilato al rifiuto organico nella modellazione della raccolta.

3.1.2 Scenari della raccolta differenziata

Gli elementi di base che hanno definito gli scenari e i percorsi di recupero sono i seguenti:

- il livello di separazione merceologica, per il quale sono stati considerati i tre obiettivi fissati dal D.Lgs. 152/06: 35% entro il 31 dicembre 2006, 50% entro il 31 dicembre 2008 e 65% entro il 31 dicembre 2012;
- la dimensione dell'area di raccolta, per la quale si sono considerate due opzioni: Bacino Grande (750.000 t/a di RU) rappresentante una realtà metropolitana come la città di Milano e Bacino Piccolo (150.000 t/a RU), rappresentante una tipica provincia italiana comprendente una cittadina (con 1/3 della popolazione in città e 2/3 nella zona suburbana),

questo bacino non è però stato preso in considerazione nel seguente studio per quanto riguarda l'LCA.

Ciascuna filiera è basata, o sulla raccolta porta a porta, o sul conferimento collettivo: possibili situazioni ibride (attualmente in atto in certi comuni italiani) non sono state considerate nello studio eseguito dal DIAR. E' stato selezionato un certo connubio tra raccolta multi e mono-materiale.

In particolare:

- la **filiera A** è basata sulla raccolta a conferimento collettivo (*drop-off*) con una percentuale di selezione del **35%**. Non include la raccolta di scarti da cucina (FORSU), perché tipicamente non conveniente con questo tipo di sistema per via della bassa qualità del materiale conferito. E' composta da raccolta di carta mono-materiale, raccolta multi-materiale di vetro-plastica-metalli e piattaforme ecologiche per il conferimento di scarto verde, legna e metalli;
- la **filiera B** (*drop-off*) è caratterizzata da raccolta mono-materiale di carta, plastica e vetro. L'unico modo per raggiungere l'obiettivo del **50%** di raccolta differenziata è assumere i valori di intercettazione più alti possibile per tutti i materiali. Il 50% si può allora considerare una sorta di limite fisiologico superiore del conferimento collettivo che non include la raccolta dello scarto di cucina;
- la **filiera C** è costituita da raccolta porta a porta (*kerbside*) mono-materiale, eccetto per il rifiuto verde e i metalli che vengono conferiti nelle piattaforme ecologiche. I livelli di intercettazione adottati per raggiungere il **50%** di separazione sono compresi tra i valori minimi e massimi presenti in letteratura per ciascuna frazione di rifiuto, incluso il rifiuto putrescibile domestico;
- la **filiera D** (*kerbside*) raggiunge il traguardo del **65%**. I livelli di intercettazione sono vicini a quelli massimi per la raccolta mono-materiale di carta, rifiuto organico e vetro. La plastica e i metalli sono raccolti con il sistema multi-materiale. Inoltre, legno, rifiuto verde e metalli sono raccolti in piattaforma ecologica.

La tabella 3.1 riassume i livelli di intercettazione assunti per ciascuna filiera. Nella filiera C i livelli di intercettazione dei materiali da imballaggio sono inferiori in confronto a quelli della filiera B. In aggiunta, tutti i livelli di intercettazione dei materiali da imballaggio della filiera D sono inferiori (con l'eccezione di quello della plastica) di quelli assunti per la filiera B, poiché il divario per raggiungere il livello 65% è compensato dalla raccolta dei rifiuti alimentari.

Tabella 3.1 – Efficienze di raccolta per ciascun materiale nelle quattro filiere analizzate (valori percentuali). Fonte [15].

Materiali	Filiera A	Filiera B	Filiera C	Filiera D
Carta	65,0	70,0	47,0	64,0
Legno	64,0	88,0	65,0	80,0
Plastica	4,7	57,0	45,0	60,0
Vetro	62,0	96,0	60,0	90,5
Metalli no Al	55,4	70,0	27,5	40,0
Aluminio	55,1	92,0	34,0	88,0
Rifiuto Organico	0,0	0,0	48,0	60,0
Rifiuto Verde	75,0	100,0	75,0	92,0

Le efficienze di intercettazione, selezione e recupero della composizione del rifiuto tal quale sono state stimate dal DIIAR – Politecnico di Milano [15]. Questi dati provengono da un'estesa ricerca bibliografica [16] supportata da valutazioni specifiche focalizzate su distretti rappresentativi italiani, finalizzati alla determinazione di livelli reali e sostenibili di intercettazione di ogni frazione merceologica del rifiuto. I livelli di intercettazione sono stati differenziati per frazione merceologica e per modalità di raccolta (porta a porta, conferimento collettivo, multi-materiale o mono-materiale). I coefficienti sono stati determinati in base allo stato dell'arte dei processi eseguiti in Italia.

3.1.3 Recupero di materia: efficienze di selezione e riciclaggio

Prima di essere inviati agli impianti di recupero di materia, ogni flusso separato richiede uno stadio di selezione per togliere materiali non adeguati al recupero. L'efficienza di selezione è il parametro che misura la quantità di materiale effettivamente avviato al recupero.

La tabella 3.2 riporta le efficienze di selezione delle raccolte mono-materiali assunte per le differenti filiere.

Nel caso della raccolta multi-materiale, è necessario un ulteriore stadio preliminare alla selezione per suddividere le varie frazioni di rifiuto. La tabella 3.3 mostra la composizione dei flussi multi-materiali degli scenari A e D.

Lo scenario A è caratterizzato da una raccolta multi-materiale pesante (comprendente cioè anche il vetro). Dopo la separazione, i residui sono circa il 7%, composti per lo più da plastica. Si è ipotizzato che il ferro (4.5% del flusso) e l'alluminio (0,5% del flusso) siano selezionati con un'efficienza del 94% e 85% rispettivamente. Il vetro (73% del flusso) è selezionato con un'efficienza del 70% [17] e la plastica (15% del flusso) venga selezionata al 50%.

Nello scenario D si effettua una raccolta multi-materiale leggera. Se si considera il flusso totale di rifiuti all'impianto di separazione, circa il 75% è composto da plastica riciclabile, selezionata con un'efficienza del 56%, più alta dello scenario A, poiché non è contaminata dal vetro. Il ferro e l'alluminio recuperabili sono

circa il 6,7% e l'1,7% rispettivamente, selezionati con le stesse efficienze dello scenario A.

Infine, tutte le frazioni selezionate sono inviate ai processi dei riciclaggio, caratterizzati dalle proprie efficienze. Queste sono state determinate ancora una volta con ricerche bibliografiche estese condotte dal DIIAR, supportate da valutazioni specifiche, focalizzate sugli impianti italiani. I risultati sono esposti in tabella 3.4.

Il verde e il rifiuto organico vengono inviati in impianti di compostaggio o in alternativa, a impianti di digestione anaerobica.

Tabella 3.2 - Efficienze di selezione mono-materiale. Fonte [15].

Frazioni del rifiuto	Efficienze di selezione [%]	Scenario
Ferro/acciaio	90.0	Tutti
Aluminio	95.0	Tutti
Vetro	94.2	B
	86.0	C; D
Carta	95.5	A; B
	98.0	C; D
Legno	86.5	Tutti
Plastica	65.0	B
	84.5	C
Verde	80.0	Tutti
Organico	80.0	C; D

Tabella 3.3 - Efficienze di selezione multi-materiale. Fonte [15].

	Vetro	Plastica	Ferro/Acciaio	Alluminio	Residui
Vetro-Plastica-Metalli (scenario A)	73,0%	15,0%	4,5%	0,5%	7,0%
Plastica-Metalli (scenario D)	-	75,0%	6,7%	1,7%	16,6%

Tabella 3.4 - Efficienze di riciclo dei materiali selezionati. Fonte [15].

Frazioni	Efficienze di riciclo (%)	Processo di recupero
Ferro/acciaio	90,5	Forno
Aluminio	83,5	Forno
Vetro	100	Forno
Carta	89,0	Industria della carta
Legno	95,0 ⁽¹⁾	Industria di pannelli di legno
Plastica ⁽²⁾	74,5	Meccanico riciclaggio

(1) Prima dell'essiccazione.

(2) Si è assunto che il flusso di plastica fosse costituito da PET al 55%, HDPE al 20% e altri polimeri poliolefinici al 25%, con le rispettive efficienze di riciclaggio del 75%, 90% e 60%.

L'applicazione di tutti questi coefficienti di intercettazione, selezione e recupero di materiale, presentati finora, a ciascuna frazione costituente il rifiuto tal quale ha generato le composizioni (in termini di frazioni) dei residui indifferenziati e dei residui da raccolta. Per i residui del riciclo non è sempre stato possibile (come nel caso della carta) poiché hanno composizione e contenuti energetici e di umidità abbastanza differenti dal rifiuto originario.

E' da sottolineare che l'ammontare del materiale disponibile per il recupero energetico è significativamente maggiore del residuo da raccolta differenziata, poiché selezione e riciclaggio generano significativi quantitativi di residui e il loro potere calorifico è più alto dell'originale rifiuto tal quale. Quindi, il potenziale energetico di ciò che rimane dopo il riciclo è sempre più alto del complemento a 100% della percentuale di raccolta differenziata.

Tabella 3.5 - Composizione merceologica del RUR nei diversi scenari analizzati. Fonte [15].

Composizione RUR, % in massa	Scenario A 35%	Scenario B 50% no FORSU	Scenario C 50% FORSU	Scenario D 65%
Carta e cellulosici	14,14	15,07	24,78	20,62
Legno	2,95	1,92	3,56	3,02
Plastica	20,67	16,21	16,13	22,56
Vetro e inerti	5,02	0,98	5,01	2,76
Metalli no Al	1,54	1,38	2,84	3,09
Alluminio	0,44	0,14	0,76	0,32
FORSU	31,61	38,53	23,99	24,38
Sottovaglio FORSU	13,06	15,92	9,91	10,08
Sottovaglio inerte	5,60	6,82	6,90	8,30
Verde	4,97	3,03	6,12	4,86
Altro	0,00	0,00	0,00	0,00
Totale	100	100	100	100
PCI [MJ/kg]	9,89	9,55	9,73	10,81

Tabella 3.6 - Dati PRIN06 ricavati dal rapporto CEWEP (Confederation of European Waste-to-Energy Plants). Classificazione elementare per classe merceologica, su base secca. Fonte [14].

RUR	Base secca							PCI [MJ/kg]
	Sostanza combustibile							
	C	Cl	F	H	O	N	S	
Carta e cellulosici	44,12	0,15	0,01	6,62	48,53	0,53	0,04	16,20
Legno	50,25	0	0	6,09	43,35	0,2	0,1	18,84
Plastica	76,2	0,85	0	11,68	10,32	0,91	0,04	32,65

Vetro e inerti	16,82	1,26	0,84	0,42	42,04	33,63	4,99	0,00
Metalli no Al	16,13	6,86	0,4	0,81	32,27	40,34	3,19	0,00
Alluminio	16,13	6,86	0,4	0,81	32,27	40,34	3,19	0,00
FORSU	46,96	0,75	0,01	8,01	41,43	2,76	0,08	19,67
Sottovaglio FORSU	46,96	0,75	0,01	8,01	41,43	2,76	0,08	19,67
Sottovaglio inerte	0	0	0	0	0	0	0	0,00
Verde	50,25	0	0	6,09	43,35	0,2	0,1	18,84
Altro	50,09	1,18	0,01	8,11	38,16	2,15	0,31	20,18

La maggior parte dei dati della tabella 3.7 invece sono stati elaborati da uno studio CEWEP [18] finalizzato a fornire un set di dati per una Life Cycle Inventory (LCI) dell'incenerimento di RU in impianti WtE per l'European Reference Life Cycle Data system (ELCD).

A loro volta, la maggior parte dei dati dello studio CEWEP provengono da un lavoro tedesco molto dettagliato: "Composition and content of harmful substances in municipal solid waste" [19] e altre fonti tedesche.

Tabella 3.7 – Classificazione elementare per classe merceologica su base umida. Fonte [14].

RUR	Tal quale su base umida									
	C	Cl	F	H	O	N	S	Umidità	Ceneri	PCI [MJ/kg]
Carta e cellulosici	30,97	0,11	0,01	4,65	34,07	0,37	0,03	22	7,80	10,83
Legno	38,61	0,00	0,00	4,68	33,31	0,15	0,08	22	1,17	13,94
Plastica	60,62	0,68	0,00	9,29	8,21	0,72	0,03	14	6,45	25,63
Vetro e inerti	0,43	0,03	0,02	0,01	1,08	0,87	0,13	1	96,43	-0,02
Metalli no Al	0,42	0,18	0,01	0,02	0,83	1,04	0,08	1	96,43	-0,02
Alluminio	0,42	0,18	0,01	0,02	0,83	1,04	0,08	1	96,43	-0,02
FORSU	16,37	0,26	0,00	2,79	14,44	0,96	0,03	59	6,15	5,41
Sottovaglio FORSU	16,37	0,26	0,00	2,79	14,44	0,96	0,03	59	6,15	5,41
Sottovaglio inerte	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	30	70,00	-0,74
Verde	12,37	0,00	0,00	1,50	10,67	0,05	0,02	75	0,38	2,80
Altro	21,98	0,52	0,00	3,56	16,74	0,94	0,14	32,5	23,63	8,06

Dai dati delle tabelle 3.5 e 3.7 si ricava quindi la composizione elementare del RUR per le quattro filiere di raccolta differenziata (tabella 3.8).

Tabella 3.8 - composizione elementare del RUR per le 4 filiere di RD prese in considerazione (valori in % in massa sul tal quale)

	A	B	C	D
C	26.00	24.53	25.17	27.50
Di cui rinnovabile:	13.44	14.69	15.35	13.79
Cl	0.28	0.27	0.23	0.27

F	0.00	0.00	0.00	0.00
H	4.04	3.86	3.86	4.23
O	14.55	15.31	16.58	15.44
N	0.70	0.73	0.62	0.64
S	0.03	0.03	0.04	0.03
<i>Ceneri</i>	<i>15.91</i>	<i>12.79</i>	<i>18.25</i>	<i>17.00</i>
<i>Umidità</i>	<i>38.49</i>	<i>42.48</i>	<i>35.24</i>	<i>34.89</i>
<i>PCI - MJ/kg</i>	<i>9.75</i>	<i>9.03</i>	<i>9.27</i>	<i>10.38</i>

3.2 Perché produrre un CDR

I vantaggi del CDR rispetto al RSU sono: un più alto potere calorifico, una maggiore omogeneità della composizione chimico-fisica, un recupero addizionale di metalli ferrosi e non, la maggiore facilità di trasporto, movimentazione e immagazzinamento.

La produzione di CDR provvede anche a una parziale “sanitarizzazione” del rifiuto. La *sanitarizzazione* consiste nella riduzione dell’azione batterica a seguito della fase di bioessicazione. Quest’ultima comporta infatti la diminuzione dell’umidità e la stabilizzazione, a patto che la bioessicazione venga effettuata per un tempo sufficientemente lungo, della frazione organica putrescibile. Inoltre la fase di raffinazione aero-meccanica riduce ulteriormente la frazione organica.

Diminuisce in questo modo il possibile rischio di diffusione di epidemie e infezioni nel caso in cui si debba stoccare il CDR per periodi lunghi.

Legislazioni correnti stanno alzando gli standard qualitativi del CDR, in modo che venga utilizzato sempre più facilmente come combustibile secondario sostitutivo o ausiliario (Capitolo 5). La produzione di un CDR con alto potere calorifico richiede però delle linee di trattamento complesse che causano basse efficienze massiche, intese come il rapporto tra la massa di CDR uscente e la massa di RSU (oppure RRD, o bioessicato) entrante nella linea. Questo induce alti costi di produzione che tendenzialmente riducono l’interesse del mercato verso il CDR.

3.3 Processo di produzione del CDR preso in esame

Esistono molti modi per produrre il CDR, e poiché questo tipo di smaltimento è piuttosto diffuso, si sono sviluppate strade assai diverse per ottenere tale prodotto.

Nel prosieguo, comunque, verranno trattati esclusivamente lo studio sul processo MBT in cui la produzione di CDR può essere suddivisa in tre fasi principali: omogeneizzazione dimensionale leggera del RUR, bioessicazione e raffinazione aero-meccanica del bioessicato.

Si è scelto di considerare questa particolare filiera di produzione del CDR, in quanto la tendenza degli ultimi anni è bioessicare il RUR tal quale per poi trattarlo aero-meccanicamente.

L'impianto preso come riferimento (paragrafo 3.4), è stato recentemente convertito da flusso separato a flusso unico. Le differenze tra queste due tipologie di impianto sono le seguenti:

- nel processo a flusso separato, una selezione separa la FO (frazione organica) dal resto del rifiuto che diventa CDR. La bioessicazione è dunque effettuata sulla sola parte organica del rifiuto;
- nel processo a flusso unico, si esegue una bioessicazione di tutto il RUR che, a seguito di operazioni di selezione, diventa CDR.

La differenza sostanziale tra le due possibilità di trattamento sta nel modo in cui è lavorata la FO. Nel caso di impianti a flussi separati, la FO ottenuta per vagliatura meccanica, viene stabilizzata aerobicamente (FOS) per essere poi destinata in discarica o, laddove previsto, a recuperi ambientali (soluzione difficilmente attuabile). Al contrario nel caso di sistemi a flusso unico la FO non è fisicamente separata dal resto del rifiuto ed è anch'essa, dopo bio-processo, termoutilizzata per produrre energia.

Sebbene un impianto a flusso unico dia buoni risultati prestazionali solamente quando la percentuale di rifiuto organico supera il 20-30%, gli impianti a flussi separati hanno creato più problemi di quanti volessero risolvere. Infatti la FOS veniva prodotta sostanzialmente per essere smaltita in discarica, visto che un suo eventuale impiego risulta raramente una evenienza praticabile. Inoltre la produzione di FOS è economicamente ed energeticamente dispendiosa, non consente di sfruttare il contenuto energetico della frazione organica ed è causa di emissioni odorifere maleodoranti di difficile gestione. Oltre a queste ragioni, si preferisce il processo a flusso unico per via di alcuni vantaggi che comporta rispetto a quello a flussi separati:

- grazie alla possibilità di intervento sui parametri di processo (temperatura d'aria, durata, ecc.) è sempre possibile ottenere un PCI soddisfacente i limiti delle norme (15 MJ/kg) (DM 2.5.1998). Nel caso del trattamento a flusso separato, invece il superamento del PCI è fortemente influenzato dalla presenza di umido nel rifiuto;
- riduzione dei tempi di lavorazione. A differenza dei 28-30 giorni di stabilizzazione necessari a ottenere il FOS, il processo di produzione di CDR a flusso unico impiega 15 giorni al massimo. Nonostante la durata maggiore del primo processo, esso non dà risultati sicuri per quanto

riguarda la stabilizzazione a differenza del secondo. Ciò è in gran parte dovuto alla più efficace distribuzione dell'ossigeno nella biomassa (maggiore pezzatura del rifiuto non vagliato) e quindi ad un più veloce avvio dei processi aerobici esotermici;

- riduzione degli scarti a discarica;
- riduzione delle emissioni odorifere data la durata ridotta del processo, la migliore stabilizzazione dell'organico e la produzione scarsa di percolato;
- trasporto e stoccaggio più sicuri del CDR, dovuto alla scarsa probabilità di autocombustione, legata ancora alla sua buona stabilità.

3.4 Impianto di riferimento



Figura 3.2 - Impianto Veolia di trattamento dei RSU di Siderno.

Dalla collaborazione tra il consorzio LEAP e Veolia, è nata la possibilità di seguire l'impianto MBT di Siderno nei giorni successivi ad alcune prove di bioessiccazione veloce.

Quello di Siderno è uno dei quattro impianti gestiti da Veolia in Calabria per il trattamento dei RSU. Recentemente tale impianto ha iniziato sperimentazioni sulla bioessiccazione dei RSU valutando due processi, uno lento (7-10 giorni) e uno veloce (4 giorni), a fronte della crisi in materia di rifiuti in cui si è trovata la regione negli ultimi tempi. Per questa ragione, con lo scopo di velocizzare i tempi di trattamento, gli impianti calabresi, tra cui anche quello di Siderno, hanno subito un revamping da *flusso separato* a *flusso unico*.

A seguito della conversione a *flusso unico* il rifiuto conferito all'impianto viene bioessiccato e successivamente raffinato meccanicamente. Il CDR prodotto viene pressato all'interno di container e infine inviato all'inceneritore di Gioia Tauro.



Figura 3.3 - Schema del sistema di produzione a del CDR *flusso unico*.

In precedenza invece, quando l'impianto funzionava ancora a *flusso separato*, immediatamente dopo il conferimento, il rifiuto veniva vagliato. Il sovravaglio, a valle di raffinazioni meccaniche diveniva CDR, mentre il sottovaglio, costituito dalla frazione organica, veniva biostabilizzato, per la produzione di FOS.

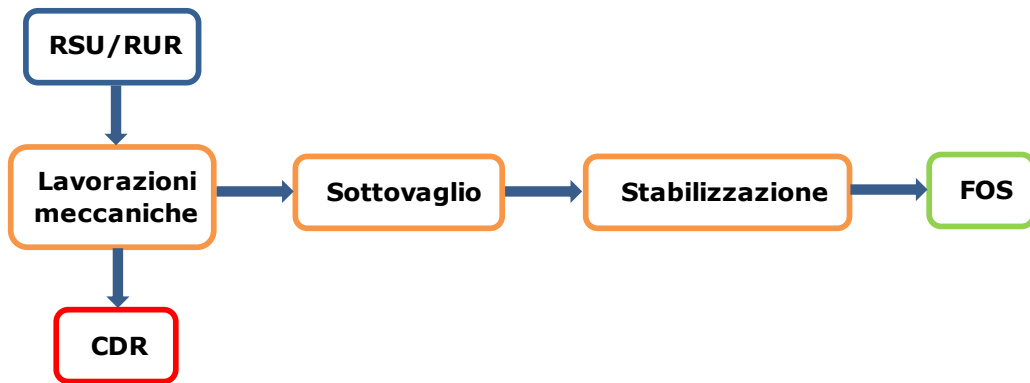


Figura 3.4 - Schema del sistema di produzione a del CDR "flusso separato".

Quest'ultimo tipo di processo non era abbastanza soddisfacente in termini di qualità del CDR (eccessiva umidità) e di tempistica per la produzione del FOS ed è stato di conseguenza riconvertito a "flusso unico".

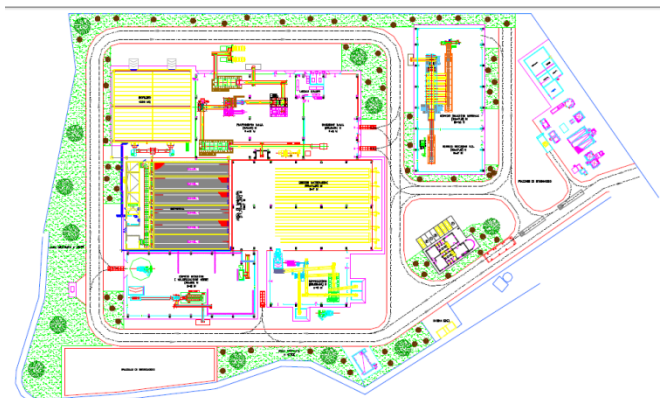


Figura 3.5 - Layout dell'impianto di trattamento rifiuti di Siderno

3.5 Fasi della filiera presa in considerazione

La filiera per il trattamento biologico-meccanico considerata, mostrata in figura 3.4, è utilizzata attualmente all'impianto Veolia di Siderno (vedi paragrafo 3.4), è una soluzione ancora sotto indagine per quanto riguarda il consumo di energia elettrica e la resa in massa, si stanno attualmente valutando la variazione di alcuni parametri di processo, come la portata d'aria e la durata per la bioessicazione, e qualche leggera variante impiantistica come ad esempio la dimensione dei fori dei vagli. Nonostante questo lo schema nel complesso non dovrebbe subire grosse variazioni.

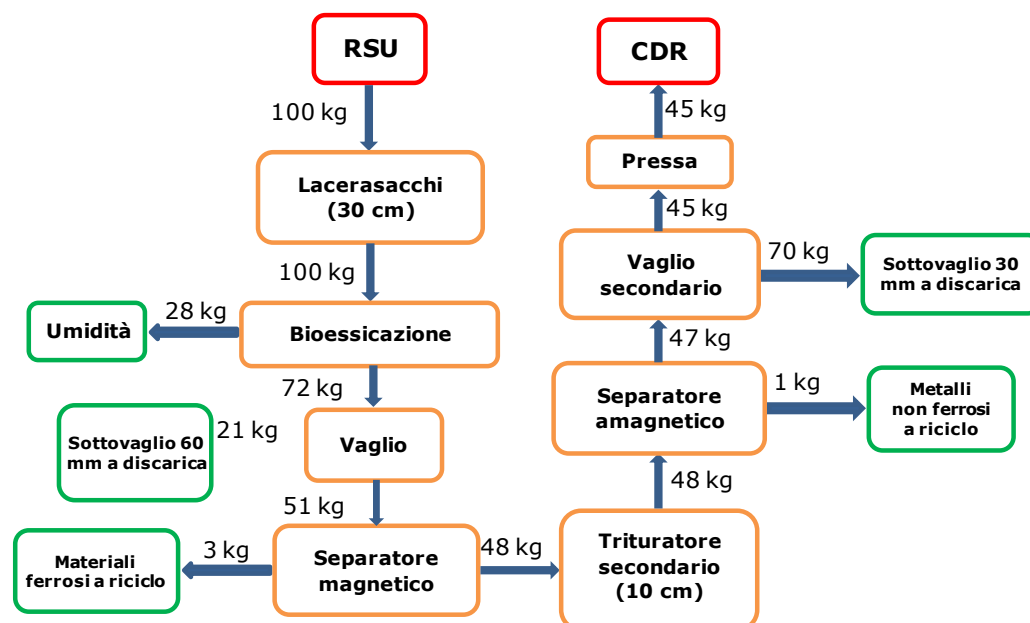


Figura 3.6 - Schema del treno di lavorazioni per la produzione del CDR, i valori riportati sono indicativi del tipo di filiera.

I principi sui quali si fonda la progettazione di questo tipo di impianti sono:

- la semplicità impiantistica: dato che si vuole raggiungere una resa massica sul tal quale non superiore al 50%, non c'è la necessità di avere un impianto particolarmente complesso. Inoltre in questo modo si può considerare l'impianto realizzabile anche in un bacino di utenza piccolo, data anche la grande flessibilità di scala dovuta alla modularità di questo tipo di impianti.
- La necessità di avere un separatore magnetico e uno amagnetico: anche la selezione di una piccola quantità di alluminio o altri metalli comporta un risparmio energetico da riciclo sicuramente maggiore al consumo degli organi di selezione.

- La necessità di separare gli inerti, l'organico e il sottovaglio: in quanto sono le frazioni con il PCI più basso. Data la pezzatura ridotta di queste classi merceologiche si è pensato di usare un vaglio a tamburo rotante, anche se è prevista la loro sostituzione con vagli a dischi, in quanto più efficienti energeticamente, cioè hanno minor consumi specifici (alla tonnellata di flusso entrante).
- L'aggiunta di altre componenti, come ad esempio un classificatore ad aria, può essere giustificata solo dall'esigenza eventuale di avere un PCI del CDR superiore al valore della normativa (15 MJ/kg).

3.5.1 Omogeneizzazione dimensionale del RSU

Il RSU viene conferito all'impianto dagli autocarri della nettezza urbana. Essi vengono pesati e scaricano nella camera apposita, precedentemente adibita al trattamento della frazione organica, in cui il RSU viene tritato ad una pezzatura di 300 mm con una macchina lacerasacchi, cioè un mulino di triturazione a coltelli.

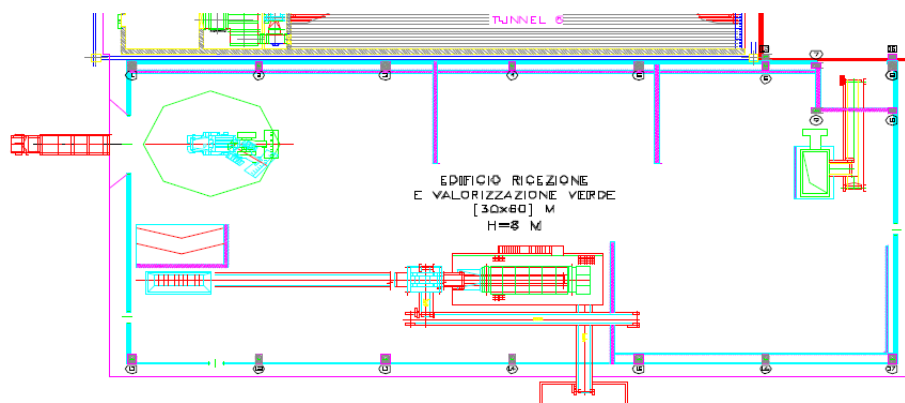


Figura 3.7 - Area di ricezione del RUR tal quale.

3.5.2 Bioessicazione

Lo scopo della bioessicazione è eliminare una certa quantità prestabilita di umidità presente nel rifiuto, al fine di ottenere un materiale più stabilizzato e quindi trattabile con più facilità.

L'energia necessaria all'evaporazione dell'acqua contenuta nel rifiuto è fornita dalla biodegradazione aerobica della frazione putrescibile dello stesso. Avvengono cioè una serie di reazioni chimiche esotermiche dovute ad azioni metaboliche di colonie batteriche che sfruttano la parte organica del rifiuto. Solitamente i batteri interessati sono termofili, ma questo dipende molto dalla

temperatura che si sviluppa e mantiene nel cumulo (a sua volta regolabile dalla portata di aria di processo).

Il calore fornito dalla reazione chimica, oltre ad evaporare l'acqua, scalda il cumulo, l'aria di processo, la portata di percolato e in parte viene perso (perdite per mancata adiabaticità del reattore biochimico).

Nella bioessicazione, la convezione dell'aria e la diffusione molecolare sono i principali meccanismi di trasporto responsabili del fluire dell'umidità dalla matrice. In particolare la quantità d'aria del processo è il principale fattore che influenza le perdite di umidità del rifiuto, rimuove il calore in eccesso regolando la temperatura del cumulo e fornisce l'ossigeno necessario al metabolismo dei batteri.

E' stato riscontrato in diversi studi [20], [21] e [22] che il processo di biodegradazione non è totalmente assimilabile ad una comune ossidazione, infatti la materia putrescibile residua, contenuta nei SV (Solidi Volatili), del bioessicato ha un PCI inferiore rispetto a quella di partenza, inoltre possiede una composizione elementare diversa da quella iniziale, più ricca di sostanze costituenti i batteri aerobici. Le reazioni chimiche interessate dal processo non sono state ancora comprese del tutto [23].

La rimozione dell'acqua dal rifiuto è regolata da parametri termodinamici quali umidità relativa e temperatura dell'aria di processo. Ad un certo valore di umidità relativa dell'aria, la massa di vapore acqueo che può essere trasportata aumenta all'aumentare della temperatura della stessa. A pari temperatura dell'aria invece, la capacità di trasporto del vapore è limitata dal punto di saturazione, superato il quale avviene la condensazione del vapore.

Al fine di ottenere un buon bioessicato, il livello di biodegradazione della parte putrescibile del rifiuto non deve essere spinto, altrimenti si perderebbe troppa materia organica e quindi troppo potere calorifico. Di conseguenza al termine della bioessicazione il rifiuto non è del tutto biostabilizzato, ciò può creare dei problemi nel momento in cui il bioessicato non venga utilizzato in tempi rapidi poiché possono attivarsi nuove reazioni di biodegradazione (soprattutto se il materiale va a contatto con H₂O).

La bioessicazione viene effettuata, nell'impianto di riferimento (impianto di Siderno), in biotunnel in cui viene caricato il RSU, con l'ausilio di pala gommata, dopo essere passato nei lacerasacchi.

3.5.3 Raffinazione meccanica del bioessicato

Una linea di produzione di CDR consiste in un treno di stazioni disposte generalmente in serie, performanti operazioni volte alla separazione di componenti non desiderati e condizionanti la materia combustibile, al fine di ottenere CDR con caratteristiche predeterminate.

Ciò avviene realizzando stazioni successive di triturazione, vagliatura, riduzione di dimensione, classificazione, ed eventualmente seccatura e densificazione. Il tipo, il numero e la posizione dell'operazione lungo la linea di trattamento influenza pesantemente il bilancio di massa e la qualità del prodotto finale.

Come regola generale, la linea di trattamento dei RSU dovrebbe partire con un vaglio o con una stazione di selezione manuale, altrimenti i componenti successivi potrebbero soffrire di bassa efficienza (per esempio, la linea potrebbe "incepparsi" frequentemente a causa di materiali difficili da tritare, non precedentemente esclusi da procedimenti di separazione-vagliatura).

Posizionare più di due elementi analoghi sulla stessa linea non è consigliabile dato che il costo aggiuntivo non sarebbe giustificato dal basso incremento dell'efficienza. L'unica eccezione è costituita dal vaglio, che può perfezionare l'azione del trituratore, se posto sia a monte che a valle dello stesso [24].

I vari macchinari che costituiscono le stazioni sono:

1. **mulino di triturazione (lacerasacchi)**: per omogeneizzare e ridurre le frazioni eccessivamente voluminose del rifiuto bioessicato;
2. **vaglio a tamburo rotante**, con dimensioni e parametri ottimizzati in base alla quantità e alle necessità di separazione;
3. **separatore magnetico a nastro**: largamente utilizzato per rimuovere, al fine del riciclo, il ferro e le sue leghe.
4. **separatore amagnetico a correnti indotte**: utilizzato per rimuovere i metalli amagnetici, soprattutto alluminio, rame e piombo.

Tabella 3.9 - Potenze elettriche di targa dei vari componenti dell'impianto di trattamento rifiuti di Siderno

Potenze Elettriche	[kW]
Lacerasacchi	220,0
Ventilatori	55,0
Ventilatori Biofiltro	30,0
Trasportatori	5,5
Trituratore 30 cm	220,0
Vaglio primario	22,0
Trasportatore sottovaglio	2,2
Trasportatore sopravaglio	2,2
Separatore magnetico	10,0
Trasportatore a nastro del deferrizzato	4,0
Trituratore 10 cm	220,0
Ausiliari	6,0
Trasportatore Mulino-Eddy	2,2

Trasportatore allontanamento triturato	0,8
Piano vibrante ECS	3,2
Eddy current separator	11,0
Trasportatore vaglio secondario	5,2
Vaglio secondario	22,0
Trasportatore sopravaglio	1,5
Trasportatore sottovaglio	5,5
Pressa	60,0

Il materiale da processare si sposta da una stazione all'altra tramite un semplice trasportatore a nastro, ed esce dal processo sotto forma di fluff.

Il formato finale del CDR può variare molto a seconda dell'utilizzo che se ne prevede. Nel caso di Siderno il fluff viene pressato in container perché viene inviato in inceneritore, ma nel caso in cui il CDR fosse destinato a co-combustione in centrale a carbone si rende necessaria un'ulteriore lavorazione per ridurre la pezzatura a polverino (prima con un pellettizzatore presso l'impianto di produzione del CDR, successivamente, nell'impianto di destinazione, con un polverizzatore) che richiede una ulteriore selezione per ridurre il quantitativo materiali duri (soprattutto vetro) che danneggiano le lame del mulino a coltelli, riducendone la vita utile con conseguenti spese di manutenzione e sostituzione.

A questo punto si descrive nel dettaglio il funzionamento di ogni stazione componente la filiera di trattamento aero-meccanico.

3.5.3.1 Mulino di triturazione

Il mulino a coltelli, di cui è data una rappresentazione nella figura 3.6, è costituito da un rotore a rotazione lenta (15-60 giri/min) e da una serie di lame fisse, denominate anche contropettine. Il prodotto risulta sfibrato e di pezzatura omogenea grazie alla griglia posta al di sotto della camera di macinazione. Nel caso di assenza della griglia la dimensione del materiale è determinata dalla distanza tra gli alberi e tra i singoli elementi affilati. Questo tipo di macchina trova impiego anche come lacera sacchi o trituratore primario.

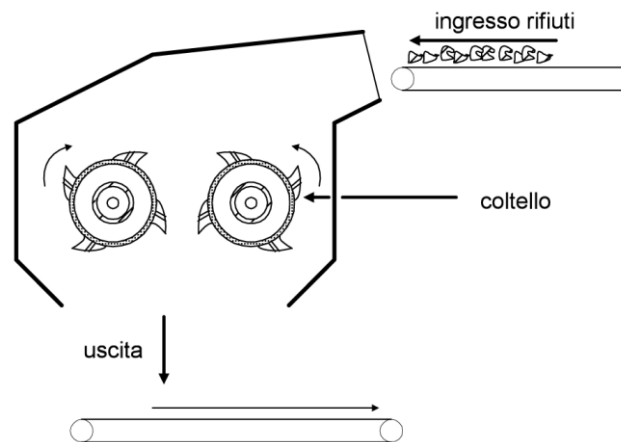


Figura 3.8 - Mulino a coltelli [25].

3.5.3.2 Vaglio rotante



Figura 3.9 – Vaglio rotante dell’impianto di Siderno.

Il vaglio a tamburo rotante effettua la vagliatura di RSU sfruttando la diversa pezzatura da essi posseduta ed ha la funzione di separare il flusso di alimentazione in due (o più) correnti.

Nel vaglio a tamburo rotante la separazione delle singole parti immerse in una corrente di caduta, opportunamente alimentato, avviene in base alle differenti granulometrie. In tale fase le singole parti si comportano diversamente: le parti aventi pezzature inferiori al diametro dei fori della rete vagliante cadono verso il basso della macchina, le parti aventi pezzatura superiore al diametro dei fori della rete vagliante avanzano verso l’alto della macchina a seguito del movimento rotatorio in direzione d’uscita. Cadono infine in una tramoggia di scarico predisposta per il sovrallo.

3.5.3.3 Separatore magnetico a nastro

Il materiale da trattare è movimentato da un trasportatore orizzontale a nastro. In prossimità dell'estremità di scarico è opportunamente disposto, leggermente più in alto, un secondo nastro trasportatore, palettato, avente un magnete tra i due rulli di traino. Il materiale ferroso presente nel prodotto da trattare, attratto dal magnete, resta a contatto al nastro palettato e viene trasportato in una zona di raccolta, mentre il materiale non ferroso cade subito all'uscita dal primo nastro. Il magnete può essere permanente o un elettromagnete.

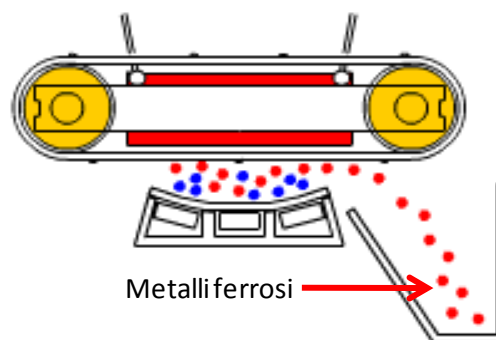


Figura 3.10 - Separatore magnetico a nastro, schema di funzionamento

Per il separatore magnetico e amagnetico si sono usati come indici di separazione massica quelli riportati nello studio [24], in cui sono stati modificati quelli riguardanti la selezione di plastica, carta e legno (da 0,98 a 0,99). Dato che nella pratica comune di questo tipo di processo si nota un miglioramento nei parametri di separazione, questo incremento è giustificato dalla bioessiccazione che riduce l'umidità e dalla vagliatura che ha epurato il materiale dalla frazione fine, alla quale era imputabile la contaminazione dei metalli recuperati con la separazione.

Nella tabella 3.10 sono riportati gli indici di separazione, definiti come il rapporto tra il flusso di massa uscente dalla stazione di separazione (materiale che non è stato separato) e il flusso di massa entrante.

Tabella 3.10 -Indici di separazione del separatore magnetico $massa_{out}/massa_{in}$. Fonte [24].

Classi merceologiche	Indici di separazione
Carta e cellulose	0,990
Legno	0,990
Plastica	0,990
Vetro e inerti	1,000
Metalli no Al	0,200
Alluminio	1,000
FORSU	0,950

Sottovaglio FORSU	0,950
Sottovaglio inerte	1,000
Verde	0,950

Il complemento a uno dei numeri in tabella 3.10 rappresenta la frazione di materiale separata dal flusso principale.

3.5.3.4 Separatore amagnetico a correnti indotte

Il separatore per metalli non ferrosi è detto anche “a correnti indotte” o ECS (Eddy Current System). La separazione è basata sulla legge di Faraday dell’induzione elettromagnetica. Se un conduttore come l’alluminio è posto in un campo magnetico variabile, (ad esempio rotante) nel materiale si instaura una differenza di potenziale che provoca la circolazione di correnti e induce un campo magnetico che si oppone a quello applicato: ciò produce una forza elettromotrice indotta che respinge il conduttore fuori dal campo magnetico con un salto direttamente proporzionale al rapporto tra conducibilità elettrica e peso specifico. In particolare questi rapporti sono pari a 13,1 per l’alluminio, 13 per il magnesio, 6,6 per il rame, 6,5 per l’argento, 2,5 per lo zinco, 0,45 per il piombo.

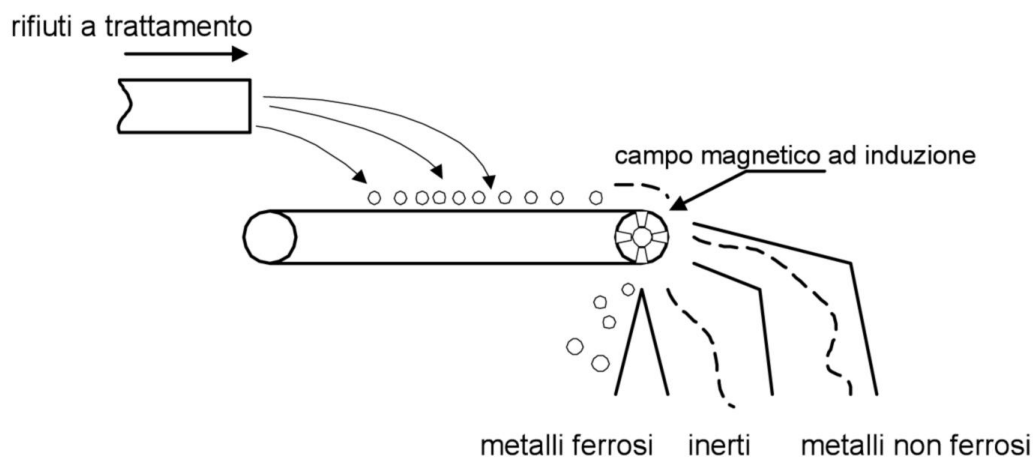


Figura 3.11 - Separatore a rullo induttore

Nella tabella 3.11 sono riportati gli indici di separazione, per la definizione si rimanda al paragrafo precedente.

Tabella 3.11 - Indici di separazione del separatore amagnetico $massa_{out}/massa_{in}$. Fonte [24].

Classi merceologiche	Indici di separazione
Carta e cellulosici	0,990
Legno	0,990
Plastica	0,990

Vetro e inerti	1,000
Metalli no Al	0,200
Alluminio	0,100
FORSU	0,990
Sottovaglio FORSU	0,990
Sottovaglio inerte	0,950
Verde	0,990

Anche in questo caso, il complemento a uno dei numeri in tabella 3.11 rappresenta la frazione di materiale separata dal flusso principale.

3.5.3.5 Possibili formati del CDR

In base alla destinazione si decide di confezionare il CDR prodotto in diversi formati:

- **Fluff o CDR sfuso**

È spesso pressato, ha una granulometria compresa tra 0 e 150 mm e può essere trasportato su semirimorchi tipo walking floor da 80÷90 m³ per un carico utile di 25 t. Il fluff è termovalorizzato in forni a griglia raffreddati ad acqua ed in alcuni forni a letto fluido circolante.

- **Balle filmate**

Si ottengono dalla pressatura del fluff in balle a forma di parallelepipedo della dimensione di circa un metro per lato nelle più comuni applicazioni industriali, le balle vengono legate e filmate. Le balle sono trasportabili su semirimorchi centinati oppure tipo walking floor e possono essere impilate per lunghi periodi senza che il CDR subisca apprezzabili alterazioni. La destinazione rimane invariata rispetto il formato fluff.

- **Bricchette**

Sono dei cilindretti lunghi circa 20 mm e diametro 16 mm, ricavati per estrusione del fluff attraverso i fori della bricchettatrice. Raggiungono una densità di circa 500 kg/m³. Questo formato è compatibile con quasi tutti i tipi di forni esistenti ed è quello richiesto per la termovalorizzazione in co-combustione con il polverino di carbone nelle grandi centrali termoelettriche.

3.6 Dati per la taratura del modello di bioessicazione

I dati per la taratura del modello di bioessicazione sono stati forniti in primo luogo da uno studio interno al PRIN dell'Università di Trento, e in seguito, grazie alla collaborazione con Tec S.p.a. (Veolia), sono stati completati con i dati raccolti presso l'impianto di Siderno. Nel paragrafo seguente si parte con la descrizione dell'impianto di Siderno, i dati dell'Università di Trento verranno descritti successivamente.

3.6.1 Dati dell'impianto di Siderno

3.6.1.1 Funzionamento del biotunnel

Nell'impianto di riferimento vi sono 6 biotunnel affiancati e praticamente identici, il cui schema di funzionamento è riportato in figura 3.12. Tale schema è stato ripreso da alcune videate del software che controlla in modo automatico il processo e registra i parametri misurati.

Nella figura 3.12, si osserva che la portata dell'aria in ingresso è regolata da un inverter e da diverse serrande anch'esse regolabili. L'aria necessaria al processo viene aspirata da un ventilatore (aria primaria) comandato da inverter, ogni biotunnel dispone del proprio ventilatore. Attualmente l'aria primaria entra nel biotunnel sotto l'azione di spinta da parte del ventilatore, viene insufflata attraverso molteplici ugelli posti sul pavimento e percorre il biotunnel dal basso verso l'alto. Per ottimizzare il processo è stato realizzato, inoltre, un ricircolo di aria viziata (ricircola l'aria del biotunnel) che utilizza due ventilatori dotati d'inverter per tutti e sei i biotunnel; la regolazione della portata del ricircolo di ogni biotunnel è quindi affidata ad apposite serrande che, attraverso un comando elettronico chiudono o aprono il condotto. All'aumentare delle portate d'aria fresca e viziata diminuisce la temperatura del cumulo e di conseguenza dell'aria viziata.

3.6.1.2 Regolazione del processo e prove sperimentali

L'impianto di trattamento rifiuti in questione è ancora in fase di sperimentazione e affinamento del processo. Gli scopi principali della bioessicazione sono avere la maggiore perdita in peso nel minor tempo e ottenere un rifiuto stabilizzato, cioè con ridotta attività batterica residua.

Al fine di raggiungere questi scopi si sta procedendo effettuando prove di bioessicazione lenta, media e veloce, corrispondenti rispettivamente alla bioessicazione di 11-12 giorni, 7-8 giorni e 4-5 giorni. Ognuna di queste ha delle peculiarità e dei vantaggi rispetto le altre:

- I. la *lenta* stabilizza in modo soddisfacente la frazione organica, permettendo il risparmio associato alla fase evitata associata alla fase di stabilizzazione, ma non è particolarmente interessante dal punto di vista industriale a causa delle sue lunghe tempistiche;
- II. la *media*, tipicamente usata nelle applicazioni industriali e quindi presa in considerazione in tale studio, necessita di una fase supplementare di stabilizzazione del sottovaglio al fine di ottenere una FOS più facilmente gestibile dal punto di vista dello smaltimento;
- III. la *veloce* è la migliore per quanto riguarda le tempistiche, ma vi sono dei problemi sul raggiungimento dei valori obiettivo di perdita in peso e stabilità della frazione organica rimanente.

È quindi stata avviata una fase sperimentale al fine di raccogliere i dati di riscontro tra le diverse tecniche di bioessiccazione, in tale fase si registrano:

- i flussi di massa, pesando i carichi delle diverse fasi del trattamento meccanico-biologico: RSU in ingresso al biotunnel, rifiuto bioessiccato, sottovaglio, metalli separati e CDR;
- i risultati delle prove da laboratorio del RSU di partenza, bioessiccato e CDR. Tali prove comprendono analisi sull'indice respirometrico, PCI, SV e umidità presente nei campioni presi in impianto;
- i dati monitorati dal sistema di controllo, descritti nel paragrafo seguente.

Al momento anche la regolazione del processo è ancora in fase di studio, si può comunque già affermare che le variabili che comandano il processo sono: la temperatura del cumulo e quindi quella dell'aria viziata, la perdita di carico del flusso di aria entrante nella biocella e, se possibile, l'umidità e il contenuto di O₂ nell'aria viziata. Attualmente, nell'impianto di Siderno, si sta appunto cercando, attraverso una fase sperimentale, il migliore andamento della temperatura al fine di avere la maggiore perdita in peso nel minor tempo.

È prevista per il futuro una modifica, in via sperimentale, del sistema di movimentazione dell'aria, si vuole installare infatti un ventilatore che aspiri l'aria dall'alto. Lo scopo è avere una misura della portata di aria di mandata più affidabile di quella attuale. Essa è misurata con una flangia normata che causa una perdita di carico. Conoscendo la perdita di carico, con un bilancio energetico, si risale alla portata d'aria.

3.6.1.3 Risultati dei monitoraggi effettuati

Allo scopo di tarare il modello della bioessiccazione presentato in questa tesi, i pesi registrati nelle prove non sono particolarmente interessanti se non come raffronto con i valori già presenti in letteratura. I risultati delle prove di laboratorio, essendo effettuate sulla frazione solida, presentano un'incertezza

troppo elevata per permettere il loro utilizzo allo scopo sopra citato, mentre bisogna soffermarsi sui dati monitorati dal sistema di controllo, come ad esempio temperatura, pressione, portata d'aria, ecc.. Di seguito questi dati verranno descritti in modo maggiormente dettagliato.

Ogni biotunnel dispone di quattro termocoppie che registrano la temperatura del cumulo in più parti. I vari sistemi di misura lavorano in continuo e i dati sono registrati una volta l'ora.

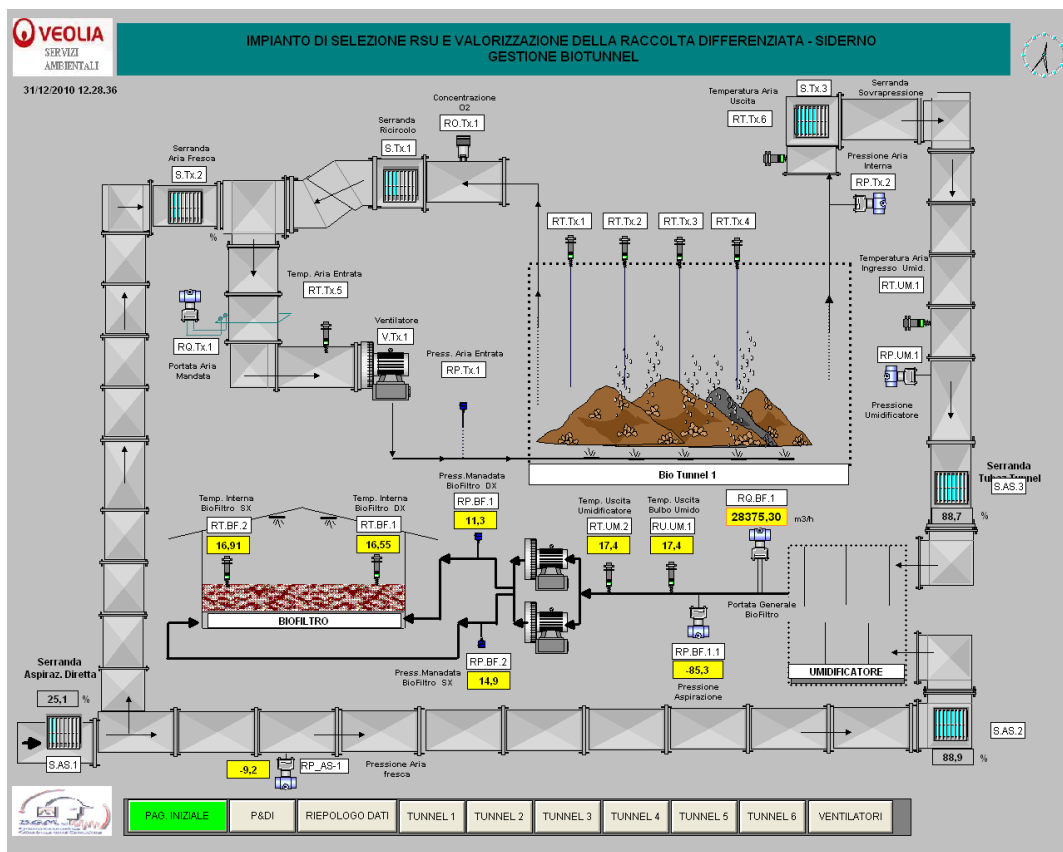


Figura 3.12 - Schema del processo di bioessicazione dell'impianto Veolia (Screenshot del software che Veolia utilizza per regolare i vari parametri del processo di bioessicazione).

In figura 3.12 è possibile osservare i parametri che vengono monitorati:

- temperatura del cumulo in quattro punti diversi;
- temperatura dell'aria in ingresso;
- temperatura dell'aria in uscita;
- concentrazione di O₂ nell'aria in uscita;
- portata d'aria in ingresso;
- perdita di carico nella biocella;
- pressione dell'aria di mandata;

- chiusura/apertura delle serrande dei condotti dell'aria;
- dati di consumo dei ventilatori (n. di giri, potenza assorbita, ecc.);
- temperatura del biofiltro in due punti diversi;
- umidità dell'aria viziata (prevista per il futuro).

Per quanto riguarda le quattro temperature del cumulo, la pressione dell'aria in mandata, la sua portata e i dati dei ventilatori questi vengono misurati in continuo e campionati ogni ora. Sono disponibili infatti diversi storici dell'impianto di Siderno e di Crotona (impianto gemello di Siderno).

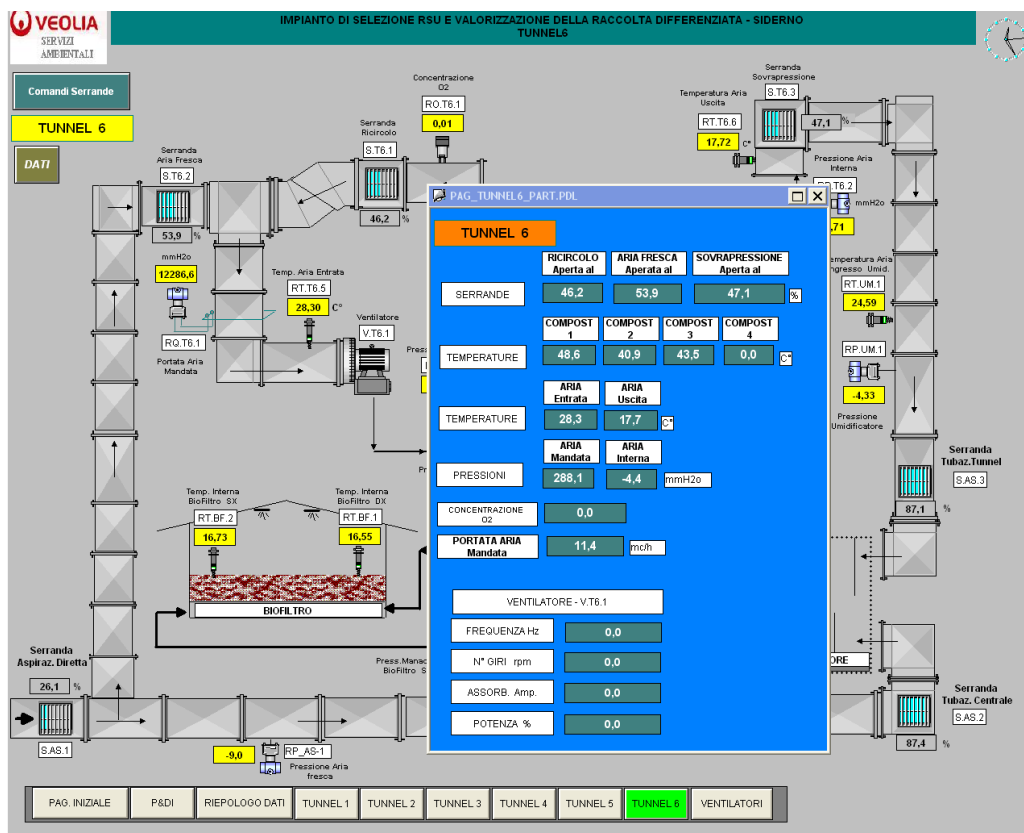


Figura 3.13 - Parametri della bioessiccazione misurati nell'impianto MBT di Siderno.

Tabella 3.12 - Esempio di campionamento dei parametri della biocella. La T1 è una delle quattro sonde della temperatura del cumulo.

DATA	FLAG	T1 [°C]	T Uscita [°C]	T Ingresso [°C]	Pressione Mandata [mm H ₂ O]	Portata Aria [m ³]
29/04/2011 8.06	1	49,33	23,54	26,15	12,06	11.597
29/04/2011 9.06	1	50,28	19,32	27,64	13,52	12.529

29/04/2011 10.06	1	52,78	20,25	28,9	13,2	12.825
29/04/2011 11.06	1	57,05	21,24	29,75	13,14	12.867
29/04/2011 12.06	1	60,3	21,9	30,14	12,93	12.868
29/04/2011 13.39	1	63	21,98	30,67	12,5	12.827
29/04/2011 14.39	1	63,95	22,14	30,79	12,55	12.818
29/04/2011 15.39	1	64,56	22,27	31,24	12,61	12.784
29/04/2011 16.39	1	64,99	22,07	31,6	12,51	12.735
29/04/2011 17.39	1	65,26	22,56	31,94	12,01	12.780
29/04/2011 18.39	1	65,48	22,35	31,95	12,16	12.789
29/04/2011 19.39	1	65,58	21,86	32,45	12,24	12.700

Dalla tabella 3.12, se si osservano i dati della **T Ingresso**, ovvero la temperatura dell'aria di mandata, si nota immediatamente che è maggiore della **T uscita**, cioè la temperatura dell'aria uscita. Non è nota con certezza la causa di questo fenomeno, la spiegazione più attendibile potrebbe risiedere in errori nel software di acquisizione dati, il quale è ancora in fase di completamento. Dalla figura 3.13 si nota che la temperatura dell'aria in ingresso, così come la portata, vengono misurate nel condotto a valle del bypass. E' chiaro allora che questi due valori non sono riferiti veramente all'aria fresca.

Le temperature del cumulo soffrono di un problema di misurazione: a causa della formazione di sacche d'aria stagnante all'interno di esso, la temperatura sale e può arrivare anche a 90°C. In questi casi l'operatore dovrebbe estrarre e reinserire la sonda. Purtroppo questo accorgimento non è stato preso per le misurazioni a disposizione.

Per problemi di sporco e ostruzione degli ugelli le sonde O₂ sono state smontate e, di conseguenza, da quando è iniziata la sperimentazione della bioessicazione, la misura della concentrazione dell'ossigeno nell'aria viziata non è disponibile. Questo è un dato piuttosto importante per la taratura del modello della bioessicazione, poiché misura il consumo dei SV della parte organica del rifiuto; inoltre è in grado di dare conferme delle prove effettuate in test precedenti dal laboratorio Di.Pro.Ve. (misure del PCI, dell'umidità e della percentuale di SV nei RSU, bioessicato e CDR).

Per quanto riguarda la misura del percolato non è possibile stimare con esattezza la quantità prodotta da un singolo processo di un biotunnel specifico in quanto le

condotte adibite al trasporto del percolato alla vasca di prima pioggia sono interrato nel tratto in cui non sono ancora raccordate in un unico condotto.

Quindi per ragioni di mancanza di dati o della loro discordanza, i dati relativi al processo di bioessicazione raccolti a Siderno (o i dati di Crotone) non possono essere utilizzati al fine della taratura del modello, se non, in alcuni casi specifici, come riconferma di risultati ottenuti con altre fonti. Si sono preferiti allora quelli provenienti da prove sperimentali effettuate dall'Università di Trento, in contesto al progetto PRIN 2006, di cui si parla nel paragrafo 3.6.2 e, dove necessario, dati raccolti in letteratura (ad esempio riguardo al percolato).

3.6.2 Dati dell'Università di Trento

I dati dell'Università di Trento, presentati nella tabella 3.13, derivano da sperimentazioni su una biocella pilota, eseguite inerentemente al lavoro PRIN 2006. Al fine di ricavare i dati nelle tabelle seguenti, i ricercatori dell'Università di Trento hanno ricostruito il RUR delle quattro filiere di raccolta differenziata del PRIN e hanno effettuato le bioessicazioni di durata circa pari a 7 giorni. Le misurazioni delle variabili di interesse sono poi state tempo mediate.

Esse non consentono la validazione totale del modello della bioessicazione perché alcuni input sono stati ipotizzati, anche se ragionevolmente, e perché le misurazioni effettuate non sono di un'applicazione industriale.

Tabella 3.13 - Risultati della sperimentazione sulla bioessicazione di Trento

	A	B	C	D
% org	44,67	54,45	33,90	34,46
perdita in peso complessiva	28,1%	34,3%	21,4%	21,7%
kg RUR	1	1	1	1
kg persi	0,281	0,343	0,213	0,217
kg acqua persa (parte di quella iniziale)	0,248	0,302	0,188	0,191
kg SV persi in quanto bioessicati	0,034	0,041	0,026	0,027
percolato (riferito alla perdita in peso)*	2%	2%	2%	2%
kg acqua come percolato	0,023	0,027	0,017	0,017
kg acqua iniziale estratta con l'aria di processo	0,225	0,274	0,171	0,174

* Il percolato è in realtà 0,5%

La resa in massa, la portata d'aria, la temperatura dell'aria viziata, il PCI del CDR, i SV consumati e la temperatura del cumulo sono i dati che hanno avuto un riscontro da Siderno, nonostante i problemi di misurazione di cui si è accennato per le misure della temperatura del cumulo.

Tabella 3.14 - Input del modello di bioessicazione

Condizioni di riferimento:				
Pressione dell'aria*, mbar				950
Temperatura dell'aria, °C				15
Umidità relativa, %				60
Obiettivi del processo:				
Riduzione di massa totale, % del contenuto d'organico totale				63
Riduzione di massa totale, % sul totale	A	B	C	D
	28,1	34,3	21,4	21,7
Produzione percolato, % della riduzione di massa				2
Temperatura media dell'aria viziata, °C				33
Umidità relativa media dell'aria viziata, %				90
Parametri del processo:				
Perdite termiche, kJ/kg _{GRSU}				30
Portata di aria Nm ³ /kg RUR				6 (per FORSU intorno al 35%) - 12(per FORSU oltre 50%)
Temperatura media del cumulo, °C				50

* Inferiore a quella atmosferica a causa di perdite di carico nel cumulo.

Per un commento più approfondito dei dati di input si rimanda al Capitolo 4.

3.7 Dati per la validazione del modello di vagliatura

I dati per la validazione del modello di vagliatura sono stati ricavati dall'impianto di Siderno descritto nel paragrafo 3.4.

Gli input del modello sono costituiti da dati di progetto del vaglio e sono presentati nella tabella 3.15. Consistono nei dati di targa relativi a: inclinazione, velocità di rotazione, inclinazione, ecc.

Tabella 3.15 - Dati di progetto dei vagli osservati a Siderno.

Dati vaglio	Udm	Simbolo	Valori
diametro vaglio rotante	m	D	3
lunghezza vaglio	m	L	10
inclinazione	°	γ	4
velocità di rotazione	giri/min	n	3-12
diametro fori	mm	D _f	60
frazione di area disponibile		f _p	0,9

Inoltre, sono state eseguite dalla Dott.ssa D'Imporzano del laboratorio Di.Pro.Ve, sempre presso l'impianto di Siderno, delle prove di pesatura di tutti i

flussi di massa. Sono stati raccolti (in particolare) i dati dei pesi del materiale in ingresso, del sottovaglio e del sopravaglio dei vagli utilizzati per il trattamento meccanico del bioessicato.

Per la prova in questione è stata eseguita appositamente una classificazione merceologica sul rifiuto in ingresso e in uscita del vaglio principale (60 mm), a questo scopo si è analizzato il rifiuto dopo una quartatura come da norma su due campioni da 100 kg.

Rapportando le percentuali delle varie classi merceologica ai flussi di massa rispettivi si ricavano i valori nella tabella sottostante.

Tabella 3.16 – Flussi di massa divisi per classe merceologica, raccolti all'impianto di Siderno

Classi merceologiche	Valori corretti con il bilancio di massa totale	
	Bioessicato	Sovvallo 60 mm
Plastica	0,138	0,122
Tessile	0,077	0,073
Carta	0,164	0,157
Legno	0,009	0,004
Organico	0,102	0,058
Metalli	0,034	0,029
Inerti	0,047	0,023
Frazione Fine	0,429	0,015
Totale	1,00	0,48

Questi dati sono serviti per la validazione del modello di vagliatura trattata nel capitolo seguente.

4 Modellizzazione della filiera MBT e risultati

In questo capitolo si riporta l'evoluzione del modello della bioessicazione e la validazione del modello di vagliatura ereditato dall'Ing. Decembrini. Tutti i risultati riportati nel seguente capitolo sono stati ottenuti in questo lavoro.

4.1 Modellizzazione della bioessicazione

Il processo di bioessicazione è stato simulato impiegando un codice di calcolo (codice GS, Gas Steam Cycle Simulation Code, [26]) per la risoluzione dei bilanci di massa e di energia di sistemi complessi di cui si fornisce una breve spiegazione nei paragrafi successivi.

4.1.1 Il Codice GS

Il codice di calcolo GS è stato realizzato presso il dipartimento di Energia del Politecnico di Milano. Esso mette a disposizione una serie di componenti predefiniti, scambiatori di calore, compressori, turbine a gas ecc.; connettendoli opportunamente con flussi di fluido di lavoro si ottiene una rete di componenti equivalente all'impianto reale.

Il file di input si articola in diverse sezioni. Nella prima si dichiara la tipologia dei componenti, si assegna il valore di alcuni loro parametri caratteristici, si specificano le incognite dei bilanci energetici e di massa e si impone l'ordine secondo il quale deve procedere il calcolo sequenziale della rete.

Nella seconda sezione si assegnano i valori di primo tentativo della portata massica, temperatura, pressione e composizione chimica di tutti i flussi che collegano i componenti. Questa dichiarazione si rende necessaria per la natura iterativa del calcolo condotto da GS: per esempio, in presenza di "anelli di retroazione", GS assume come valore di primo tentativo quello indicato nel file di input, che verrà poi aggiornato con quello derivante dal calcolo successivo. I valori di primo tentativo devono essere assegnati per tutti i flussi, anche se solo alcuni di essi vengono effettivamente impiegati; gli altri sono soprascritti con i valori ricavati dalla risoluzione dei bilanci di massa e di energia. Benché i valori di primo tentativo non debbano necessariamente soddisfare tali bilanci, essi sono molto delicati poiché possono provocare la divergenza del calcolo iterativo.

Nella terza ed ultima sezione, si assegnano le condizioni di convergenza, che stabiliscono dopo quante iterazioni il calcolo può essere interrotto avendo raggiunto una soluzione sufficientemente stabile. Tali condizioni agiscono sulle variabili di convergenza, che sono la portata massica, temperatura o pressione dei flussi oppure le caratteristiche riferibili dei componenti. Si può imporre la pura convergenza di una variabile, cioè la convergenza ad un valore stabile non definito a priori, oppure si può cercare di imporre il valore di una variabile correggendo quello di un'altra. Quest'ultimo tipo di condizioni è molto delicato: un'eccessiva rapidità di correzione può far divergere il calcolo iterativo.

Per limitare l'onere computazionale, è bene testare la convergenza di tutte e sole quelle variabili la cui convergenza garantisce quella di ogni altra variabile della rete. In definitiva, assegnato il file di input, il programma risolve i bilanci di massa e di energia per ogni componente rispettando i vincoli imposti e ripete iterativamente il calcolo fino al raggiungimento di una soluzione *stazionaria* sufficientemente stabile, ammesso che esista. Nel file di output GS fornisce per ogni flusso i valori della portata massica, temperatura, pressione, volume specifico, entalpia, entropia, peso molecolare, composizione chimica, i valori delle principali caratteristiche dei componenti nonché le prestazioni energetiche complessive della rete assegnata.

La struttura modulare del programma lo rende adatto a simulare qualsiasi sistema energetico: se i componenti predefiniti non consentono un'adeguata rappresentazione, basta crearne di nuovi. GS è scritto in linguaggio Fortran.

4.1.2 Assunzioni termodinamiche

Tutte le sostanze gassose sono considerate gas perfetti e le loro miscele si suppongono ideali. L'acqua è l'unica specie chimica che può essere contemporaneamente presente come gas e come liquido. Tutte le specie chimiche gassose costituiscono un'unica fase, mentre quelle liquide o solide sono ritenute non miscibili e perciò costituiscono fasi a sé stanti; sono inoltre supposte incompressibili. In virtù delle ipotesi fatte, il calore specifico a pressione costante, l'entalpia e l'entropia della generica sostanza chimica possono essere espresse in funzione della sola temperatura secondo opportune espressioni polinomiali per le quali si rimanda al manuale d'uso di GS [26]. Le costanti additive h_0 e s_0 a meno delle quali risultano definite h ed s sono così assunte:

h_0 = entalpia di formazione a $T=25^\circ\text{C}$ e $p=101.325\text{ Pa}$

$s_0 = 0$ per $T=0\text{ K}$ e $p=101.325\text{ Pa}$

4.1.3 IL Codice GASPRO

Il programma GS richiede che il combustibile utilizzato sia gassoso, ad eccezione dell'umidità, che può essere presente allo stato liquido, del carbonio e delle ceneri che sono solidi. E' dunque necessario trasformare il combustibile reale, nel presente caso RUR e SV (solidi volatili) dell'organico, in un combustibile equivalente costituito da una miscela di idrocarburi ed altre specie chimiche il cui PCI, tenore di umidità e di ceneri e la composizione atomica sia uguale a quella del combustibile reale. Ciò garantisce l'equivalenza delle potenze termiche liberate da una completa combustione di un kg di combustibile e lo stesso fabbisogno di aria comburente.

Per la formulazione del combustibile equivalente ci si avvale del programma GASPRO, realizzato presso il dipartimento di Energetica del Politecnico di Milano, cui vanno assegnate le seguenti informazioni:

- il PCI o PCS del combustibile;
- la frazione massica di umidità e di ceneri;
- i rapporti tra le masse delle specie atomiche H, O, S, N etc. e quella di C presenti in un chilogrammo di frazione ossidabile del combustibile, escluse cioè le masse delle suddette specie atomiche presenti nell'umidità e nelle ceneri;
- le specie chimiche che possono figurare nel combustibile equivalente; esse devono ovviamente garantire la presenza di tutte le specie atomiche assegnate al punto precedente GASPRO calcola iterativamente il combustibile equivalente secondo un algoritmo basato sul metodo dei minimi quadrati. Può accadere che il numero di specie chimiche considerate sia insufficiente a garantire un'equivalenza soddisfacente e debba perciò essere aumentato.

4.1.4 Modello originale di partenza

Si è partiti da un modello realizzato nel 2004 da studi precedenti, applicato successivamente ai dati forniti per il progetto PRIN 2006 dall'Università di Trento.(vedi capitolo 3, paragrafo 3.6.2).

Il processo di bioessicazione è non stazionario, è legato a reazioni batteriche non schematizzabili con le classiche formule chimiche, per cui è necessario fare alcune ipotesi e semplificazioni che permettano comunque di ottenere risultati accettabilmente accurati in termini medi-integrali.

I modelli proposti calcolano il consumo di materia organica dovuto all'azione di ossidazione di colonie batteriche e il conseguente rilascio di specie ossidate gassose (CO₂, H₂O, ecc), così come il rilascio di calore necessario a scaldare il

cumulo, l'aria di trattamento, a far evaporare l'umidità del rifiuto, considerando anche le perdite di calore.

Il bilancio di massa del processo è chiuso, la massa totale del rifiuto trattato sommata alla massa totale di aria di trattamento sono uguali alla somma del rifiuto bioessiccato al termine del processo, dell'aria viziata scaricata e del percolato raccolto.

Anche il bilancio d'energia è chiuso, poiché il contenuto energetico del rifiuto bioessiccato finale (sia su base del PCI che del PCS) è determinato partendo dal contenuto energetico del rifiuto iniziale, sottraendo l'aumento entalpico del cumulo, dell'aria di trattamento, dell'umidità evaporata, del percolato, così come la variazione dell'entalpia di formazione delle specie ossidate e le perdite di calore.

In figura 4.1 è mostrato lo schema del modello GS del bioessicatore da cui è partito questo studio. Tale modello è riferito alla biocella di Trento, ne viene spiegato il funzionamento solo della prima parte, poiché è quella che differisce dal modello finale, spiegato nel relativo paragrafo.

Per non creare confusione si indicano gli elementi del codice di calcolo contornandoli con parentesi quadre.

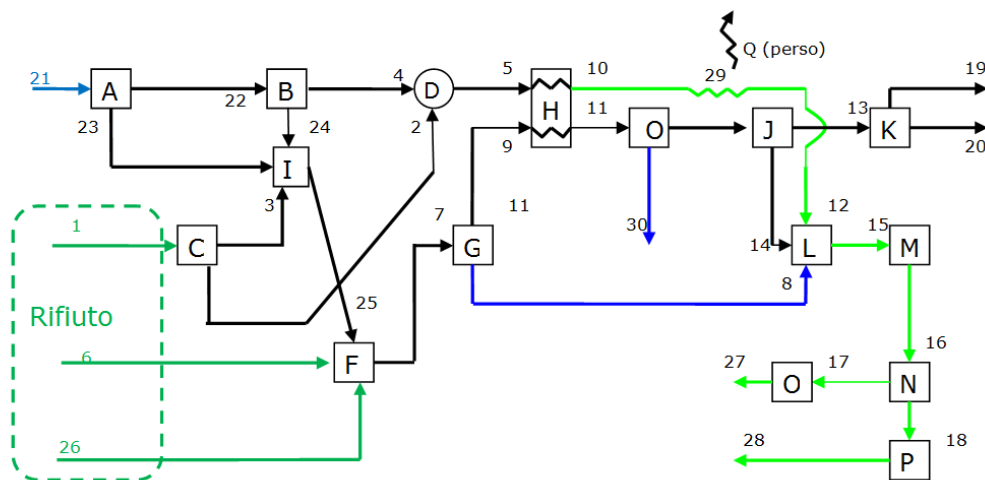


Figura 4.1 - Modello della bioessiccazione tratto da lavori precedenti inerenti al PRIN

I flussi di massa 1, 26, 6 rappresentano il RUR e corrispondono rispettivamente ai SV, all'umidità e al resto del rifiuto. Il flusso 1 entra nello splitter [C], da cui scaturiscono: 3, ovvero la parte dei SV che **non si ossida** e 2 cioè la frazione dei SV che invece **si ossida**, che viene inviata al combustore.

Il flusso 21 rappresenta l'aria di mandata. Da essa viene inizialmente prelevato 23 (costituito da O₂) dallo splitter [A] e successivamente 24 (costituito da N₂)

dallo splitter [B]. 23, 24 e 3, ossia O_2 , N_2 e SV non ossidati si ricongiungono nel mixer [F] con la parte rimanente del rifiuto.

Da quanto esposto si comprende che lo schema non rappresenta in modo fedele quanto accade nella realtà. Infatti, per simulare il “fenomeno dell’arricchimento” subito dai SV residui nel bioessicato, vengono prelevate sostanze (O_2 e N_2) dall’aria invece che dai SV che si ossidano (come accade realmente). Questo trascura il conseguente “impoverimento” (di O_2 e N_2) dei SV che si ossidano.

I risultati forniti da tale schema, ad ogni modo, non concordavano pienamente con i dati sperimentali a disposizione. Infatti impostando come vincolo il quantitativo di SV consumati secondo gli studi dell’Università di Trento, non veniva liberata abbastanza energia per raggiungere le rese volute.

Per questo motivo si è passati ad un secondo modello in cui si è cercato di risolvere questo problema.

4.1.5 Modello a “due combustibili”

Prima di arrivare alla versione definitiva del modello (presentato nel paragrafo 4.1.6) si è proposto il modello in figura 4.2, in cui viene rappresentata solo la parte dello schema che varia rispetto al precedente. In questa variante il rifiuto viene diviso in quattro parti:

- 1: frazione di SV;
- 6: umidità;
- 31: frazione restante di SV;
- 26: resto del rifiuto.

Il flusso 1 e 31, se sommati, ricompongono la frazione di SV totale presente nel rifiuto. 31 ha un PCI inferiore rispetto a 1. Entrambi i flussi vengono “splittati” in modo da poter dosare le portate (m_{33} , m_{34}) inviate all’ossidazione.

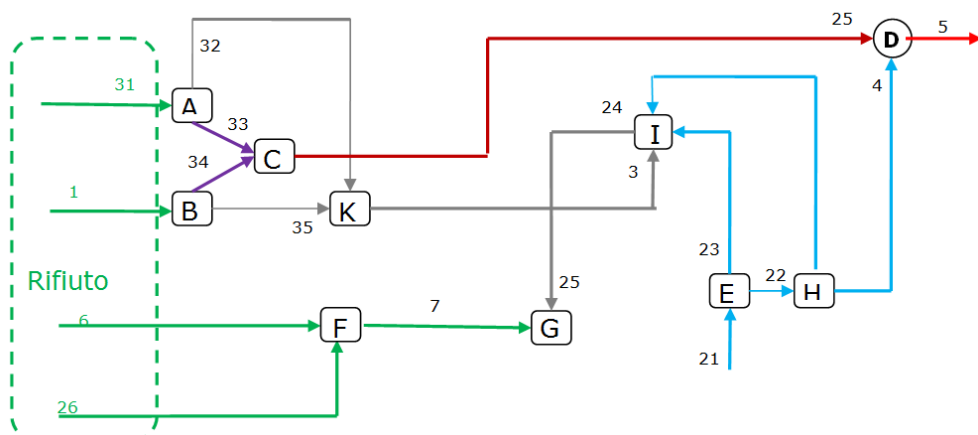


Figura 4.2 - Schematizzazione della prima modifica del modello di bioessicazione

La logica di calcolo alla base del modello è riassumibile nel sistema qui sotto:

$$\begin{cases} m_{33} \cdot PCI_{31} + m_{34} \cdot PCI_1 = m_2 \cdot PCI_{SV} \\ m_{33} + m_{34} = m_2 \end{cases}$$

In cui: m_{33} , m_{34} e PCI_{SV} sono delle incognite, PCI_{31} e PCI_1 sono fissati a piacere e m_2 è un dato sperimentale. Il lettore avrà sicuramente notato che c'è un'incognita in più rispetto al numero d'equazioni. Serve allora un'ulteriore equazione per risolvere il sistema.

La terza equazione si ottiene imponendo ad esempio l'umidità dell'aria viziata, oppure la sua temperatura. Facendo ciò si ottiene una tra m_{33} o m_{34} e quindi m_2 . Utilizzando la prima equazione infine, si ottiene l'energia necessaria ad ossidare il quantitativo di SV

Questo artificio è stato pensato per riuscire a raggiungere le rese di bioessicazione indicate dall'Università di Trento, rispettando nel contempo il consumo di SV (sempre misurato negli esperimenti condotti all'Università di Trento).

Tuttavia il seguente modello presentava problemi, ad esempio, risultava molto difficile creare dei SV con PCI molto bassi o molto alti (fissata una certa composizione, un PCI non può variare all'interno di un range molto ampio), inoltre era ancora eccessivamente lontano dalla realtà. Ciò ha comportato un'ulteriore modifica al modello, per giungere alla versione finale descritta di seguito.

4.1.6 Modello finale

In figura 4.3 è rappresentato lo schema funzionale del modello GS definitivo utilizzato per eseguire i calcoli della simulazione del processo di bioessicazione.

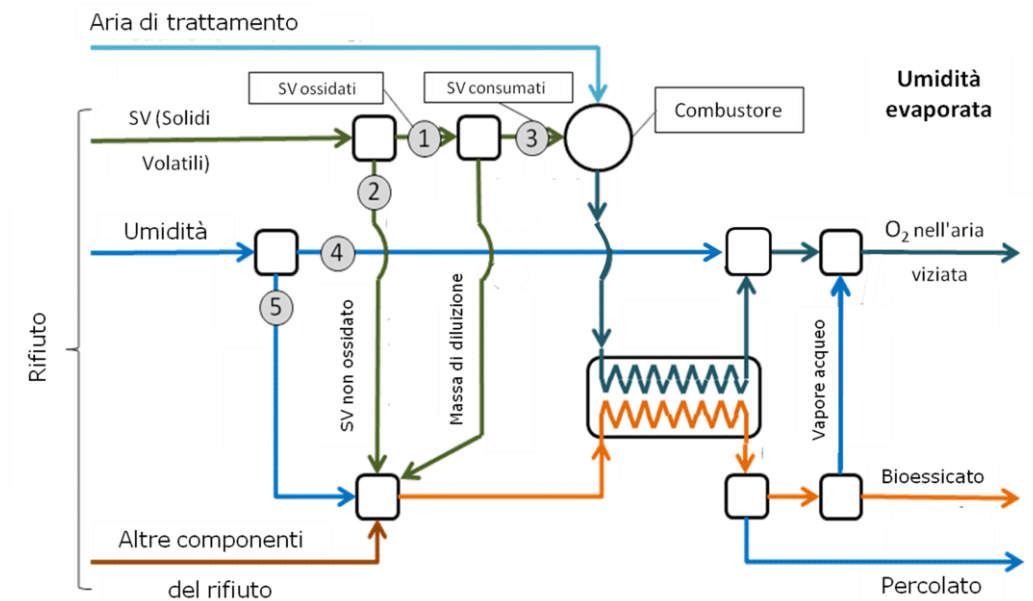


Figura 4.3 - Modello GS della bioessiccazione. Presentazione NAWTEC 2011 [27]

Il rifiuto entrante nel sistema è suddiviso in tre flussi, come nel primo modello:

1. i solidi volatili (SV), rappresentanti la materia organica del rifiuto senza umidità e ceneri. Consiste nella somma delle frazioni FORSU (organico) e sottovaglio FORSU;
2. tutta l'umidità contenuta nel rifiuto, trattata come acqua liquida a pressione e temperatura ambiente;
3. tutte le rimanenti parti del rifiuto.

Una parte (flusso 1) dei SV è usata come fonte d'energia per il sostentamento del processo, è inviata ad un combustore per la conversione in specie gassose completamente ossidate (CO_2 , H_2O , N_2 , O_2 , SO_2 , ecc.), usando l'aria di trattamento come comburente, che, in questo modo, è impoverita del suo contenuto iniziale d'ossigeno. Comunque, prima che venga bruciata nel combustore, un certo quantitativo di sostanze inerti (O_2 e N_2) viene estratto dai SV (flusso 1) così da formare un flusso (3) con un potere calorifico maggiore rispetto ai SV originali (flusso 1). I SV rimanenti nel rifiuto bioessicato sono di conseguenza diluiti da queste specie inerti. Questo espediente, che verrà spiegato in modo più esauriente successivamente, ha risolto i problemi energetici caratteristici dei due modelli precedenti.

Durante la combustione, i SV con il potere calorifico aumentato (flusso 3) rilasciano calore e producono specie gassose ad una temperatura elevata. La reazione di ossidazione fornisce tutto il calore necessario al processo.

Una parte dell'umidità (flusso 2) è inviata allo scambiatore di calore dove è completamente fatta evaporare grazie all'apporto calorifico dei gas caldi.

Le parti di SV (flusso 2) e umidità (flusso 5) che sono rispettivamente non ossidate e non evaporate vengono miscelate con la parte rimanente del rifiuto e inviate ad un secondo scambiatore dove questo mix è ulteriormente scaldato fino al raggiungimento della temperatura media del cumulo, ancora una volta raffreddando i gas caldi di combustione. Dato che durante questo processo parte dell'acqua evapora, viene ripartita dal flusso principale, e mandata in quello del vapore con l'aria viziata. Successivamente un'ulteriore parte dell'acqua uscente dallo scambiatore viene fatta uscire sotto forma di percolato (acqua liquida).

La logica del calcolo è basata sulla scelta della resa in massa (e quindi la riduzione in massa), regolando la portata al flusso 1, ovvero la frazione di SV inviata all'ossidazione. Le temperature di tutti i flussi d'uscita sono fissate ai loro valori obiettivo, mentre l'umidità relativa dell'aria viziata si determina regolando l'aria di processo e la portata del flusso 4.

La portata del flusso di diluizione è impostata come frazione della portata di SV inviata all'ossidazione (flusso 2), come la portata di percolato, impostata come frazione della riduzione in massa. Le perdite termiche sono "collocate" al combustore e sono pari ad un valore fisso, stimato sulla base delle caratteristiche dei reattori attualmente in attività.

4.1.7 Assunzioni e ipotesi di calcolo per la taratura del modello

Poiché il modello proposto non contempla le dinamiche del processo e nemmeno l'evoluzione dell'attività batterica, non può prevedere la riduzione di massa totale e la durata del processo. Queste informazioni devono essere fornite come input al modello.

Altri dati in ingresso da fornire sono le condizioni di riferimento (temperatura media ambientale, pressione e umidità), temperatura media del cumulo e dell'aria viziata durante l'intero processo, l'umidità relativa dell'aria di processo, così anche la produzione di percolato e la stima delle perdite termiche, per un totale di 9 dati richiesti, mostrati in tabella 1.

Tabella 4.1 - Dati di input necessari al modello di bioessicazione. Fonte [24].

<i>Condizioni di riferimento:</i>	
Pressione dell'aria*, mbar	950
Temperatura dell'aria, °C	15
Umidità relativa, %	60
<i>Obiettivi del processo:</i>	
Riduzione di massa totale, % del contenuto d'organico totale	63
Produzione percolato, % della riduzione di massa	2
Temperatura media dell'aria viziata, °C	33
Umidità relativa media dell'aria viziata, %	90

Parametri del processo:

Perdite termiche, kJ/kg _{RSU}	30
Temperatura media del cumulo, °C	50

* Inferiore a quella atmosferica a causa di perdite di carico nel cumulo.

Le perdite termiche sono state quantificate in 30 kJ/kg_{RUR}, un valore relativamente basso (equivale a circa lo 0,3% del PCI del RSU) grazie ad un buon isolamento termico e ad un rapporto favorevole superficie/volume dei sistemi industriali.

La portata d'aria è tendenzialmente regolata in modo da mantenere la temperatura del cumulo sotto un certo limite per evitare di compromettere l'attività batterica. Si sono assunti 50°C come temperatura media del cumulo durante l'intero processo.

La riduzione in massa al termine della bioessiccazione dipende dalla dinamica e dalla regolazione del processo, in particolare dalla durata, ma anche dalla ventilazione, ecc. Come già anticipato, il contenuto organico totale rappresenta la frazione del rifiuto usualmente definita *organico* arricchita dal sottovaglio FORSU (cioè dal sottovaglio dell'organico). Gli esperimenti in laboratorio condotti dall'Università di Trento hanno mostrato che alla fine del processo di bioessiccazione, utilizzando un rifiuto caratterizzato da un quantitativo di frazione organica tipicamente contenuta nel RUR italiano o europeo, la riduzione in massa totale può essere valutata circa pari al 63% del contenuto organico totale del rifiuto iniziale.

Tale riduzione in massa è costituita da tre contributi:

1. il consumo di una parte della sostanza volatile presente nella materia organica, convertita in ossidi gassosi e rimossi dall'aria di trattamento;
2. l'evaporazione dell'umidità, anch'essa rimossa dall'aria di trattamento;
3. l'umidità rimossa come percolato.

Le specie prodotte dal consumo di SV non sono solamente le tipiche dell'ossidazione completa (CO₂, H₂O, N₂, SO₂, ecc.), nonostante siano le specie prodotte in maggior misura. Sono presenti numerose specie minori, quali NH₃, COV, e così via, ma il loro quantitativo risulta davvero minimale e, al fine dei bilanci di massa ed energia, possono tranquillamente essere trascurate.

Solo il consumo di volatili contenuti nella sostanza organica concorre alla produzione di specie gassose, quindi si è concentrata l'attenzione sui cosiddetti SV.

L'umidità media relativa dell'aria viziata è stata ipotizzata al 90%, sulla base di osservazioni in laboratorio. Poiché per una data riduzione in massa il quantitativo di umidità evaporata da evacuare dal cumulo è

approssimativamente determinato, la portata d'aria deve essere regolata coerentemente. Una volta che l'umidità dell'aria viziata è stata fissata, si osserva che è richiesta una portata d'aria di trattamento bassa se la temperatura del cumulo è alta, mentre deve essere alta se tale temperatura è bassa. Ciò è legato alla forte dipendenza della capacità di saturazione dalla temperatura. Sulla base di tali considerazioni, una temperatura media dell'aria viziata che riproduce bene i valori di portata dell'aria di trattamento adottati negli impianti industriali è 33°C, valore adottato in tutte le simulazioni di questo lavoro.

Il percolato non è composto esclusivamente da acqua, ma contiene generalmente dissoluzioni di materiali organici, tuttavia poiché le loro concentrazioni sono piuttosto piccole, dati gli obiettivi del modello, si assume composto solo da acqua (si riporta la prova effettuata sul percolato in appendice). Inoltre, la produzione di percolato è normalmente molto bassa, tendenzialmente è inclusa nella riduzione di massa complessiva. Il modello GS proposto considera il percolato una frazione molto piccola della riduzione in massa, circa il 2% della riduzione totale.

Prendendo convenzionalmente il PCS per esprimere il contenuto di energia chimica dei SV, il calore rilasciato da essi sarà pari al loro PCS. In genere tale valore sarà diverso dal PCS dei SV inizialmente contenuti nel rifiuto. Può essere allora utile introdurre un coefficiente per legare questi due PCS:

$$\varepsilon = \frac{PCS_{SV\ iniziale}}{PCS_{SV\ consumato}} \quad (4.1)$$

La differenza tra le masse dei SV inizialmente presenti nel rifiuto e consumate durante il processo è la massa finale dei SV del bioessicato, dato che vale il seguente bilancio di massa:

$$M_{SV\ iniziale} = M_{SV\ consumato} + M_{SV\ finale} \quad (4.2)$$

Allo stesso modo, anche il bilancio d'energia per i SV deve valere come mostrato nell'equazione 4.3. Essa mette in luce che se il PCS dei SV consumati è diverso dal valore iniziale, anche il PCS dei SV finali deve essere cambiato, in modo che le due variazioni si compensino.

$$\frac{M_{SV\ iniziali} \cdot PCS_{SV\ iniziali}}{PCS_{SV\ consumati}} = M_{SV\ finali} \cdot PCS_{SV\ finali} + M_{SV\ consumati} \cdot PCS_{SV\ consumati} \quad (4.3)$$

Secondo il modello proposto, un modo semplice per considerare le differenze nel PCS dei tre SV (iniziali, finali e consumati) è assumere che la massa di SV ossidati sia diversa da quella dei SV consumati, in modo che il rilascio di calore possa essere quantificato dal PCS di questi ultimi, assunto pari al PCS dei SV

iniziali. In termini matematici queste considerazioni si ritrovano nelle equazioni 4-6.

$$PCS_{SV\text{ iniziali}} = PCS_{SV\text{ ossidati}} \quad (4.4)$$

$$M_{SV\text{ ossidati}} \cdot PCS_{SV\text{ ossidati}} = M_{SV\text{ consumati}} \cdot PCS_{SV\text{ consumati}} \quad (4.5)$$

$$\frac{M_{SV\text{ consumati}}}{M_{SV\text{ ossidati}}} = \frac{PCS_{SV\text{ ossidati}}}{PCS_{SV\text{ consumati}}} = \varepsilon \quad (4.6)$$

Il bilancio di massa dei SV può essere riscritto in termini di parti ossidate e non ossidate, nella forma dell'equazione 4.2. Nella stessa maniera, può anche essere definito un bilancio d'energia come quello in equazione 4.3. I due bilanci possono essere utilizzati per dimostrare che il PCS della parte non ossidata deve eguagliare quello della parte ossidata, così come quello iniziale. La differenza di massa tra i SV finali presenti nel bioessicato e quelli non ossidati è stata chiamata massa di diluizione, ed è definita nell'equazione 4.7. La combinazione di quest'ultima equazione con il bilancio massico delle portate massiche dei SV conduce all'equazione 4.8.

$$M_{diluizione} = M_{SV\text{ finali}} - M_{SV\text{ non ossidati}} \quad (4.7)$$

$$M_{diluizione} = M_{SV\text{ ossidati}} - M_{SV\text{ consumati}} \quad (4.8)$$

Quando $\varepsilon < 1$, la schematizzazione del processo è quella presentata in figura 4.3, e può venire interpretata come segue: una certa portata di SV (flusso 1) si ossida rilasciando il suo PCS, tuttavia, parte dei prodotti di combustione con PCS nullo (O_2 , N_2 , ecc. – è il flusso chiamato “massa di diluizione”) invece di essere rimossa dal rifiuto rimane legata (senza energia di legame) ad esso, creando un effetto diluente nei SV non ossidati. La massa di questi ultimi è cresciuta grazie all'apporto della diluizione senza che sia avvenuto uno scambio d'energia. In questo modo il PCS è diventato inferiore al PCS dei SV ossidati (flusso 1).

Questa è una semplice interpretazione, tuttavia il modello funziona anche per valori di $\varepsilon > 1$, (cioè si diluiscono i SV ossidati al posto dei non ossidati). La massa di diluizione è uno scambio di specie atomiche tra i SV ossidati e non ossidati, con l'unico vincolo che devono essere sempre caratterizzate da PCS nullo.

Questa schematizzazione è in grado di riprodurre l'effetto reale della bioessicazione, infatti tutta la massa di SV è interessata alla reazione batterica e rilascia calore, riducendosi e cambiando la sua composizione chimica. Il modello simula questo cambiamento di composizione, grazie alla massa di diluizione.

Il coefficiente ε sembra essere generalmente minore dell'unità, dunque la massa di diluizione è positiva. Non ci sono dati riguardo la composizione atomica di tale massa e nemmeno dei SV finali e consumati. Però, considerando la natura delle reazioni batteriche, con una crescita dei batteri nei SV rimasti nel rifiuto, è ragionevole aspettarsi che i SV si siano arricchiti dei componenti di base costituenti i batteri aerobici (ossigeno e azoto). E' per questa ragione che la massa di diluizione si è assunta costituita esclusivamente da O_2 e N_2 . Queste specie dovrebbero provenire dai SV ossidati, dunque si è ipotizzato che il loro rapporto rimanesse lo stesso che caratterizza i SV iniziali.

Coerentemente con queste ipotesi, tutte le equazioni contenenti i poteri calorifici (1,3-6) rimangono valide anche se riscritte usando il PCI.

La quantità e la natura della massa di diluizione sono l'ipotesi più arbitraria del modello, tuttavia, dato che tale massa è molto piccola, non influisce in maniera rilevante sui risultati.

Il coefficiente ε non assume un valore fisso, ma dipende dalla misura del consumo di SV: meno SV si consumano, più ε si riduce. In attesa di più accurati risultati sperimentali, il legame tra ε e il contenuto di organico del rifiuto è stato ipotizzato lineare.

4.2 Modello del vaglio a tamburo rotante

L'operazione di vagliatura è sicuramente quella più interessante dal punto di vista del suo funzionamento, delle variabili di utilizzo, dei parametri che la caratterizzano e degli indici di separazione.

Si è quindi deciso di modellizzare il processo in modo da poter calcolare di volta in volta la configurazione più idonea al variare della portata di alimento e della frazione da separare.

A questo scopo si è ripreso uno studio dell'Ing. Decembrini [1], dove si modella il processo come un rimescolamento di particelle sferiche (rifiuto) che cadono, con una certa probabilità, nei fori del vaglio. Sarà quindi importante individuare le coordinate del punto di distacco del vaglio, ipotizzare una traiettoria di caduta (parabolica) e quindi calcolare il punto di contatto e l'angolo di incidenza sulle pareti del vaglio. È inoltre necessario stimare il numero di impatti che la particella ha con il tamburo. Lo studio è stato validato da una fase sperimentale effettuata in collaborazione con l'Università La Sapienza di Roma, per mezzo di un vaglio rotante pilota. Esso ha confermato il valore del numero di impatti calcolato e i risultati di resa massica per classe merceologica ottenuti con il modello.

Il modello, sviluppato sulla base di ipotesi sia cinematiche che probabilistiche, è stato implementato ed applicato per la verifica dell'influenza delle condizioni operative sull'efficienza del processo di separazione.

La modellizzazione è stata sviluppata studiando la cinematica di una particella all'interno di un vaglio rotante, prima studiando il comportamento della singola particella e in seguito quello di più particelle.

Lo sviluppo di tale modello, consente di determinare l'efficienza di rimozione per le diverse frazioni merceologiche di un rifiuto, ciascuna caratterizzata da una propria distribuzione dimensionale. La validazione è stata svolta dapprima effettuando una campagna di misurazioni utilizzando un vaglio in scala (1:10) e un vaglio di dimensioni reali dalla Ing. Decembrini e i risultati sono riportati in [1]. Da questo studio è emerso che il modello è ben rappresentativo della realtà, anche se in alcuni casi si sono evidenziate delle discrepanze dal comportamento reale del rifiuto. Ciò è senz'altro da attribuite alle diverse peculiarità dei materiali costituenti il rifiuto solido urbano e dall'interferenza che le une causano sulle altre.

Il modello, dopo la revisione, è stato inoltre convalidato da dati provenienti dall'impianto di Siderno, i risultati di tale studio sono riportati nel paragrafo 4.3.2.

Partendo dalla pezzatura di classi merceologiche lievemente diverse da quelle prese in considerazione in questo studio, si è proceduto riportando i dati alle classi merceologiche utilizzate nel contesto PRIN06 e attraverso il modello analitico del vaglio si sono ricavati gli indici di separazione per ogni classe merceologica necessari al fine di ricreare il CDR uscente dalla filiera di trattamento rifiuti in questione.

Tabella 4.2 – Caratterizzazione del rifiuto, [1]

DISTRIBUZIONE LOGNORMALE				
Classe merceologica	Media della variabile trasformata, $\ln(x)$	Deviazione standard della variabile trasformata, $\ln(x)$	Valore iniziale di x	Valore incrementale di x
CARTA	2,34	0,25	0,10	0,15
CARTONE	2,40	0,18	0,10	0,15
PLASTICA	2,15	0,25	0,10	0,15
TESSILI	2,20	0,22	0,10	0,15
GOMMA	2,75	0,40	0,10	0,15
PELLAME	2,00	0,70	0,10	0,15
RESIDUI DI GIARDINAGGIO	2,40	0,60	0,10	0,15
LEGNO	2,60	0,50	0,10	0,15
VETRO	1,64	0,25	0,10	0,15

LATTINE IN BANDA STAGNATA	2,30	0,35	0,10	0,15
ALLUMINIO	2,20	0,30	0,10	0,15
METALLI FERROSI	2,65	0,45	0,10	0,15
FRAZIONE FINE E FINISSIMA	1,50	0,45	0,10	0,05

Da prove eseguite su un campione selezionato per quartatura di 100 kg di RUR della città di Roma, utilizzando un vaglio pilota, sono stati ricavati i dati esposti nella tabella 4.2. Per “x” si intende la pezzatura del materiale entrante nel vaglio.

Nella tabella successiva sono mostrate le distribuzioni lognormali, ricavate dai risultati del campionamento (dati tabella 4.2).

Tabella 4.3 - Parametri caratteristici delle distribuzioni lognormali del rifiuto di tabella 7 [28]

DISTRIBUZIONE LOGNORMALE						
Classe merceologica	Media della variabile x	Mediana della variabile x	Moda della variabile x	Varianza della variabile x	Deviazione standard geometrica	Skewness
CARTA	10,711	10,381	9,752	7,40	1,284	0,778
CARTONE	11,20	11,02	10,67	4,13	1,20	0,55
PLASTICA	8,86	8,58	8,06	5,06	1,28	0,78
TESSILI	9,26	9,03	8,58	4,43	1,25	0,69
GOMMA	16,95	15,64	13,33	49,82	1,49	1,32
PELLAME	9,44	7,39	4,53	56,35	2,01	2,89
RESIDUI DI GIARDINAGGIO	13,20	11,02	7,69	75,47	1,82	2,26
LEGNO	15,26	13,46	10,49	66,11	1,65	1,75
VETRO	5,32	5,16	4,84	1,82	1,28	0,78
LATTINE IN BANDA STAGNATA	10,60	9,97	8,82	14,65	1,42	1,13
ALLUMINIO	9,44	9,03	8,25	8,39	1,35	0,95
METALLI FERROSI	15,66	14,15	11,56	55,06	1,57	1,53
FRAZIONE FINE E FINISSIMA	4,96	4,48	3,66	5,52	1,57	1,53

I dati della tabella 4.3, nella colonna “Media della variabile x” e “Varianza della variabile x” sono rappresentati nel grafico in figura 4.4.

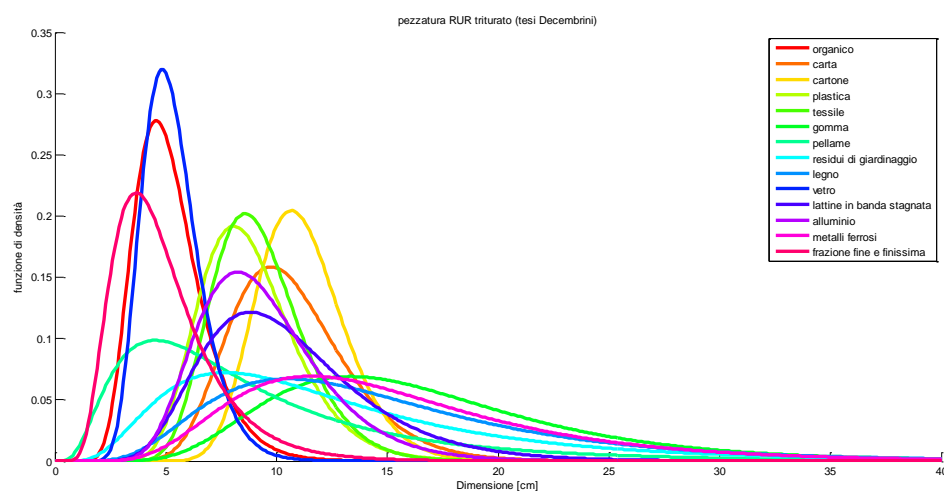


Figura 4.4 – Distribuzioni lognormali del rifiuto all'uscita del lacera sacchi, a monte del vaglio.

4.2.1 Validazione del modello

Allo scopo di validare il modello di vagliatura, dopo aver effettuato la classificazione merceologica e determinati i pesi, come descritto nel paragrafo precedente (tabella 4.2), si è proceduto utilizzando gli indici di separazione del vaglio utilizzato a Siderno calcolati con l’algoritmo previsionale riportato nell’appendice 2 ed ampiamente descritto nel capitolo 4.3.2 ed infine si sono determinati i flussi di massa derivanti dal modello.

Si riporta sotto la tabella comprendente gli indici di separazione, il confronto tra i risultati sperimentali sul campo e quelli del modello, ed infine gli errori assoluti e relativi.

Tabella 4.4 - Risultati della validazione del modello previsionale di vagliatura

Classi Merceologiche	Cernita manuale	Modello	Errore assoluto	Errore percentuale rispetto alla cernita manuale	Indici di separazione del sovrallo $[m_{out}/m_{in}]$
	Sovvallo 60 mm				
Plastica	0,122	0,134	0,012	10	0,973
Tessile	0,073	0,076	0,004	5	0,990
Carta	0,157	0,163	0,007	4	0,998
Legno	0,004	0,009	0,004	101	0,969
Organico	0,058	0,045	0,013	22	0,445
Metalli	0,029	0,033	0,004	15	0,983
Inerti	0,023	0,025	0,002	9	0,532

Frazione Fine	0,015	0,011	0,004	26	0,025
Totale	0,480	0,497	0,017	4	
PCI [MJ/kg]	13,84	14,20	0,360	3	

Come si osserva in tabella 4.4 i risultati ottenuti con la modellazione analitica si discostano in modo esiguo dai valori determinati con la classificazione merceologica per quanto riguarda l'errore assoluto, mentre quando si valuta l'errore relativo si nota che per il legno si supera il 100%, ciò è presumibilmente attribuibile al basso quantitativo in peso sul totale e alla variabilità della materia in esame (il RUR è tipicamente disomogeneo).

Per quanto riguarda lo scopo principe dello studio, cioè valutare energeticamente la filiera di trattamento rifiuti e quindi il CDR che ne deriva, si nota, sempre in tabella 4.4, come per il PCI e la resa in massa totali si registrino errori percentuali rispettivamente del 4 e 3%, che sono valori accettabili.

Si può affermare quindi che il modello in questione riesce a prevedere con buona approssimazione i flussi di massa di sottovaglio e sopravaglio a partire dalla conoscenza del rifiuto in ingresso del vaglio.

4.3 Risultati ottenuti

4.3.1 Risultati della bioessicazione

Vengono riportati in questo paragrafo i principali risultati ottenuti nello studio dalla simulazione della bioessicazione all'uscita del biotunnel.

Tabella 4.5 - SV di partenza, dati comuni ai 4 scenari di RD. (Con y si indica la frazione in peso i-esima).

SV iniziale	
C [kg]	0,0731
H [kg]	0,0125
O [kg]	0,0645
N [kg]	0,0055
S [kg]	0,00012
PCS [MJ/kg]	21,42
PCI [MJ/kg]	19,67
y_C	0,4696
y_H	0,0801
y_O	0,4143
y_N	0,0352
y_S	0,0008

La tabella 4.6 contiene i principali parametri dei SV, utilizzati come “combustibili” nel modello GS.

Tabella 4.6 - Assunzioni di calcolo per il codice GS: la portata di O₂, di N₂ e ε sono ricavati durante i calcoli.

Caratteristica	SCENARIO			
	A 35%	B 50% no FORSU	C 50% FORSU	D 65%
perdita in peso [%]	28,1	34,3	21,4	21,7
percolato [kg/kg _{RUR}]	0,0056	0,0069	0,0043	0,0043
H ₂ O evaporata [kg/kg _{RUR}]	35,76	28,94	43,61	45,26
ε	0,823	0,882	0,793	0,797
T media cumulo [°C]	50	50	50	50
T aria ambiente [°C]	15	15	15	15
T aria viziata [°C]	33	33	33	33
UR aria ambiente [%]	60	60	60	60
UR aria viziata [%]	90	90	90	90
portata di aria [kg/kg _{RUR}]	11,23	12,86	8,60	8,74
SV iniziali [kg/kg _{RUR}]	0,156	0,190	0,118	0,120
SV consumati [kg/kg _{RUR}]	0,0365	0,0436	0,0268	0,0273
m O ₂	0,008	0,006	0,007	0,007
m N ₂	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002

A seguito di uno studio sui dati ricavato dalla sperimentazione dell'Università di Trento si è notato un legame tra il contenuto di organico nel rifiuto e la frazione di O₂ e N₂ dei SV fissati al cumulo.

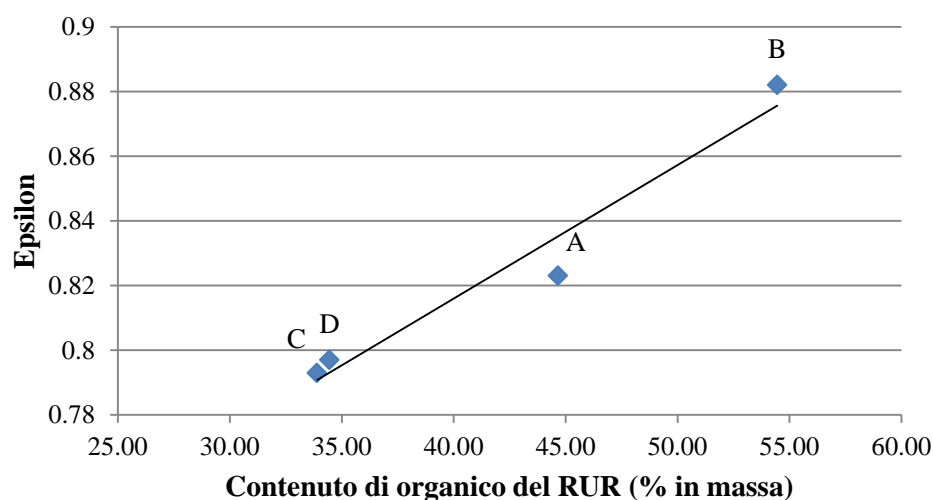


Figura 4.5 - Variazione di ε in funzione dell'organico del rifiuto

L'andamento della variazione di ε è stato ipotizzato lineare. Dai dati disponibili sembra che ε potrebbe assumere valore di circa 0,75 per rifiuti con contenuto organico dell'ordine del 30% e 0,85 per rifiuti con il 50% di contenuto organico. Al fine di capire il legame tra la portata di aria fresca necessaria ad evaporare un certo quantitativo di acqua, l'UR e la temperatura dell'aria viziata, si riporta di seguito un grafico esplicativo. Questo argomento è particolarmente seguito dai gestori dell'impianto, in quanto la portata d'aria è direttamente correlata al consumo di energia elettrica del ventilatore.

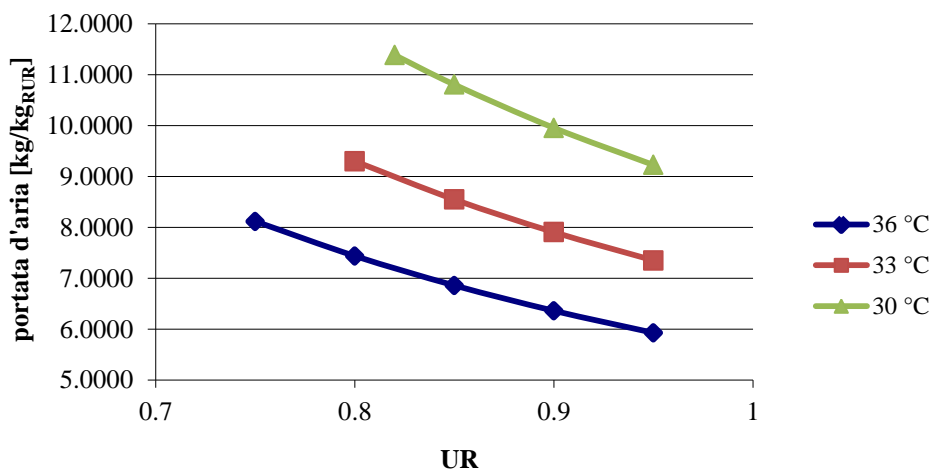


Figura 4.6 - Variazione della portata dell'aria fresca in funzione dell'umidità relativa media dell'aria viziata.

Al diminuire della temperatura dell'aria viziata, si nota un aumento della portata d'aria di mandata necessaria ad evacuare l'umidità (a resa del processo costante). Al fine di ottimizzare il processo, ovvero ridurre al minimo la portata dell'aria (e quindi i consumi dei ventilatori) sarebbe conveniente impostare temperature dell'aria in uscita abbastanza alte e valori di umidità relativa prossimi alla saturazione.

A pari temperatura, diminuendo la portata d'aria fresca, aumenta l'umidità dell'aria viziata.

Questo discorso non tiene conto del processo biologico e del metabolismo dei batteri, influenzato dalla temperatura, dal tenore di ossigeno e dall'umidità dell'aria nel biotunnel.

Si ricorda che la regolazione della portata dell'aria è ancora oggetto di studio nell'impianto di Siderno.

Si riporta sotto la tabella riportante i dati sui SV consumati e residui in modo da poter notare le differenze derivanti dal fissaggio di O₂ e N₂ al cumulo.

Tabella 4.7 – Effetti del fissaggio di O₂ e N₂ al cumulo sui SV consumati e residui

SV consumati					SV residui				
SCENARIO	A	B	C	D	SCENARIO	A	B	C	D
C [kg]	0,021	0,024	0,015	0,016	C [kg]	0,053	0,049	0,058	0,057
H [kg]	0,004	0,004	0,003	0,003	H [kg]	0,009	0,008	0,010	0,010
O [kg]	0,011	0,021	0,014	0,014	O [kg]	0,053	0,043	0,051	0,051
N [kg]	0,001	0,002	0,001	0,001	N [kg]	0,004	0,004	0,004	0,004
S [kg]	3,50E-05	4,13E-05	2,63E-05	2,67E-05	S [kg]	8,96E-05	8,32E-05	9,82E-05	9,79E-05
portata [kg/s]	0,04	0,04	0,03	0,03	portata [kg/s]	0,12	0,15	0,09	0,09
PCS [MJ/kg]	26,011	25,601	26,528	26,385	PCS [MJ/kg]	20,01	20,17	19,92	19,96
PCI [MJ/kg]	23,883	23,507	24,358	24,227	PCI [MJ/kg]	18,38	18,53	18,29	18,33
yC	0,563	0,556	0,577	0,573	yC	0,441	0,334	0,631	0,619
yH	0,096	0,095	0,098	0,098	yH	0,075	0,057	0,108	0,106
yO	0,304	0,491	0,509	0,506	yO	0,448	0,295	0,557	0,546
yN	0,036	0,042	0,043	0,043	yN	0,035	0,025	0,047	0,046
yS	9,59E-04	9,47E-04	9,82E-04	9,77E-04	yS	7,51E-04	5,69E-04	1,08E-03	1,05E-03

Dalla tabella 4.7, si può notare come la simulazione della bioessicazione concordi con le previsioni espote in precedenza nel paragrafo inerente alle ipotesi di calcolo. In particolare il PCS e il PCI dei SV residui risulta inferiore di quello dei SV ossidati.

Il rifiuto bioessicato che si è ottenuto nei diversi scenari viene mostrato nella tabella 4.8. Si noti, confrontando con i valori riferiti al RUR tal quale in tabella 3.8, come la riduzione di acqua abbia contribuito positivamente al PCI, in modo superiore al contributo determinato dal calo dei SV dovuto alla loro parziale combustione.

Inoltre, osservando la quantità di SV consumati, si può considerare che l'unico consumo energetico attribuibile al processo di bioessicazione sia quello degli ausiliari, in particolare del ventilatore dell'aria fresca.

Tabella 4.8 - Frazioni massiche e PCI del bioessicato.

Composizione elementare Bioessicato				
	A	B	C	D
PCI [MJ/kg]	13,20	13,39	11,52	12,98
C	0,33	0,34	0,30	0,33
Cl	0,00339	0,00356	0,00262	0,00314
F	0,00005	0,00004	0,00005	0,00004
H	0,05	0,06	0,05	0,05
O	0,19	0,21	0,20	0,19

N	0,01	0,01	0,01	0,01
S	0,00043	0,00047	0,00041	0,00041
Ceneri	0,22	0,19	0,23	0,22
Umidità	0,19	0,19	0,21	0,20

4.3.2 Risultati del modello di vagliatura

Nella seguente trattazione si riporteranno solo i passaggi principali e le modifiche migliorative apportate, mentre si rimanderà per la spiegazione della parte teorica al testo di riferimento precedentemente citato, che a sua volta, si basa su teorie consolidate.

A partire dai dati di input dei vagli impiegati nell'impianto Veolia di Siderno, il modello calcola la quantità di sovravallo e di sottovaglio grazie a considerazioni di tipo cinematico-probabilistico.

Utilizzando l'equazione 4.9 sottostante è possibile stimare il diametro del tamburo necessario ad ottenere un *grado di riempimento* F ottimale (che garantisce un buon rimescolamento). Quest'ultimo è definito come il rapporto tra la sezione occupata dal materiale da vagliare e l'area di passaggio del vaglio, generalmente si mantiene tra 0,25 e 0,33.

$$D = 0.4156 \cdot \left(\frac{Q}{\rho_a \cdot F \cdot K_V \cdot \sqrt{g} \cdot t \cdot g \alpha} \right)^{0.4} \quad (4.9)$$

Dove:

- Q: portata [t/h];
- ρ_a : massa volumetrica del rifiuto da trattare, assunto pari a 0,4 t/m³;
- K_V : fattore correttivo (funzione di γ), assume valori 1,35 ÷ 1,85 per $\alpha=3^\circ \div 5^\circ$.

Bisogna inoltre mantenere la velocità di rotazione attorno a valori tipici: circa il 60% della *velocità critica di rotazione*, in modo da permettere un rimescolamento ottimale ed evitare che il vaglio funzioni come una centrifuga. La *velocità critica di rotazione* è quella alla quale la forza centrifuga che agisce sulle particelle a contatto con la parete del cilindro nel punto più alto del percorso è uguale alla forza di gravità, chiaramente oltre questa velocità la particella non riesce a distaccarsi dalla parete.

La velocità critica si calcola, imponendo l'accelerazione centripeta $a = \frac{\omega^2 D}{2}$ uguale a quella di gravità g, nel seguente modo:

$$\omega_c = \left(\frac{2g}{D} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (4.10)$$

L'ultimo input del problema è quindi la caratterizzazione del rifiuto dal punto di vista della pezzatura, a questo proposito si sono quindi riprese le distribuzioni dello studio sopraccitato, ipotizzando che non varino sensibilmente rispetto al rifiuto del PRIN.

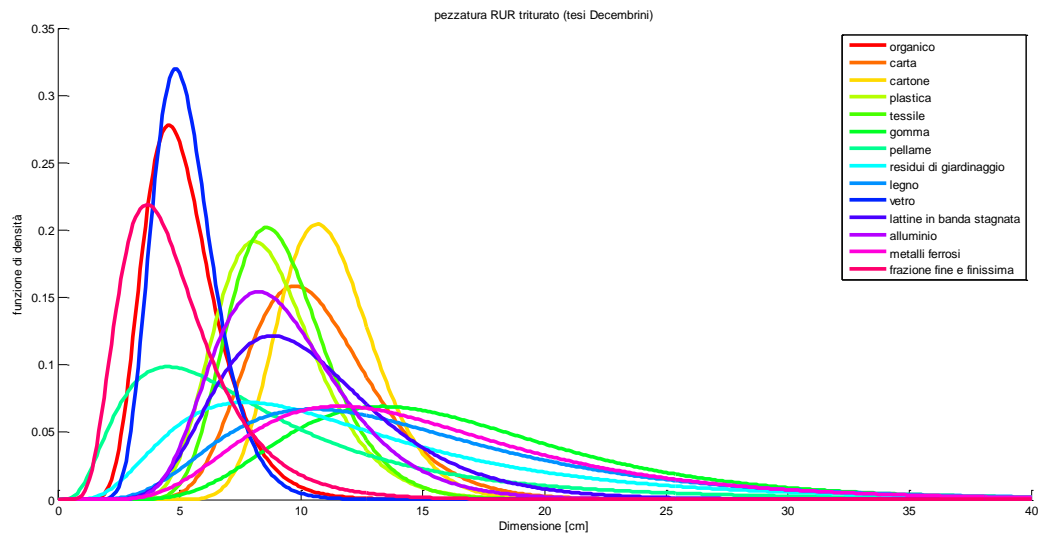


Figura 4.7 - Distribuzione della pezzatura per classe merceologica

Come si vede nella figura 4.7, si è utilizzato il comando `log.norm` di Matlab che restituisce (dopo alcuni passaggi) una funzione di densità della pezzatura che ha valore nullo in zero a differenza di una normale. Il grafico in questione è riferito al rifiuto (a meno del sottovaglio che si assume scartato nella totalità a valle della vagliatura) passato in un tritatore preliminare, o lacerasacchi, che riduce la pezzatura massima a 30 mm.

Si è proceduto discretizzando le distribuzioni in modo da ottenere una matrice con dimensioni $j \times i$ (con j : numero di punti sull'asse "dimensione [cm]" ed i : numero di classi merceologiche).

Gli elementi della matrice di sovrapposizione sono stati calcolati come la probabilità di una particella sferica di non cadere in un foro del vaglio per n volte, con n pari al numero di impatti.

$$f_{out}(i, j) = (1 - P_0(j))^{N_i} \cdot f_{in}(i, j) \quad (4.11)$$

Dove:

- N_i = numero di impatti.

$$N_i = \frac{L}{4 \cdot D \cdot \frac{\omega^2 r}{g} \sin^2 \left(\arccos \left(\frac{\omega^2 r}{g} \right) \right) \text{tg} \gamma} \quad (4.12)$$

○ $r = \frac{D}{2}$
 ○ $\omega = \frac{2 \cdot \pi \cdot n}{60}$

- $P_0(j)$: probabilità che una particella di dimensione j cada in un foro del vaglio

$$P_0(j) = \left(1 - \frac{D_p(j)}{D_f} \right)^2 \cdot f_p \quad (4.13)$$

Questa formulazione prevede che il corpo cada perpendicolarmente rispetto all'asse del foro e rappresenta una semplificazione della realtà.

- $D_p(j)$: valore puntuale dell'asse "dimensione cm" del grafico di figura 4.7.
- f_p : frazione di area disponibile, è pari al rapporto fra l'area del foro e l'interasse elevato al quadrato tra un foro e il successivo. Nell'esempio riportato in figura 4.8, allora:

$$f_p = \frac{\pi \cdot D_f^2}{4 \cdot i^2} \quad (4.14)$$

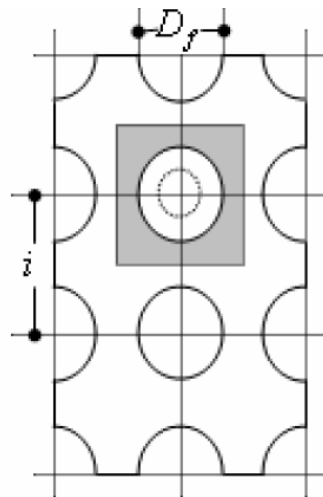


Figura 4.8 – Esempio di fattore di area disponibile.

Trovata la matrice di sovrvallo si è proceduto calcolando gli indici di separazione del vaglio come somma lungo l'asse "dimensione [cm]" degli elementi della matrice di sovrvallo.

Tabella 4.9 - Indici di separazione del vaglio ottenuti dal modello MatLab.

Classe merceologica	A	B	C	D
	Vaglio 60mm	Vaglio 40mm	Vaglio 80mm	Vaglio 60mm
Carta e cellulosici	1,00	1,00	0,96	1,00
Legno	0,97	1,00	0,90	0,97
Plastica	0,97	1,00	0,80	0,97
Vetro e inerti	0,53	0,94	0,20	0,53
Metalli no Al	0,99	1,00	0,94	0,99
Alluminio	0,96	1,00	0,80	0,96
FORSU	0,54	0,90	0,26	0,54
Sottovaglio FORSU	0,00	0,00	0,00	0,00
Sottovaglio inerte	0,00	0,00	0,00	0,00
Verde	0,89	0,97	0,77	0,89

La tabella 4.9, mostra diversi diametri di fori. E' stato necessario cambiare questo dato per ottenere un PCI a norma di legge e rese intorno al 45% . Il criterio attuato in impianti reali è appunto quello di massimizzare la resa e avere un PCI superiore a 15MJ/kg. I diametri utilizzati sono tipici dei setti intercambiabili presenti a Siderno. Le uniche filiere in cui non sono state cambiate i fori sono A e D, corrispondenti al 35% e 65% di raccolta differenziata.

Da questo studio è emerso che il vaglio è una stazione fondamentale per la regolazione delle caratteristiche di interesse per il TU, quali PCI e resa in massa.

4.3.3 CDR ottenuto a valle del treno di lavorazioni meccaniche

Per ricreare il CDR a valle delle stazioni di trattamento meccanico si è proceduto:

1. dapprima, a ricavare le classi merceologiche, corrette a valle della bioessicazione, cioè che tenessero conto della perdita di SV, la nascita della classe merceologica fittizia "altro (O₂ N₂)" e la perdita di umidità, che è stata pesata in base al contenuto iniziale di acqua.
2. Dopodiché, attraverso gli indici di separazione dei vari componenti, a calcolare i flussi di massa a seguito delle varie selezioni.

3. Infine, a ricalcolare il contributo energetico di ogni classe, ricomporre il CDR nelle sue frazioni fondamentali (frazione secca, H₂O e ceneri) e il PCI del flusso uscente totale (del CDR).

Si riportano di seguito i risultati riferiti ai 4 scenari di raccolta differenziata in termini di flussi massici ed energetici, ricordando che i valori sono riferiti al trattamento di un kg di RUR a monte della bioessicazione.

Tabella 4.10 - Composizione merceologica del CDR nello scenario A.

Classi merceologiche	Bioess [kg]	PCI [MJ/kg]	resa kg/kg [RUR]	% su kg CDR	PCI % delle classi	kg secchi	kg H ₂ O	kg ceneri
Carta e cellulосici	0,122	12,996	0,119	26,34	3,423	0,097	0,011	0,011
Legno	0,025	16,603	0,024	5,34	0,887	0,022	0,002	0
Plastica	0,188	28,377	0,18	39,78	11,288	0,157	0,01	0,013
Vetro e inerti	0,05	-0,009	0,027	5,88	-0,001	0,001	0	0,026
Metalli no Al	0,015	-0,009	0,001	0,13	0	0	0	0,001
Alluminio	0,004	-0,009	0	0,09	0	0	0	0
FORSU	0,153	7,376	0,077	17,10	1,261	0,033	0,034	0,01
Sottovaglio FORSU	0,082	10,135	0	0	0	0	0	0
Sottovaglio inerte	0,045	-0,33	0	0	0	0	0	0
Verde	0,026	7,597	0,022	4,82	0,366	0,01	0,011	0
Altro (O₂ N₂)	0,008	0	0,002	0,52	0	0,002	0	0
Totale	0,719		0,451		17,225	0,322	0,069	0,061

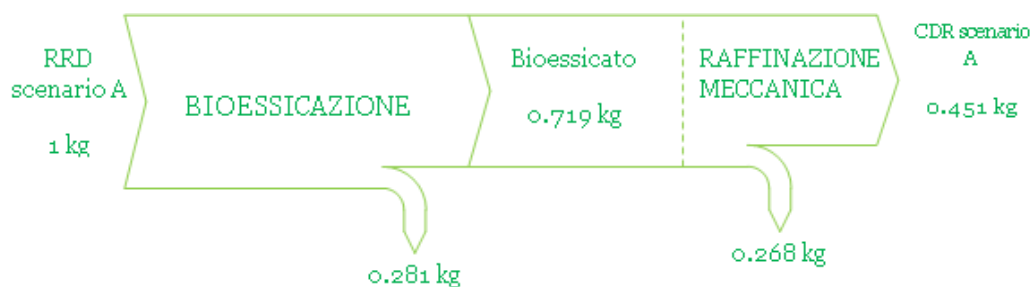


Figura 4.9 - Bilancio di massa del processo di produzione del CDR per lo scenario A. Si riportano anche i valori dei PCI

Tabella 4.11 - Composizione merceologica del CDR nello scenario B.

Classi merceologiche	Bioess [kg]	PCI [MJ/kg]	resa [kg/kg RUR]	% su kg CDR	PCI % delle classi	kg secchi	kg H ₂ O	kg ceneri
Carta e cellulосici	0,127	13,271	0,125	27,41	3,637	0,104	0,01	0,012
Legno	0,016	16,943	0,016	3,48	0,589	0,014	0,001	0

Plastica	0,146	28,704	0,143	31,44	9,024	0,126	0,007	0,01
Vetro e inerti	0,01	-0,007	0,009	2,01	0	0	0	0,009
Metalli no Al	0,014	-0,007	0,001	0,12	0	0	0	0,001
Alluminio	0,001	-0,007	0	0,03	0	0	0	0
FORSU	0,176	8,564	0,147	32,29	2,766	0,071	0,056	0,02
Sottovaglio FORSU	0,093	11,004	0	0	0	0	0	0
Sottovaglio inerte	0,054	-0,275	0	0	0	0	0	0
Verde	0,014	8,691	0,013	2,84	0,247	0,007	0,006	0
Altro (O ₂ N ₂)	0,006	0	0,002	0,39	0	0,002	0	0
Totale	0,657		0,455		16,263	0,324	0,08	0,051

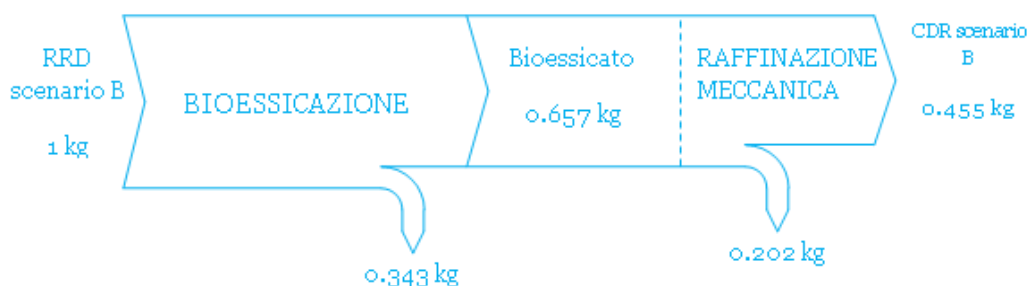


Figura 4.10 - Bilancio di massa del processo di produzione del CDR. Si riportano anche i valori dei PCI.

Tabella 4.12 - Composizione merceologica del CDR nello scenario C.

Classi merceologiche	Bioess [kg]	PCI [MJ/kg]	Resa [kg/kg RUR]	% su kg CDR	PCI % delle classi	kg secchi	kg H ₂ O	kg ceneri
Carta e cellullosici	0,219	12,59	0,206	48,70	6,130	0,163	0,024	0,018
Legno	0,031	16,10	0,028	6,59	1,061	0,024	0,003	0
Plastica	0,149	27,88	0,116	27,58	7,690	0,1	0,008	0,008
Vetro e inerti	0,05	-0,012	0,01	2,32	0	0	0	0,009
Metalli no Al	0,028	-0,012	0,001	0,25	0	0	0	0,001
Alluminio	0,008	-0,012	0,001	0,14	0	0	0	0,001
FORSU	0,131	6,226	0,032	7,63	0,475	0,012	0,016	0,004
Sottovaglio FORSU	0,068	8,985	0	0	0	0	0	0
Sottovaglio inerte	0,058	-0,411	0	0	0	0	0	0
Verde	0,037	6,266	0,027	6,29	0,394	0,011	0,016	0
Altro (O ₂ N ₂)	0,007	0	0,002	0,50	0	0,002	0	0
Totale	0,786		0,422		15,749	0,313	0,068	0,042

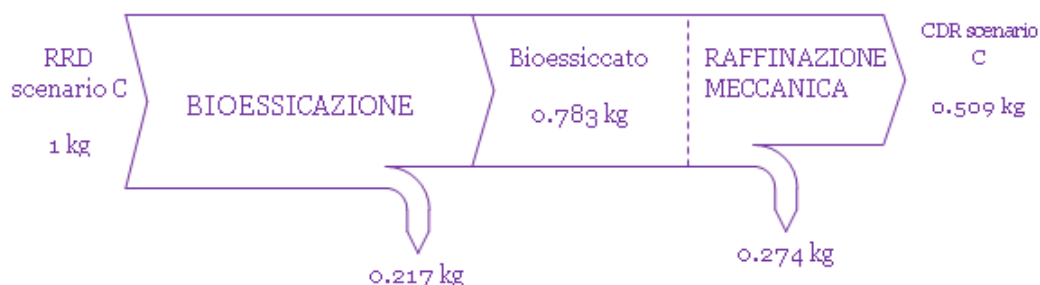


Figura 4.11 - Bilancio di massa del processo di produzione del CDR per lo scenario C. Si riportano anche i valori dei PCI.

Tabella 4.13 - Composizione merceologica del CDR nello scenario D.

Classi merceologiche	Bioess [kg]	PCI [MJ/kg]	Resa [kg/kg RUR]	% su kg cdr	PCI % delle classi	kg secchi	kg H ₂ O	kg ceneri
Carta e cellulосici	0,18	12,64	0,18	34,84	4,4	0,14	0,02	0,02
Legno	0,03	16,16	0,03	4,96	0,8	0,02	0	0
Plastica	0,21	27,94	0,2	39,02	10,9	0,17	0,01	0,01
Vetro e inerti	0,03	-0,01	0,01	2,87	0	0	0	0,01
Metalli no Al	0,03	-0,01	0	0,24	0	0	0	0
Alluminio	0	-0,01	0	0,06	0	0	0	0
FORSU	0,13	6,37	0,07	12,86	0,82	0,03	0,03	0,01
Sottovaglio FORSU	0,07	9,12	0	0	0	0	0	0
Sottovaglio inerte	0,07	-0,4	0	0	0	0	0	0
Verde	0,03	6,42	0,02	4,68	0,3	0,01	0,01	0
Altro (O₂ N₂)	0,01	0	0	0,48	0	0	0	0
Totale	0,78		0,51		17,23	0,37	0,08	0,05

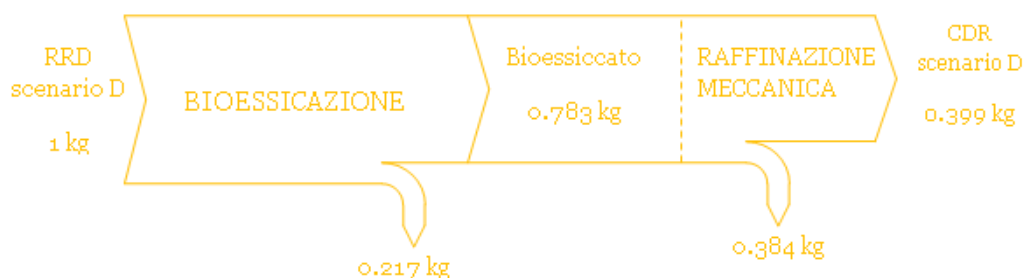


Figura 4.12 - Bilancio di massa del processo di produzione del CDR per lo scenario D. Si riportano anche i valori dei PCI.

Per meglio valutare le differenze tra i CDR in base alla filiera di raccolta differenziata si riportano nella tabella sottostante i risultati tipici di una

proximate analysis, cioè il PCI, la composizione atomica e il contenuto di ceneri e umidità.

Tabella 4.14 - Frazioni massiche e PCI del CDR.

CDR	SCENARIO			
	A	B	C	D
PCI [MJ/kg]	17,23	16,26	15,75	17,23
C	0,43	0,41	0,41	0,43
Cl	0,00453	0,00456	0,00333	0,00431
F	0,00004	0,00004	0,00005	0,00004
H	0,06	0,06	0,06	0,07
O	0,21	0,23	0,27	0,22
N	0,01	0,01	0,01	0,01
S	0,00043	0,0004	0,00039	0,00039
Ceneri	0,13	0,11	0,1	0,1
Umidità	0,15	0,17	0,16	0,16

Confrontando questi ultimi dati ottenuti con i requisiti legislativi del CDR, presentati nella tabella 4.15, si può affermare che i CDR uscenti dalla filiera rispettano i limiti inferiori del PCI e quelli superiori di umidità, cloro e ceneri, che sono quelli più stringenti, a cui occorre prestare più attenzione.

Tabella 4.15 - Caratteristiche di qualità del CDR in Italia

Caratteristica	Valore
Max contenuto umidità (% in peso.)	25
Max contenuto ceneri (% in peso.-base secca)	20
Max Cl contenuto (% in peso)	0.9
Max S contenuto (% in peso)	0.6
Max volatile Pb contenuto (mg/kg- base secca)	200
Max Cr contenuto (mg/kg- base secca)	100
Max Cu contenuto (mg/kg- base secca)	300
Max Mn contenuto (mg/kg- base secca)	400
Max Ni contenuto (mg/kg- base secca)	40
Max As contenuto (mg/kg- base secca)	9
Max Cd p Hg contenuto (mg/kg- base secca)	7
PCI minimo (kcal/kg)	3.584 (15 MJ/kg)

5 Co-combustione di CDR in cementificio

In questo capitolo si chiarisce il ruolo assunto dal CDR nel panorama dei combustibili impiegati in Italia e possibili prospettive future, si esaminano i metodi di co-combustione del CDR in cementificio, ovvero impianti non dedicati e se ne indagano le problematiche più frequentemente affrontate, quali, ad esempio, il rispetto dei limiti emissivi di alcune sostanze inquinanti come il mercurio; oppure problemi legati alla manutenzione-gestione degli apparati.

La co-combustione di rifiuti in impianti di produzione del cemento è una pratica iniziata circa 20 anni fa, con l'impiego di oli esausti e pneumatici usati in parziale sostituzione di combustibili primari.

In tutto il mondo, la percentuale di sostituzione termica è in costante aumento e si pensa che continuerà a crescere nel futuro.

La volontà di sostituire i combustibili fossili per la produzione di cemento con combustibili secondari nasce dall'alta quantità di energia necessaria per creare il clinker, con il conseguente alto consumo di combustibile e quindi alti costi da sostenere (i costi energetici ricoprono attualmente il 30-40% dei costi totali della produzione di cemento Portland). Ricorrere all'uso di combustibili secondari, almeno per sostituire una parte del fabbisogno energetico necessario alla formazione del clinker, costituirebbe non solo un risparmio economico, ma permetterebbe inoltre di evitare emissioni di CO₂ ed altri inquinanti (microinquinanti), che rimangono intrappolati nella matrice o vengono distrutti nel forno grazie alle altissime temperature raggiunte (oltre i 1.450°C).

5.1 Descrizione del processo di produzione del cemento

Il termine cementificio comprende due diverse tipologie di impianti: “a ciclo completo” e “officina di macinazione”. Il primo tipo, cioè un apparato a ciclo completo, è più interessante dal punto di vista della co-combustione dato che in questa struttura si produce il *clinker*, mentre in un'officina di macinazione non sono presenti forni per la cottura della farina e, di conseguenza, non avviene alcun tipo di combustione.

L'attività di un cementificio a ciclo completo si può suddividere in tre fasi principali:

- 1) preparazione della farina;
- 2) produzione di clinker;

3) produzione di cemento.

La prima e la terza fase sono costituite da una serie di operazioni meccaniche (triturazione, macinazione), di trasporto e selezione che verranno di seguito descritte brevemente, in quanto non rilevanti ai fini delle tematiche di approfondimento (la co-combustione). Per lo stesso motivo, si sorvola sulle fasi di estrazione delle materie prime, di stoccaggio di farina, clinker e cemento e di imballaggio e spedizione.

5.1.1 Preparazione della farina

La farina viene ottenuta effettuando una miscela di calcare e argilla, opportunamente dosati tra loro, nel rispetto di specifici requisiti chimici e qualitativi.

La miscela, successivamente, viene alimentata al mulino della farina dove, con il contributo dei gas caldi resi disponibili a valle dell'esaustore del forno, viene essiccata e macinata fino ad assumere un aspetto simile alla farina alimentare.

5.1.2 Produzione del clinker: cottura della farina

Il *clinker* è il componente base per la produzione del cemento, è composto tipicamente da: ossido di calcio (CaO), ossido di silicio (SiO_2), ossido di alluminio (Al_2O_3), ossido di ferro (Fe_2O_3) e ossido di magnesio (MgO).

Nella produzione del cemento, successivamente alla cottura e alla preparazione del clinker, si aggiungono in seguito altre sostanze di minor valore rispetto al clinker stesso (quali ad esempio i residui di fonderia e di acciaieria) che portano il cemento ai valori di resistenza desiderati, conseguendo consistenti risparmi nei costi di produzione.

Nell'immagine 5.1, è raffigurato schematicamente il processo di produzione del cemento, dalla fase di estrazione delle materie prime a quella di stoccaggio finale.

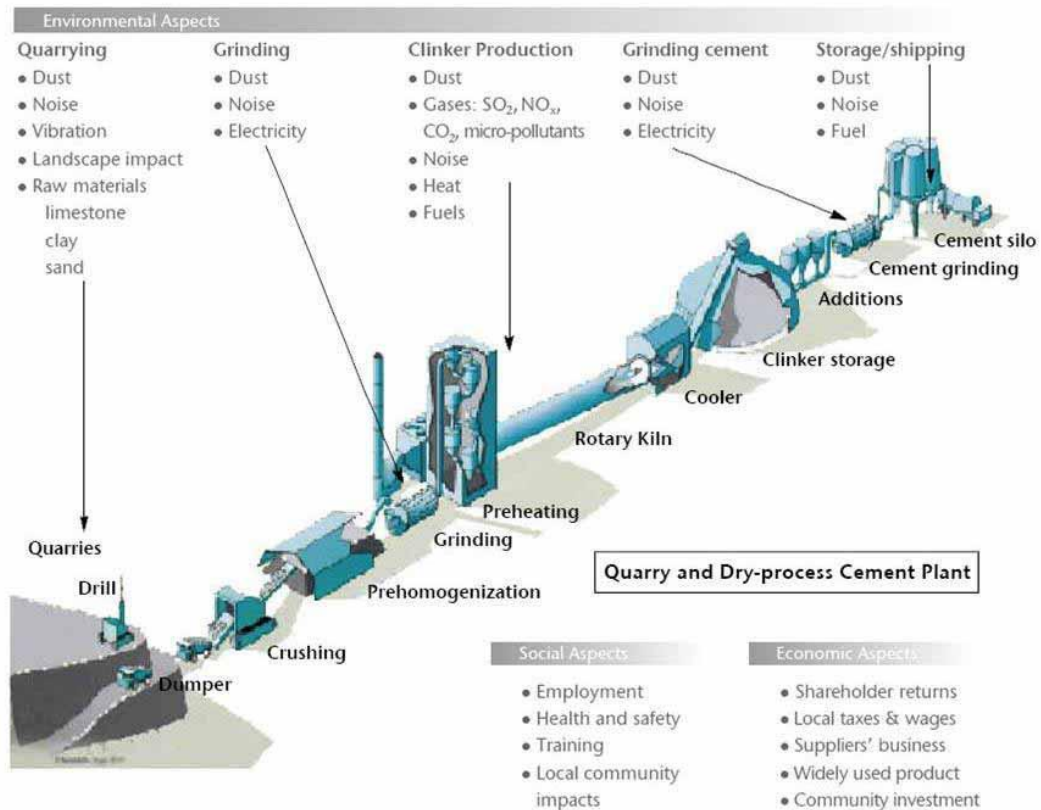


Figura 5.1 - Schema della filiera di trasformazione dalla materia prima al cemento. Fonte [26].

Dal grado di umidità delle materie prime disponibili dipende la scelta del processo di cottura tra i seguenti tipi:

- a via secca;
- a via semi-secca;
- a via semi-umida;
- a via umida.

I processi a via umida consumano più energia e, quindi, sono più costosi. Gli impianti che applicano il processo a via semi-umida saranno probabilmente convertiti alla via secca nel momento in cui sarà necessario ingrandirli o adeguarli. Gli impianti che applicano processi a via umida o semi-umida normalmente hanno accesso solo a materie prime umide, come avviene in Danimarca e Belgio e, in una certa misura, nel Regno Unito. Gran parte della produzione mondiale di clinker si fonda ancora su processi a via umida. Tuttavia, in Europa, la disponibilità di materie prime asciutte fa sì che più del 75% della produzione si basi su processi a via secca.

Nell'immagine 5.2 è descritto un forno con precalcinatore in cui avviene la cottura della farina. Solitamente sono speciali forni costituiti da un cilindro di 3-6 metri di diametro, per 55 - 180 metri di lunghezza, disposti orizzontalmente, con una leggera inclinazione, dal 2 al 6% ed hanno una rotazione di modesta velocità, variabile da 1 a 4 giri/min per favorire l'avanzamento del materiale lungo le virole. L'immissione del materiale avviene nella direzione opposta al flusso di calore in modo che avanzando lungo le virole, aumenti gradualmente in temperatura fino a raggiungere circa 1450°C.

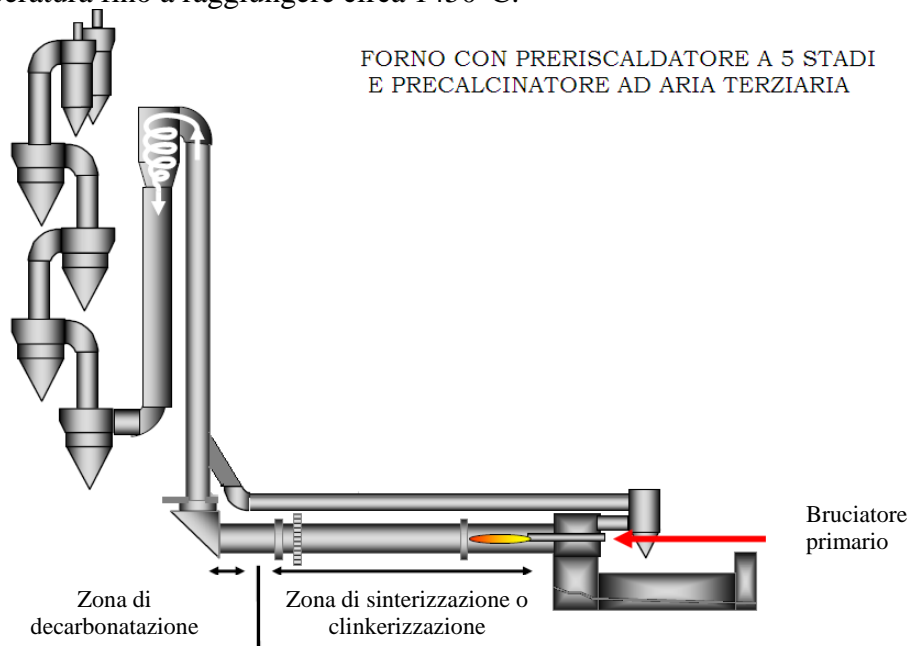


Figura 5.2 - Esempio schematico di un tipico forno per la produzione di cemento a 5 stadi di preriscaldamento e precalcinatore ad aria terziaria. Fonte [29].

Un moderno processo a via secca con precalcinazione può venire sintetizzato nelle seguenti fasi.

a) Fase di riscaldamento:

- nel preriscaldatore la farina cruda, preparata appositamente per soddisfare adeguati requisiti chimici, viene riscaldata fino a circa 900°C;
- la farina perde l'umidità residua e l'acqua di combinazione, l'argilla si decompone;
- è una fase di recupero di calore dai gas esausti del forno.

b) Fase di decarbonatazione, all'interno del precalcinatore:

- nella farina, portata a circa 900°C, comincia la fase di decarbonatazione dei carbonati contenuti: cioè il composto CaCO_3 si rompe per formare CaO (calce) e CO_2 gassosa.
 - è la fase che richiede la maggior parte del calore per la cottura, ma comunque a temperature intorno a 900°C per la farina e di circa 1.000 °C per i gas.
- c) Fase di clinkerizzazione o sinterizzazione, nel tubo rotante:
- dalla fase di decarbonatazione si passa a quella di clinkerizzazione portando la farina (decarbonata) necessariamente alla temperatura di circa 1.450°C;
 - questa è la temperatura che attiva le reazioni di formazione dei silicati di calcio che sono i principali costituenti del clinker; se non si raggiungesse questa temperatura, le reazioni chimiche non inizierebbero a procedere;
 - è una fase che richiede il calore soltanto per il raggiungimento della temperatura di attivazione delle reazioni di formazione dei silicati, circa 1.450°C, perciò la temperatura della fiamma deve essere di 1.800÷2.000 °C;
- d) Fase di raffreddamento del clinker
- il clinker esce dalla fase di clinkerizzazione a circa 1.300÷1.400 °C, per essere raffreddato fino a circa 100 °C;
 - questa è una fase chimica del processo perché se il raffreddamento avvenisse troppo lentamente, si favorirebbe la formazione di silicati di calcio con strutture cristalline (cristobelite) che non si idraterrebbero adeguatamente e quindi non sarebbero attive per la funzionalità del cemento;
 - grazie al calore recuperato, l'aria riscaldata può essere utilizzata per la combustione.

5.1.3 Produzione di cemento

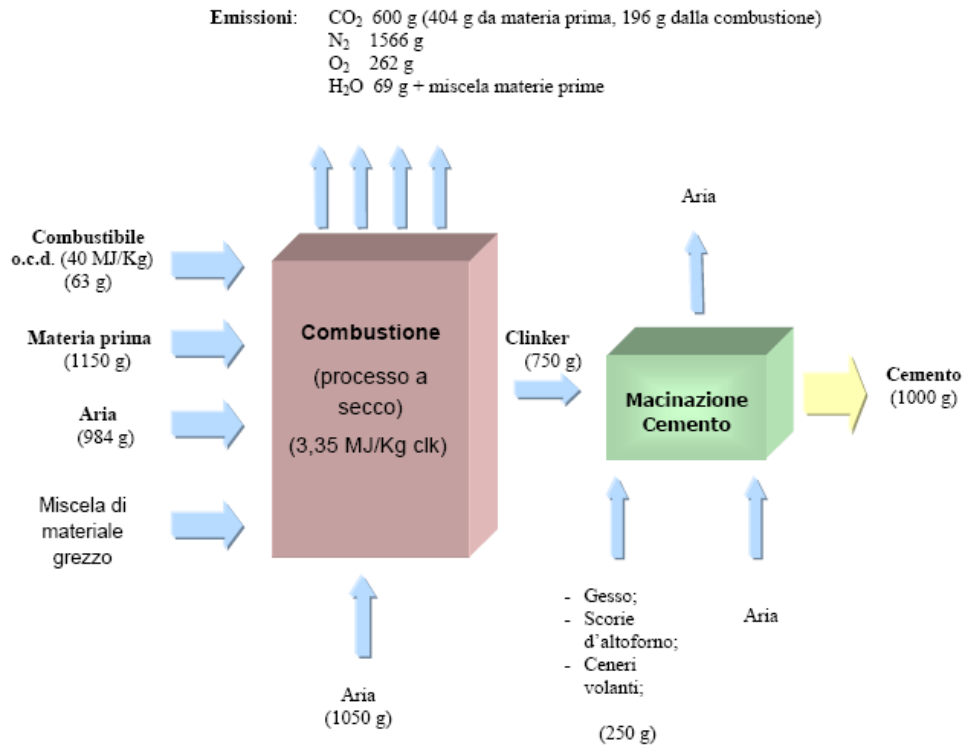


Figura 5.3 - Schematizzazione dei flussi di massa nella produzione di un kg di cemento. Fonte [30].

Il processo di macinazione è costituito da una fase in cui i principali costituenti del cemento (clinker, gesso ed eventuali aggiunte quali loppa d'altoforno, pozzolana, ceneri volanti etc.), vengono miscelati e ridotti di pezzatura fino ad ottenere una polvere finissima; nella figura 5.3 viene proposto un bilancio di massa relativo alla produzione di 1 kg di cemento. Molte caratteristiche, fra cui anche la resistenza meccanica del cemento, dipendono, oltre che dalla composizione, dalla finezza. Gli impianti di macinazione tradizionalmente usati per il cemento sono mulini tubolari, a getto d'aria, mulini verticali a pista e rulli o a sfere e mulini ad urto.

5.2 La co-combustione in cementificio: panorama mondiale

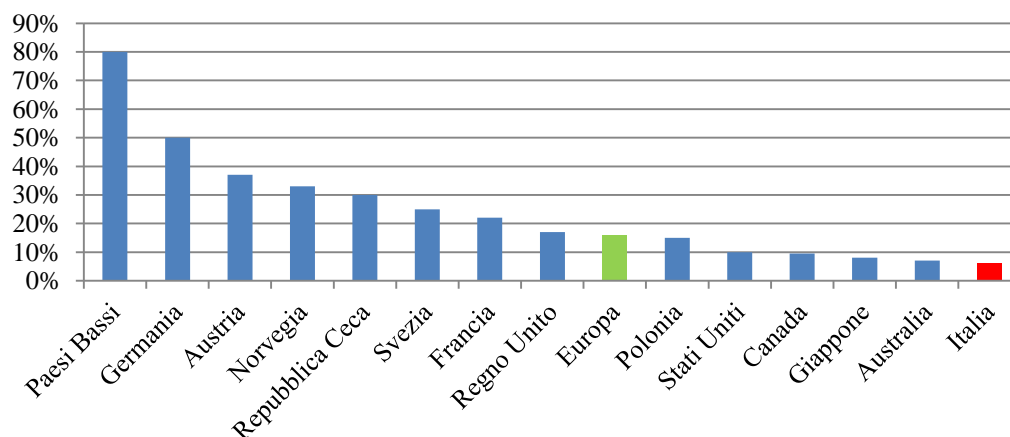


Figura 5.4 - Confronto tra le principali nazioni del mondo sulla sostituzione termica con combustibili alternativi nei cementifici nel 2008. Fonte [31].

Nella figura 5.4, viene mostrato il livello di sostituzione termica di combustibili secondari nei cementifici di alcune nazioni.

Variazioni così ampie dei valori di sostituzione nelle varie regioni e nazioni sono collegate al livello di sviluppo della legislazione sui rifiuti e dalla volontà di applicazione della stessa, dalle infrastrutture di raccolta dei rifiuti e della sensibilizzazione locale riguardo l'ambiente.

L'aumento dell'uso di fonti alternative di energia è un processo lento, nel periodo 2000-2006, infatti, il tasso medio annuo di crescita è stato circa dello 0,9%. Questi modesti contributi di utilizzo di risorse energetiche alternative ed i relativi tassi annuali di aumento di sostituzione termica, rappresentano comunque un'importante crescita dei volumi di rifiuti ricevuti e processati dall'industria del cemento.

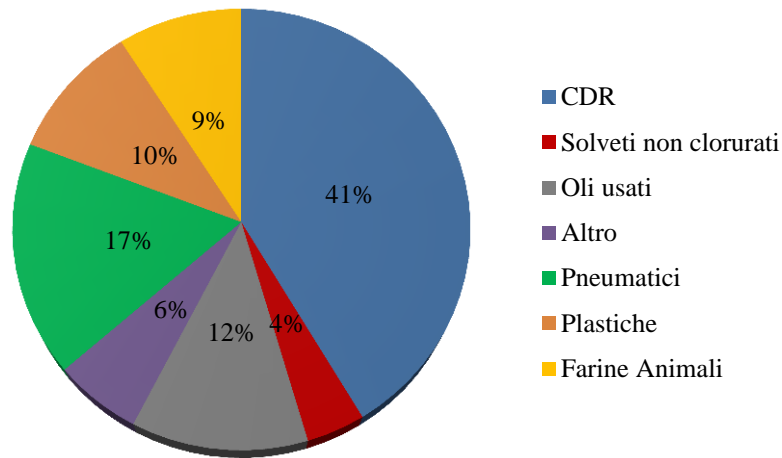


Figura 5.5 - Percentuali di sostituzione termica in Europa per i diversi combustibili alternativi. Fonte [32].

5.3 La co-combustione in cementificio: panorama italiano

5.3.1 Utilizzo di combustibili primari

Circa il 92,6% del fabbisogno energetico dei cementifici italiani nel 2009 è stato fornito dai cosiddetti combustibili convenzionali, ovvero idrocarburi, il restante 7,4% è stato a carico dei combustibili secondari [32].

I combustibili convenzionali più utilizzati sono: carbone (fossile e pet-coke), oli combustibili e gas naturale.

Il carbone fossile, così come il pet-coke, oltre ad apportare energia, fornisce zolfo ed altre materie prime al clinker, mentre olio combustibile e gas naturale cedono praticamente solo energia primaria. Questi ultimi combustibili sono utilizzati solamente in fase di avvio del complesso, tranne in casi eccezionali.

5.3.2 Utilizzo del pet-coke nell'industria del cemento a livello globale

Mentre il carbone, il gas naturale e l'olio combustibile sono impiegati comunemente anche in altre applicazioni, il pet-coke, come è evidenziato nel grafico in figura 5.6, è adoperato in maggior parte nell'industria cementiera.

Se si esclude questo utilizzo, infatti, l'impiego del coke di petrolio come combustibile, seppur incentivato dall'elevato potere calorifico che lo caratterizza, ha sempre destato molte perplessità soprattutto in relazione all'elevato contenuto di zolfo e di metalli pesanti.

Negli ultimi anni la crescente domanda di combustibili per autotrazione, di gran lunga superiore a quella di prodotti pesanti, unitamente alla necessità di raffinare grezzi qualitativamente sempre più scadenti, ha favorito, a livello mondiale, l'espansione del processo di *coking* e di conseguenza ha aumentato la capacità di produzione di coke di petrolio. Va sottolineato che tale aumento è in gran parte dovuto alle potenzialità delle raffinerie americane, nelle quali, a differenza di quanto avviene in Europa, dove il *visbreaking* e l'*hydrocracking* continuano a essere i processi più utilizzati per la lavorazione delle frazioni pesanti, il *coking* rappresenta uno dei processi preferiti per il trattamento dei residui.

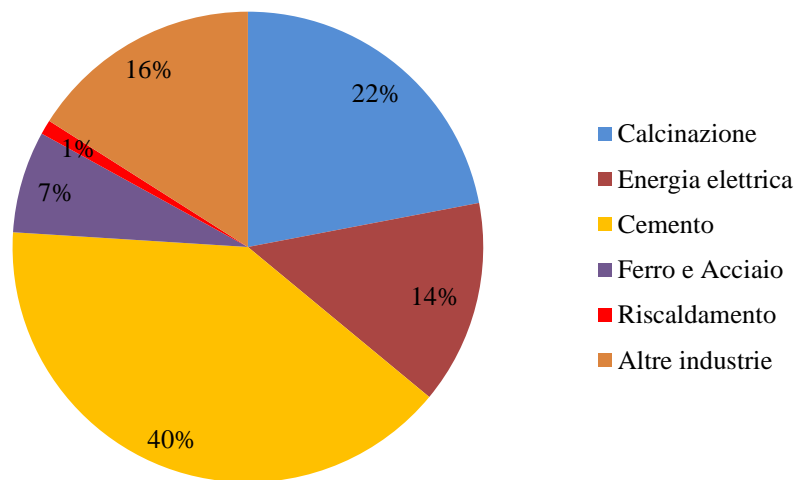


Figura 5.6 – Principali impieghi del coke nell'industria mondiale nel 1999. Fonte [33].

Per certe applicazioni il coke di petrolio viene sottoposto a calcinazione, un processo di pirolisi a temperature superiori ai 1200 °C, mediante il quale vengono definitivamente rimosse le sostanze volatili fino a produrre il cosiddetto *coke calcinato*.

Molto spesso per giudicare la qualità del coke di petrolio e valutarne il più idoneo utilizzo, si ricorre alla sua composizione chimica, con particolare riferimento al contenuto di zolfo e di metalli pesanti, soprattutto vanadio.

Nel coke di petrolio, che rappresenta sostanzialmente il residuo del *coking*, si accumulano tutti quegli elementi indesiderabili, in particolare proprio zolfo e metalli pesanti, già presenti nel grezzo di partenza (petrolio).

Tabella 5.1 - Composizione tipica del pet-coke. Fonte [32].

Componente	Contenuto
Carbonio	84 – 97%
Zolfo	0,2 – 6%
Materie Volatili	2 – 15%
Idrogeno	< 5%

Ferro	50 – 2000 mg/kg
Vanadio	5 – 2000 mg/kg
Boro	0,1 – 0,5 mg/kg
Nichel	0,1 – 3000 mg/kg

Generalmente il coke di petrolio a bassi contenuti di zolfo (fino al 3%) e di metalli pesanti (Ni + V <450 ppm) vengono ritenuti pregiati e preferiti come materia prima (o fonte di carbonio). Per contro, elevati contenuti di zolfo e metalli pesanti sono invece meglio tollerati, quando il pet-coke viene utilizzato come combustibile.

Tabella 5.2 - Differenze tra carbone fossile e pet-coke nelle principali proprietà (valori medi). Fonte [32].

Proprietà	Carbone fossile	Pet-coke
Ceneri (% m/m)	13,85	1,16
Carbonio (% m/m)	71,27	86,61
Azoto (% m/m)	1,77	1,79
Zolfo (% m/m)	0,48	4,89
Materie Volatili (% m/m)	24,8	13,07
Idrogeno (% m/m)	3,85	3,63
Cloro (% m/m)	-	0,02
Vanadio (mg/kg)	-	1812
PCI MJ/kg	24,79 (tra 23 e 31)	34,25 (tra 31 e 34)

Come si osserva in tabella 5.2, carbone fossile e pet-coke sono simili se non per il contenuto di zolfo presente in quantità maggiori nel pet-coke, per il cloro e il vanadio che sono assenti nel carbone e infine per il potere calorifico, superiore nel caso del pet-coke.

Il problema ambientale legato alla combustione del coke di petrolio non consiste tanto nella sua natura, quanto piuttosto nell'efficacia e nell'efficienza degli impianti di abbattimento delle emissioni nocive, per i quali diventa di particolare importanza non solo la verifica delle prestazioni, ma anche il regolare controllo del loro corretto funzionamento. In particolare le emissioni di SO₂, SO₃ e NO_x correlate all'uso di pet-coke rappresentano un serio problema nelle caldaie a polverino.

Nel caso del coke di petrolio, ad esempio, la natura abrasiva del prodotto, la presenza di idrocarburi (in particolare quella di idrocarburi policiclici aromatici) e soprattutto gli alti livelli di metalli pesanti, conferiscono alle polveri caratteristiche irritanti e dannose per la salute comportando l'obbligo di un continuo monitoraggio dell'eventuale dispersione nell'atmosfera, richiedendo spesso una post-combustione per la desolforazione dei fumi.

5.3.3 Situazione italiana dell'impiego di pet-coke

In Italia il pet-coke viene quasi esclusivamente impiegato nell'industria cementiera, tanto è vero che esiste una sola unità operativa di *coking*, la cui produzione giornaliera è di circa 2.000 tonnellate, situata presso la raffineria Agip Petroli di Gela, dove tutto il coke di petrolio prodotto viene utilizzato come combustibile per alimentare una centrale termoelettrica annessa alla raffineria stessa. Per il resto, la maggior parte del coke di petrolio combustibile utilizzato in Italia è d'importazione (proveniente soprattutto dagli USA e dal Venezuela). Si stima che nel 2001 i cementifici italiani abbiano consumato oltre 2,3 milioni di tonnellate di coke di petrolio [33].

Questo combustibile si può utilizzare secondo la legge:

- *negli impianti di combustione con potenza termica nominale, per singolo focolare, uguale o superiore a 50 MW (il coke di petrolio deve comunque avere zolfo $\leq 3\%$ e materie volatili $\leq 12\%$);*
- *nel luogo di produzione (senza nessuna limitazione sulle caratteristiche del coke di petrolio);*
- *negli impianti in cui durante il processo produttivo i composti dello zolfo siano fissati o combinati in percentuale non inferiore al 60% con il prodotto ottenuto (in tal caso il coke di petrolio deve avere un contenuto di zolfo $\leq 6\%$ e di materie volatili $\leq 12\%$).*

Si noti come il limite sulle sostanze volatili non interessi il pet-coke, che anzi trova nel basso contenuto di SV problemi di combustione.

Tabella 5.3 - Prezzi tipici e potere calorifico dei combustibili fossili principali utilizzati per la produzione del cemento. Fonte [34], [35.]

Combustibile	Prezzo	PCI
Carbone	73 €/Mg	23 ÷ 31 MJ/kg
Pet-coke	200 ÷ 500 €/Mg	31 ÷ 35 MJ/kg
Gas naturale	0,358 €/m ³	38 MJ/m ³
Olio combustibile	557 ÷ 954 €/Mg	41 MJ/kg

5.3.4 Utilizzo di combustibili secondari

In Italia il tasso di sostituzione termica dei combustibili secondari, come è già stato anticipato, si attesta intorno al 7,4% (vedi figura 5.7) e per quanto riguarda il solo CDR, è 3,1% (dati relativi al 2009) [34].

In particolare, il grafico in figura 5.8 mostra come è ripartito il 7,4% nei principali combustibili secondari: i pneumatici usati e gli oli sono quelli

attualmente più sfruttati. Nella tabella successiva invece sono riportate le tonnellate avviate alla co-combustione nel 2009.

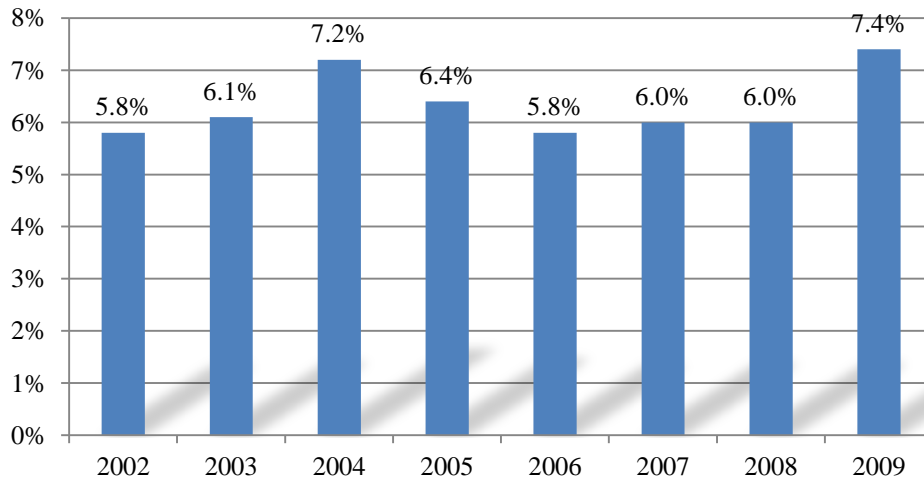


Figura 5.7 - Evoluzione storica degli ultimi anni della sostituzione termica nei cementifici italiani. Fonte [30].

Recupero energetico dai rifiuti

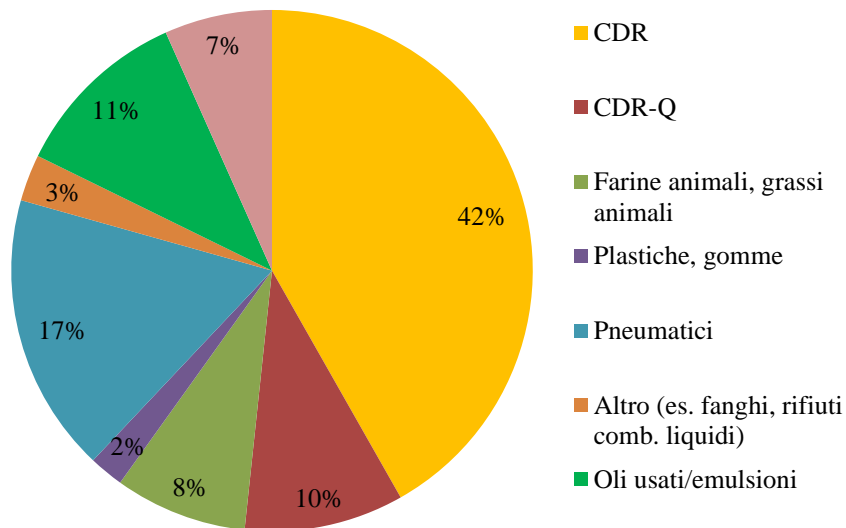


Figura 5.8 - Grafico a torta riferito al totale della sostituzione termica del 2009 nei cementifici italiani, percentuale per ogni combustibile alternativo. Fonte [30].

Tabella 5.4 – Combustibili alternativi utilizzati divisi per categoria. Dati riferiti al 2009.
Fonte Aitec. Fonte [36].

Combustibile alternativo	Quantità (t/anno)
Rifiuti non pericolosi	
CDR	117.000
CDR-Q	277.00
Farine e grassi animali	23.000
Plastiche	6.000
Pneumatici	48.500
Rifiuti pericolosi	
Altro (fanghi, rifiuti liquidi, ecc.)	18.700
Oli/emulsioni	8.100
Solventi	31.000
Totale	280.000

Tabella 5.5 Caratteristiche dei combustibili secondari.

	Utilizzo e composizione	PCI [kcal/kg]	Smaltimento in Italia e quantitativi
Pneumatici usati	Sono utilizzati interi o triturati, molto utilizzati soprattutto in Germania, USA e Giappone	Hanno un PCI elevato: 7.000-7.500	In Italia il 60 % dei pneumatici usati viene smaltito in discarica e il 30 % rigenerato.
Oli usati	È costituito da oli minerali sintetici, come residui oleosi da cisterna e oli da autotrazione. L'utilizzo è regolamentato	8.500-9.200 poco inferiore all'olio combustibile convenzionale	Si consumano attualmente 600 ton di olio lubrificante l'anno.
Plastiche, gomme sintetiche, fibre artificiali non clorurate	Plastiche e gomme non riciclabili e sfridi di produzione industriale	9.000 sono combustibili validi, senza inquinanti pericolosi e zolfo	
CDR	Con o senza l'aggiunta di assimilati (RSA). Problemi di buona e costante qualità	3.500 – 4.300, in funzione del rifiuto di partenza e delle tecniche di ottenimento	Possibilità di avere quantitativi alti a disposizione

5.4 Possibili sviluppi

La produzione di cemento nel 2009 in Italia è stata di 36.317.290 t. L'energia specifica necessaria a produrre il clinker si aggira intorno a 4.500 MJ/t. La produzione potenziale (cinque volte superiore a quella effettiva) di CDR nel 2008 è di circa 4.200.000 t. Supponendo che il CDR abbia un PCI medio di 15 MJ/kg, con un rapido conto è possibile mostrare come il quantitativo energetico estraibile dal solo CDR sia circa il 50% di quello richiesto dall'industria

cementiera. Questo ovviamente è solo un discorso teorico, dato che incenerire CDR nei forni da cemento comporta vari problemi, e probabilmente non sarebbe possibile alimentarli con questa sostituzione termica. Si voleva tuttavia sottolineare il fatto che attualmente, la sostituzione termica del solo CDR nei cementifici italiani è ferma ad un valore (3,1%) molto inferiore a quello potenziale teorico da noi stimato del 50%.

Con una sostituzione termica del 3,1%, si riescono al momento a smaltire nei cementifici 254.231 t/anno di CDR, il 30% della produzione effettiva attuale. Innalzando la percentuale di sostituzione ad un valore ipotetico e tranquillamente realizzabile dal punto di vista tecnico del 10,5%, si arriverebbe ad assorbire tutta la produzione effettiva di combustibile derivato da rifiuti. E' da notare che con questa modesta percentuale di sostituzione, si co-incenerirebbe più del CDR veramente disponibile, visto che in parte viene già inviato in impianti di termoutilizzo dedicati.

La ragioni per cui in Italia ci si trova in una situazione di arretratezza rispetto agli altri paesi europei, sono di origine politica: spesso le scelte ricadono nell'impiego di combustibili fossili convenzionali o combustibili secondari meno "invisi" all'opinione pubblica rispetto a quelli derivati da rifiuti. In aggiunta, le normative vigenti in materia di co-incenerimento lasciano spazio a interpretazioni diverse e rendono particolarmente difficoltoso l'iter autorizzativo.

L'insieme di questi elementi impatta in modo negativo sull'economia dei produttori di CDR e paradossalmente sull'ambiente e sulla salute dei cittadini stessi. E' infatti noto che lo smaltimento in discarica del CDR (ed in generale dei RSU) sia la metodologia di smaltimento meno sostenibile dal punto di vista ambientale (soprattutto per le emissioni di gas serra), comportando uno spreco di territorio, rischi di contaminazioni ambientali e problemi di tipo igienico-sanitari inoltre, nel lungo periodo, risulta essere il sistema di smaltimento più oneroso economicamente.

5.5 Aspetti tecnici della co-combustione

5.5.1 Alimentazione in forno del CDR

Il CDR non necessita di trattamenti per poter essere bruciato nel forno, ma a fronte di necessità di trasporto, viene generalmente pellettizzato o confezionato in sacchi facilmente gestibili al fine di aumentarne la densità.

Il CDR può essere immesso nel forno in vari punti in funzione della tipologia di forno e della tecnologia adottata per la cottura del clinker:

- nel bruciatore principale, alla fine del forno rotante. In questo caso il CDR deve venire finemente polverizzato. Può essere iniettato in un condotto dedicato vicino al bruciatore principale o direttamente nel bruciatore principale (il bruciatore è dotato di molti condotti, ciascuno diverso per tipologia di combustibile) miscelato con il combustibile convenzionale utilizzato (come già dettagliatamente descritto, con carbone o pet-coke);
- attraverso uno scivolo di alimentazione, presso la zona di transizione all'ingresso del forno rotante (per il combustibile in pezzi);
- nel bruciatore secondario vicino al condotto montante;
- attraverso il bruciatore del precalcinatore;
- attraverso uno scivolo di alimentazione al precalcinatore (per il combustibile in pezzi);
- tramite una valvola a metà forno nel caso di forno lungo (per i combustibili semi-secchi, come i fanghi).

Il bruciatore primario è l'unico punto di alimentazione in cui il CDR deve essere trattato, in tutti gli altri luoghi il combustibile non ha vincoli stringenti sulla pezzatura, tanto è vero che in alcuni impianti vengono alimentati pneumatici interi. Pertanto, non devono essere installate speciali tecnologie per la co-combustione di CDR se non quella di manipolazione/trasporto del CDR al forno.

La figura 5.9 mostra graficamente i possibili punti di alimentazione del CDR.

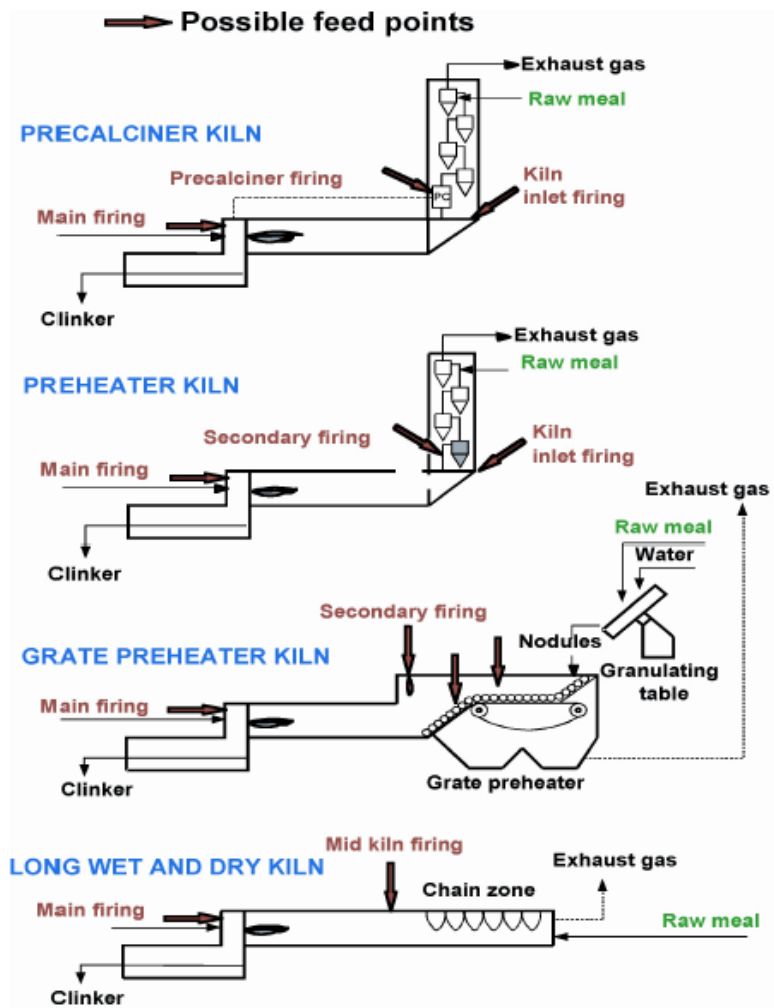


Figura 5.9 - Punti di alimento del combustibile nelle diverse configurazioni di impianto.
Fonte [37].

5.5.2 Aumento del consumo specifico di combustibile

Co-incenerire CDR in cementificio presenta alcune problematiche, registrate dai gestori dei forni dei vari impianti praticanti tale tecnica.

Questi forni rotativi sono stati progettati pensando di impiegare combustibili convenzionali, il CDR però produce più gas di scarico rispetto ai carburanti primari a parità di calore in ingresso. Dunque l'efficienza termica in co-combustione si riduce poiché aumenta il consumo specifico di carburante.

Da studi precedenti [38] si è comunque dedotto che l'aumento di fumi è irrisorio (di circa il 6% tra la portata di fumi con la combustione equivalente di un MJ di pet-coke e quella di un MJ di CDR) e che per sostituire 1 MJ di pet-coke

occorrono 1,012 MJ di CDR. In casi reali, i fumi non aumentano di solito oltre il 5% (percentuale riferita al caso base senza sostituzione termica).

Non è tuttavia generalizzabile il comportamento di un impianto attuante la co-combustione di CDR. Non è detto ad esempio che aumentino i consumi degli ausiliari. Infatti se è vero che occorre gestire un materiale in più rispetto al combustibile primario (trasporto, macinazione, ecc.), è vero altresì che di quest'ultimo ne diminuisce la quantità da trattare.

5.5.3 Fenomeni di accumulo e incrostazioni nel forno e nel precalcinatore

Nel processo di cottura, come illustrato in figura g in appendice 3, parte dell'aria utilizzata per raffreddare il clinker, che si trova alla temperatura di circa 800÷1000°C, viene recuperata nel forno come aria secondaria, e nel precalcinatore, come aria terziaria, sempre utilizzata per la combustione. Tale regime di scambio di calore in contro-corrente dei gas con la farina, dura complessivamente oltre 20 minuti. In questa situazione di contatto gas/farina, avviene l'assorbimento di eventuali composti indesiderati prodotti dalla combustione (ad esempio gli ossidi di zolfo). Questi vengono di fatto riassorbiti dalla farina e riportati in zona di cottura; da qui possono uscire definitivamente dal ciclo attraverso la combinazione in fase solida nel clinker, oppure ritornare in fase gassosa per accumularsi di nuovo nella farina; in questa ultima condizione il ciclo si ripete fino alla loro condensazione nel preriscaldatore, e ciò causa, a lungo andare, la formazione di incrostazioni. E' da sottolineare che questo problema è presente nei cementifici con e senza precalcinatore.

Questo processo di incrostazione non è tipico della co-combustione, ma è sicuramente accentuato dalla presenza del cloro, che si trova all'interno del CDR in maggiore quantità rispetto al coke (0,3 – 0,5% contro 0,02% circa).

Tabella 5.6 - Input dello studio: cloro contenuto nelle materie prime e nel combustibile.
Fonte [30].

Cloro (valori in letteratura)	[%]	[g/kg clinker]
Materie prime	<0,01-0,15	<0,15-1,53
combustibili	<0,01-0,28	<0,011-0,32

Fino a qualche decennio fa infatti, il cloro presente nel forno del clinker era proveniente esclusivamente dalle materie prime. Circa il 96% dei cloruri alcalini, inoltre, evapora a 1.400°C e ricondensa a 800°C; temperature che si incontrano nei forni di cottura del clinker.

Quando questi composti (cloruri alcalini e ossidi di zolfo) non possono essere più catturati nella polvere di clinker o dalle polveri del forno (kiln dust) può essere utilizzato un **sistema di by-pass**.

5.5.4 Il sistema di bypass

Esso consiste in un condotto posto tra la zona di alimento del forno rotante e il preriscaldatore che permette l'estrazione di parte dei gas di combustione, in modo da poter essere ripulite prima che raggiungano i luoghi in cui le temperature sono attorno agli 800 °C, temperature alle quali condenserebbero.

Da esperienze maturate dai gestori degli impianti si è dedotto che le percentuali usuali di sostituzione termica non recanti eccessivi problemi di blocco sono circa 10-15 % (valore che dipende dalla percentuale di cloro nel CDR). Nel caso si eccedessero tali percentuali è appunto frequente l'istallazione del by-pass.

La quantità di gas by-passati dipende dal cloro contenuto nel CDR, ma generalmente un sistema di by-pass estrae una porzione compresa tra il 5 e il 15% dei gas di combustione. Quest'ultimo contiene un elevato carico di polveri e sostanze inquinanti (come il mercurio), dunque necessita gli stessi metodi di abbattimento e monitoraggio dei fumi principali. E' da sottolineare però che l'istallazione di un bypass non presuppone emissioni aggiuntive.

Senza l'ausilio di bypass il cloro totale non può superare lo 0,15-0,25 g/kg_{clinker}. Alle volte è utile avere un bypass anche se non si effettua sostituzione (ci sono casi documentati in letteratura, [39]), in quanto regolarizza la qualità del flusso di fumi.

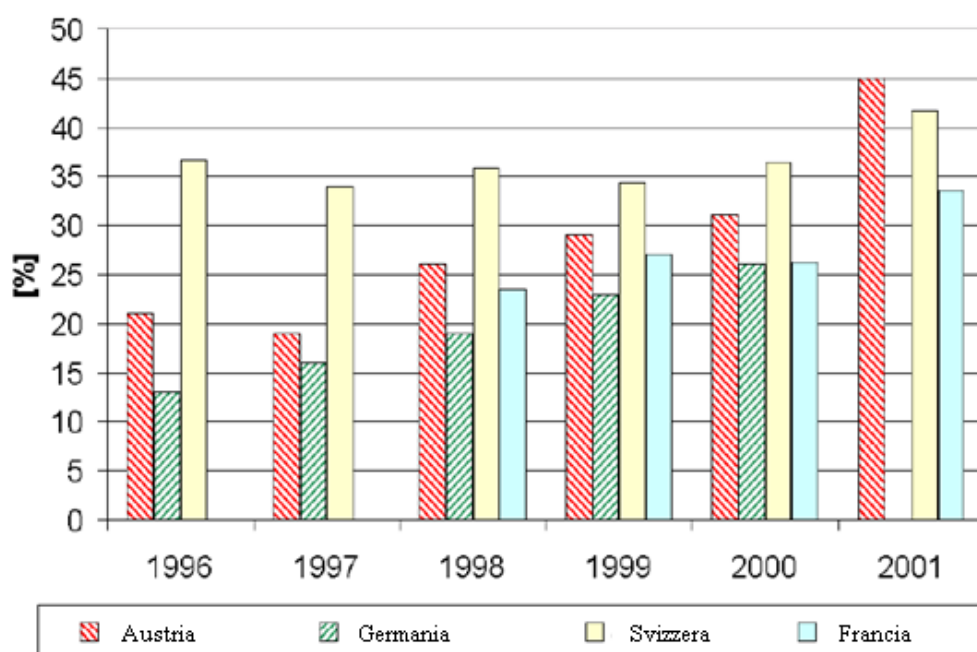


Figura 5.10 - Percentuale di sostituzione nei diversi paesi dal 1996 al 2001. Fonte [37].

Si indicano, a scopo illustrativo, i valori di cloro per una tipica cementeria, sulla base della produzione di clinker in un impianto con sostituzione del 20 %:

- materia prima 0,15 [g_{Cl}/ kg_{clinker}]
- combustibile convenzionale 0,09 [g_{Cl}/ kg_{clinker}]
- RDF 0,17 [g_{Cl}/ kg_{clinker}]

Per un totale di 0,41 [g_{Cl}/ kg_{clinker}], valore superiore al limite (0,15-0,25 g_{Cl}/ kg_{clinker}), in questo caso sarebbe quindi necessario un bypass.

Il cloro evaporato nel forno condensa sotto forma di cloruri alcalini sulle polveri nella zona di scambio termica a temperature di circa 700 °C. Nella torre è collocato un circuito interno dei fumi con un ciclone che separa le polveri e le riporta nel forno per continuare il ricircolo in modo da fissare nel clinker tutta la parte solida.

Tabella 5.7 – Tipici valori percentuali di evaporazione nel forno con e senza calcinatore. Fonte [39].

	Senza calcinatore	Con calcinatore	Udm
Cl	96 ± 3	93 ± 3	[%]
SO₃	62 ± 12	40 ± 13	[%]
Na₂O	32 ± 11	24 ± 7	[%]
K₂O	61 ± 8	42 ± 8	[%]

Dalla tabella qui sopra, si evince che all'inizio del forno rotante il cloro è prevalentemente gassoso e quindi il bypass ha una buona resa.

Nel caso il cloro non si mantenesse sotto valori di guardia per mezzo di un bypass sul condotto montante (torre di preriscaldamento), si verificherebbero blocchi nei condotti e quindi sarebbe necessario un periodo di fermo per effettuare la pulizia. Questi periodi di blocco andrebbero evitati il più possibile poiché la loro durata non è facile da stimare e possono comportare ovviamente cali della produzione.

E' esemplificativa la figura 5.11, in cui i colori rappresentano:

- Area verde (Geringe anbackungen = basse incrostazioni): pulizia semplice, pochi tempi morti causati da blocchi del ciclone o dell'ingresso.
- Area blu (Beherrschbare anbackungen = incrostazioni controllabili) pulizia predittiva costante, necessari quindi anche fucili ad aria. Nel caso in cui non si effettua una buona manutenzione si verificano blocchi frequenti.
- Area rossa (Beherrschbare anbackungen = incrostazioni incontrollabili): gli arresti sono continui e difficili da evitare anche con cannoni ad acqua.

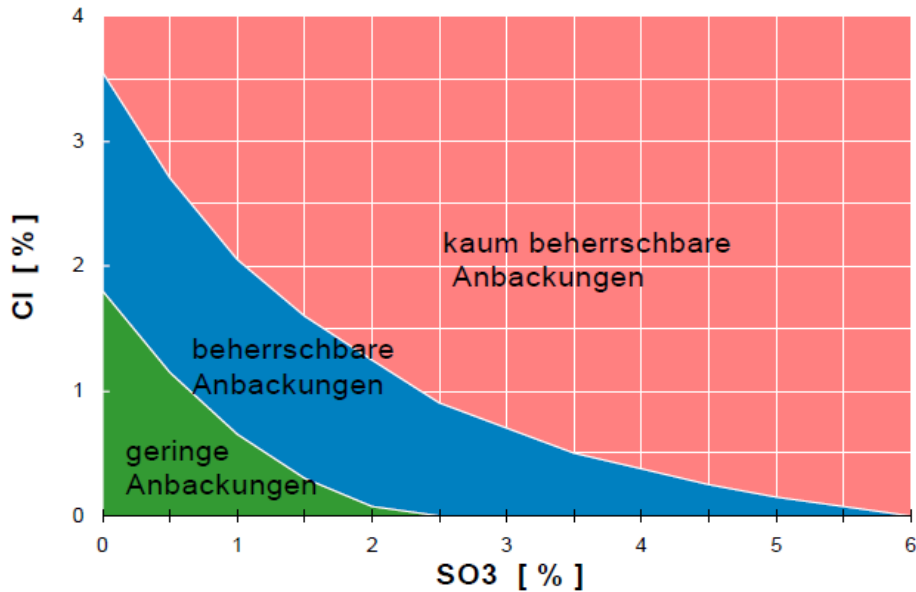


Figura 5.11 – Grafico tratto dall’esperienza: legame tra SO3-Cl e problemi di blocco. Fonte [39].

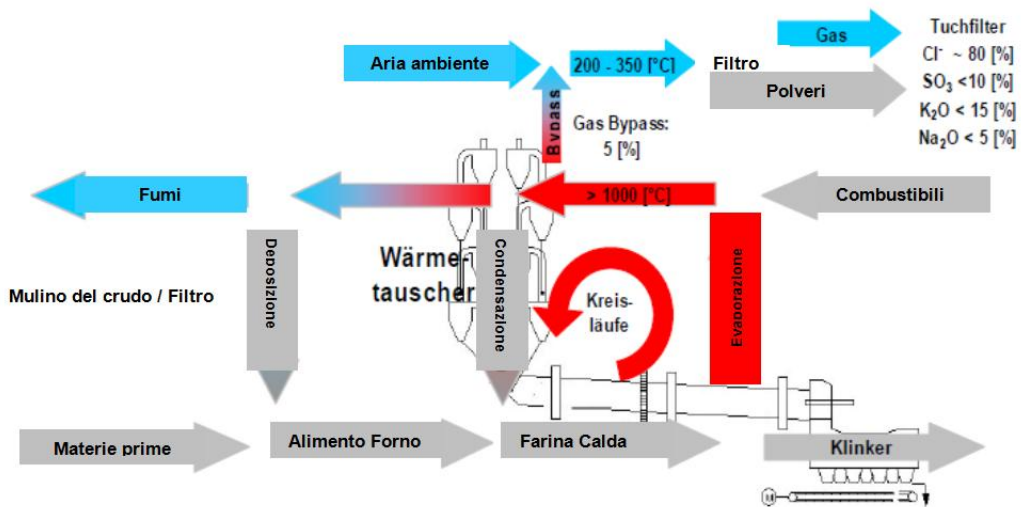


Figura 5.12 – Schema del flusso di massa di un forno con bypass. Fonte [39].

In figura 5.12 è mostrato il flusso delle sostanze (come il cloro) entranti, uscenti o riciclate nel ciclo della produzione del clinker.

Dallo studio in questione si evince che la zona ottimale di prelievo dei gas tramite bypass è quella all’inizio del forno rotante, in cui la temperatura è di circa 1.000°C e i composti del cloro sono quasi tutti volatili (stato gassoso).

Al fine di condensare i composti di cloro e di zolfo sulle ceneri in modo rapido, si fanno raffreddare i fumi del bypass a 200-350°C. Il processo di

raffreddamento deve essere molto rapido per evitare la formazione di composti adesivi (agglutinanti). Nella zona di immissione alla camera di raffreddamento, da esperienze, si nota che si formano spesso incrostazioni che inevitabilmente richiedono azioni di asperione. Dopo la camera di raffreddamento non ci sono più problemi di incrostazione.

La temperatura di raffreddamento dei fumi del bypass (compresa tra 200 e 350°C) dipende dal tipo di filtro a valle:

- con i filtri elettrici, si raffredda a temperature attorno ai 350°C;
- con filtri di stoffa, si raffredda a temperature intorno ai 200°C.

In figura 5.12, in alto a destra, si notano i gradi di riduzione tipici sul totale per un impianto con un bypass pari al 5%:

- Cl \approx 80%;
- SO₃ < 10%;
- K₂O < 15%;
- Na₂O < 5%.

5.5.5 Riduzione della durata dei refrattari del forno

Nei pressi del bruciatore primario si raggiungono temperature di 2.000 °C, per poter mantenere il clinker a circa 1.450 °C. Con il tempo, tali temperature rovinano il materiale refrattario di cui è ricoperta la superficie interna del forno e ne peggiorano le caratteristiche di resistenza termica. Questi materiali diventano porosi; i composti del cloro e dello zolfo si inseriscono nei pori e causano a loro volta scheggiature. In tali casi bisogna fermare l'impianto per sostituire o ricoprire lo strato danneggiato. Utilizzando i materiali più all'avanguardia un ricoprimento va cambiato circa ogni 3 anni. È necessario quindi tenere basso il contenuto di cloro dei combustibili nel bruciatore primario.

5.5.6 Contaminazione del clinker e lisciviazione

Dato che il clinker e la farina assorbono le polveri contenute nei gas di combustione, esistono dei limiti di soglia per attestare la qualità e permettere l'uso in sicurezza del clinker nelle fasi successive della produzione del cemento. Non si può fornire una percentuale precisa di sostituzione termica che non comporti problemi di contaminazione del clinker perché dipende troppo dai quantitativi di inquinanti presenti nel CDR alimentato, si può affermare comunque, a valle di numerosi studi [30], [31] e [36], che sia la contaminazione

del clinker che l'eventuale lisciviazione del cemento non siano fenomeni particolarmente rilevanti.

La tabella 5.8 contiene valori guida da non oltrepassare secondo alcune norme svizzere, in [40].

Tabella 5.8 - Valori soglia di riferimento per il contenuto di inquinanti nella matrice del clinker e nel cemento. Fonte [40].

Elementi		Valori guida [mg/kg]	
		Per il clinker	Per il cemento
Arsenico	As	40	-
Antimonio	Sb	10	-
Bario	Ba	1.000	-
Berillio	Be	5	-
Piombo	Pb	100	-
Cadmio	Cd	1.5	1.5
Cromo	Cr	150	-
Cobalto	Co	50	-
Rame	Cu	100	-
Nichel	Ni	100	-
Mercurio	Hg	Non è incorporato dal clinker	0.5
Selenio	Se	5	-
Tallio	Tl	2	2
Zinco	Zn	500	-
Stagno	Sn	25	-
Cloro	Cl	-	1.000
Zolfo	S	-	3.5 % SO ₃

5.5.7 Emissioni al camino in co-combustione

I principali effluenti gassosi emessi dal forno sono l'azoto dall'aria di combustione (45-66% in volume), il biossido di carbonio (11- 29%) dalla calcinazione e dalla combustione, l'acqua dal processo di combustione e dalle materie prime (10-39%) e dall'ossigeno in eccesso (4-12%). Gli effluenti gassosi "inquinanti", ovvero ossidi di azoto (NO_x), biossido di zolfo (SO₂), monossido di carbonio (CO), acidi alogenidrici (HCl e HF) e composti organici e inorganici volatili, costituiscono meno dello 0,1 % in volume. Gli effluenti contengono altresì tracce di polveri e con esse elementi organici e inorganici allo stato solido.

Durante la co-combustione di CDR, solitamente diminuiscono le emissioni di NO_x, SO_x, polveri totali e TOC poiché vi è una minore presenza dei loro precursori nei rifiuti urbani rispetto ai combustibili primari. Si osserva inoltre una dipendenza dall'uso di CDR per quanto riguarda HCl e HF, Hg, Cd – Tl. Nelle emissioni dei cementifici, il mercurio è tipicamente presente in quantità molto modeste. Le sue emissioni sono espresse in mg/Nm³, in quanto si tratta di un microinquinante, nonostante le basse concentrazioni, le sue emissioni

vengono tenute sotto controllo, in ragione della tossicità, anche se il monitoraggio è piuttosto complicato e economicamente oneroso.

5.5.8 Le emissioni di mercurio in co-combustione in cementificio

Le emissioni individuali di metalli pesanti, in particolar modo di mercurio sono influenzate dai seguenti fattori:

- materiali d'ingresso nel processo (materie prime e combustibili);
- caratteristiche chimico-fisiche dei metalli pesanti;
- efficienza degli impianti di trattamento fumi.

Vista la sua alta volatilità, il mercurio forma composti gassosi che non sono trattenuti nel forno o nella zona di preriscaldamento e quindi non vengono assimilati quasi per niente dalla farina, come succede invece per gli altri metalli pesanti. Parte del mercurio elementare (ma anche i suoi composti: HgCl_2 , HgO , e HgSO_4) condensa sulle particelle di polveri, che lo trasportano così nei fumi.

Dato che le emissioni di mercurio al camino sono fortemente influenzate dalla sua presenza nei materiali in ingresso al processo, è lecito chiedersi se, introdurre un combustibile come il CDR, mediamente più ricco di mercurio rispetto al pet-coke, comporti il superamento del limite emissivo di legge (pari a $0,05 \text{ mg/Nm}^3$ all'11% di O_2 nei fumi secchi).

Tabella 5.9 Tenore di mercurio nelle materie prime e nel pet-coke e nel CDR. Fonte [41].

Materiale	Unità di Misura	Valore
Pet-coke	mg Hg/kg	0,02 – 0,1
CDR	mg Hg/kg	0,1 – 0,4
Farina	mg Hg/kg	0,01 – 1

Per rispondere a questa domanda si sono eseguiti alcuni calcoli in modo da stimare l'aumento di mercurio al camino in funzione della percentuale di sostituzione termica.

Non avendo a disposizione dati sufficienti riguardo il tenore di mercurio nelle varie frazioni del CDR, si sono presi come riferimento alcuni dati in letteratura: si è scelto, dal range proposto nel documento [42], il tenore maggiore di mercurio nel CDR, in modo cautelativo; si è tuttavia ipotizzato che tale valore dipendesse in modo trascurabile dal livello di raccolta differenziata, poiché si suppone che il mercurio sia presente prevalentemente nel sottovaglio del bioessicato.

Detto questo, per prima cosa, si può trovare il quantitativo di mercurio presente nel combustibile per MJ dalla (5.1).

$$\frac{mg_{Hg}}{kg_{comb}} \cdot \frac{kg_{comb}}{MJ_{comb}} \cdot \Phi = \frac{mg_{Hg,comb}}{MJ_{th}} \quad (5.1)$$

Posto che $\Phi = \frac{MJ_{PCK}}{MJ_{CDR}} = \frac{\dot{Q}_{PCK}^{in\ bianco} - \dot{Q}_{PCK}^{co-combustione}}{\dot{Q}_{CDR}}$ rappresenta il rapporto tra 1 MJ da PCK sostituito ed i MJ da CDR che lo sostituiscono (si ipotizza che il cementificio utilizzi come combustibile primario prevalentemente pet-coke, sostituito CDR) ed ha un valore stimato in studi precedenti (Consonni et al. 2005 [55], Begnis 2004 [38]) attorno allo 0,99, ciò comporta che 1 MJ di CDR equivale a 0,99 MJ di pet-coke. Questo è dovuto alla diversa natura della combustione e alla relativa emissione di fumi al camino, alla combustione di CDR è associato un quantitativo maggiore di fumi al camino e quindi, bruciando CDR, si introduce una perdita termica aggiuntiva (in quanto non cambia la temperatura dei fumi al camino).

Una volta calcolati i mg_{Hg}/MJ_{th} per entrambi i combustibili, si può stimare il loro incremento dovuto alla co-combustione, e noto il fattore di trasferimento del mercurio dal combustibile ai fumi, si calcola la quantità di mercurio emesso per MJ_{th} sostituito.

$$\Delta Hg_{fumi} = \left(\frac{mg_{Hg,CDR}}{MJ_{th}} - \frac{mg_{Hg,PCK}}{MJ_{th}} \right) \cdot ft \quad (5.2)$$

Dove ft è il fattore di trasferimento (vedi tabella 5.10), tale valore è contenuto in [41]. ΔHg_{fumi} esprime l'incremento dell'emissione di mercurio per MJ di pet-coke sostituito da 1 MJ di CDR. Questo valore, prima di essere confrontato con il limite di emissione, va corretto (eq. 5.3) con il parametro γ , che esprime i kg di fumi secchi liberati nella combustione di 1 kg di combustibile, espresso in kg/MJ_{PCI} al tenore di O_2 nei fumi. Infatti i γ a nostra disposizione, contenuti in [38], e il valore dell'emissione di Hg nel caso di combustione di solo pet-coke (comprendenti ovviamente anche il mercurio presente nelle materie prime) erano riferiti al 9,5% di O_2 e non all'11%, come nelle norme.

Di seguito con PCK si intende Pet-Coke.

$$\frac{\Delta Hg_{fumi}}{\gamma_{CDR} \cdot s + \gamma_{PCK} \cdot (1-s)} \cdot s \quad (5.3)$$

$s = \frac{\dot{m}_{CDR}}{\dot{m}_{PCK}^{in\ bianco}} \cdot \frac{PCI_{CDR}}{PCI_{PCK}}$ è la percentuale di sostituzione termica.

L'equazione 5.4 esprime l'emissione totale di mercurio dovuta alla co-combustione (nell'ipotesi che le fonti di mercurio siano: farina cruda, pet-coke e CDR).

$$Hg_{fumi,cc} = \Delta Hg_{fumi,cc} + \Delta Hg_{fumi,PCK} \quad (5.4)$$

Tabella 5.10 - Riepilogo dei dati utilizzati per i calcoli dell'emissione di mercurio

	UdM	Pet-coke	CDR
Contenuto di Hg	mg/kg	0,06	0,25
PCI	MJ/kg	34,25	15,00
φ	MJ _{CDR} /MJ _{PCK}	1	0,988
Consumo specifico medio	MJ/kg clinker	4,25	
Contenuto di Hg	g/MJ	0,0018	0,0165
Fattore di trasferimento	-	0,27	
Contenuto di Hg nella farina	mg/kg	0,495	
ΔHg dovuto alla sostituzione	mg/Nm ³	0,00395	
Emissione al 11% O₂	mg/Nm ³	0,00399	
Limite di sostituzione	-	50	

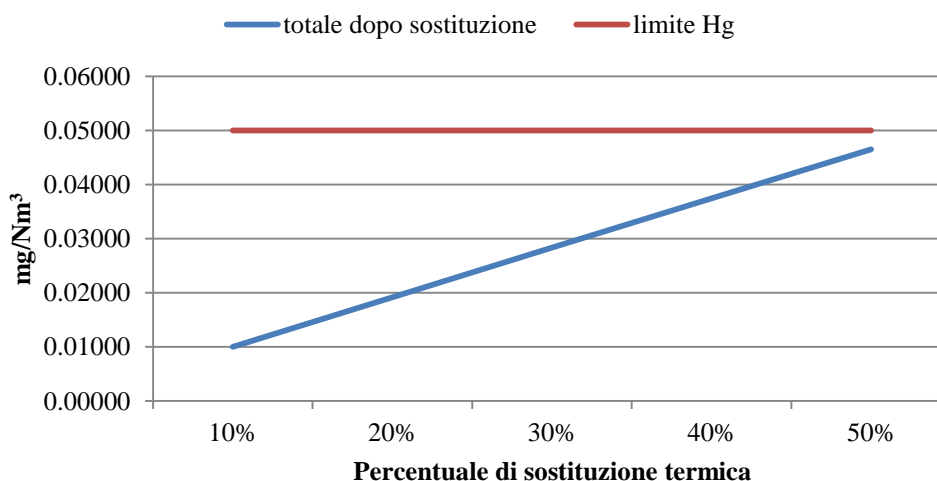


Figura 5.13 - Emissioni di mercurio in funzione della percentuale di sostituzione

Come si osserva nel grafico e nella tabella, anche con una sostituzione del 50% di CDR, il livello di emissione rimane inferiore al limite di legge. Questo grafico è stato realizzato a partire dalle concentrazioni medie di mercurio del documento [40] e vuole dare l'idea dell'ordine di grandezza del problema. Le emissioni di mercurio dipendono fortemente dal materiale in ingresso, la variabilità della concentrazione di mercurio nelle materie prime della farina cruda e nel CDR può essere molto variabile e dipende dai sistemi di abbattimento.

Le misure adottabili per ridurre al minimo le emissioni al camino di questo metallo pesante così impattante e, per la sua alta volatilità, così difficilmente abbattibile sono:

- il controllo dei flussi di materia, come le materie prime della farina cruda e i combustibili, è la misura di riduzione più comune;
- un sistema di bypass può contribuire anche alla riduzione di metalli pesanti;
- riduzione delle temperature ai filtri, in modo da riuscire ad estrarre polveri da filtro con più alti contenuti di mercurio;
- misure secondarie come ad esempio l'iniezione di carbone attivo, questa pratica è normalmente utilizzata negli impianti dedicati di termovalorizzazione ma non nei cementifici e segna praticamente la differenza nell'efficienza di abbattimento tra questi due sistemi. Nei cementifici l'utilizzo di carboni attivi impone soluzioni tecniche apposite se le polveri del filtro sono riciclate nel forno o nel mulino cemento.

6 LCA (Life Cycle Assessment): scopo, definizione del problema e dati d'inventario

6.1 La valutazione del ciclo di vita (LCA) e le sue applicazioni alla gestione dei rifiuti

La tecnica del Life Cycle Assessment (LCA), in Italia nota come Analisi del Ciclo di Vita dei processi produttivi, può essere vista come l'evoluzione della tecnica di analisi energetica, i cui primi casi d'applicazione risalgono alla fine degli anni sessanta, quando alcune grandi industrie hanno incominciato a rivolgere un interesse particolare ai temi del risparmio delle risorse (energia e materiali) e del contenimento delle emissioni nell'ambiente

Gli studi più approfonditi e significativi sull'applicazione della LCA al mondo della gestione dei rifiuti sono iniziati in Svezia circa 20 anni fa e a tutt'oggi i risultati ottenuti dai ricercatori svedesi sono da considerarsi un punto di riferimento. Altri Paesi del Nord Europa sono da ritenere all'avanguardia in questo settore ed, in particolare, gli altri Paesi Scandinavi e il Regno Unito. Nel 1991 è stata pubblicata la prima grande base di dati specifica di LCA realizzata dal ministero dell'ambiente svizzero [43].

La caratteristica fondamentale di questo nuovo metodo di studio è costituita dal modo assolutamente innovativo di affrontare l'analisi dei sistemi industriali: dall'approccio tipico dell'ingegneria tradizionale, che privilegia lo studio separato dei singoli elementi dei processi produttivi, si passa ad una visione globale del sistema produttivo, in cui tutti i processi di trasformazione, a partire dall'estrazione delle materie prime fino allo smaltimento dei prodotti a fine vita, sono presi in considerazione in quanto partecipano alla realizzazione della funzione per la quale essi sono progettati.

Da un punto di vista metodologico, la definizione di LCA proposta dalla Society of Environmental Toxicology And Chemistry, SETAC (1993) [44], nel 1998 formalizzata nella ISO 14040, è la seguente: *“E' un procedimento oggettivo di valutazione dei carichi energetici ed ambientali relativi ad un processo o un'attività, effettuato attraverso l'identificazione dell'energia e 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”.

In breve, secondo la norma ISO 14040:2006 l’LCA è uno strumento ambientale che permette di:

- identificare le opportunità di miglioramento del comportamento ambientale dei prodotti nelle distinte tappe del ciclo di vita;
- apportare informazioni a chi prende decisioni nell’industria, nelle organizzazioni governative o non governative (ad esempio per la pianificazione strategica, il progetto o ristrutturazione di prodotti e processi);
- selezionare degli indicatori di impatto ambientale pertinenti, includendo tecniche di misurazione;
- sostenere la fase di marketing, ad esempio implementando uno schema di etichettatura ambientale o dichiarazione ambientale del prodotto.

Quindi l’analisi LCA non ha solo lo scopo di proteggere l’ambiente, ma è anche uno strumento per ridurre i costi e migliorare le prestazioni del prodotto sul mercato. ([45], [46]).

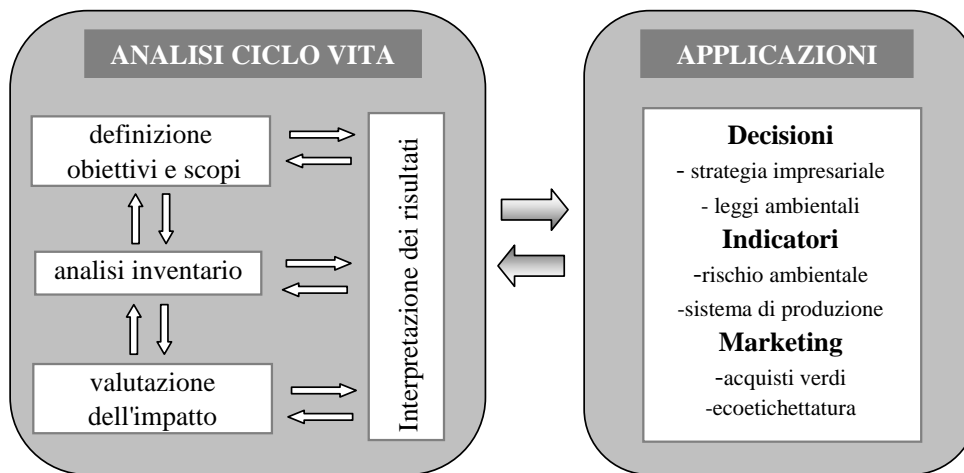


Figura 6.1 - Fasi dell’LCA [46]

La struttura della LCA è sintetizzabile in quattro momenti principali, descritti nei paragrafi seguenti.

6.1.1 Definizione degli Scopi e degli Obiettivi (Goal definition and Scoping)

Durante la prima fase vengono definiti le finalità dello studio, l'unità funzionale, i confini del sistema studiato, il fabbisogno di dati, le assunzioni ed i limiti. Molti sono gli obiettivi possibili di una LCA e l'ambito di applicazione è di conseguenza vasto. In primo luogo è dunque necessario indicare chiaramente gli scopi per cui si effettua una LCA, poiché da questi dipende la scelta del procedimento di calcolo e del livello di approfondimento del lavoro. Anche definire i destinatari dello studio è importante per definire il grado di approfondimento della LCA.

La delimitazione dei confini ha implicazioni geografiche e tecnologiche che si riferiscono alla disponibilità dei dati, alla loro rilevanza e affidabilità. La raccolta dei dati è strettamente legata al sistema considerato e all'unità con cui verranno normalizzate le informazioni e a cui saranno riferiti i risultati. Tale parametro è definito "unità funzionale" (UF), cioè l'unità di misura di riferimento che costituisce la base di tutto lo studio. Essa consente il confronto tra diversi processi che assolvono la stessa funzione. Questa unità è stata creata perché le unità di misura normalmente utilizzate, come la massa, il numero di pezzi, il volume, ecc. non sono sempre adeguate a rappresentare il "rendimento" (energetico e ambientale) di un processo produttivo. Risultati uguali di uno studio espressi secondo unità funzionali diverse possono portare a conclusioni completamente differenti.

6.1.2 Inventario (Life Cycle Inventory, LCI)

Nell'LCI si studia in dettaglio il processo o l'attività al fine di ricostruire le modalità attraverso le quali, avvalendosi di energia e materie prime, il processo produttivo oggetto di studio opera gli stadi di trasformazione e trasporto. Si crea quindi uno schema di flusso che, partendo dalle materie prime e arrivando alla fase di fine vita, evidenzia tutti gli scambi tra i vari stadi del processo (flussi interni) e tutti gli scambi con l'ambiente esterno ai confini del sistema (flussi entranti ed uscenti).

Lo schema di flusso deve poi essere completato con i valori riferiti all'unità funzionale: da essi deriva in buona parte la validità di tutto lo studio. Tali dati possono provenire da rilevamenti diretti (primari), da altri studi simili (secondari) o, infine, da stime e valori medi (terziari).

Nel loro utilizzo è sempre necessario usare molta cautela e soprattutto trasparenza. Quando in un processo si generano vari sottoprodotti, sorge il problema di allocare i dati dei consumi di risorse ed emissioni per ognuno di essi. Attualmente non esistono indicazioni univoche in tal merito, anche se appare fondamentale conoscere in dettaglio tutto il processo produttivo così da

poter effettivamente attribuire ad ogni prodotto finale, sia la quota di materia ed energia consumati che gli impatti (in termini di emissioni al comparto aria, acqua e rifiuti solidi). Non sempre, però, tale schematizzazione è possibile. In tal caso si può procedere seguendo vari approcci:

- ripartire per via ponderale i consumi e gli impatti relativi ai diversi prodotti assegnando un quantitativo in peso ad ogni prodotto;
- ripartire consumi ed impatti in base al valore economico dei prodotti;
- ripartire i consumi ed impatti in base all'importanza, intesa come somma di qualità, quantità, costo e rilevanza strategica dei prodotti.

In questo studio non è stato necessario ricorrere ad alcun tipo di allocazione.

Un altro aspetto rilevante di cui tener conto nella stesura del LCI è la presenza di fasi di riciclo, sia internamente al sistema considerato, sia esternamente.

Si possono presentare due casi:

- Riciclo ad anello chiuso: il materiale recuperato viene reinserito a monte del medesimo processo che lo ha generato, sostituendo i materiali vergini in ingresso secondo le modalità caratteristiche del processo stesso.
- Riciclo ad anello aperto: in questo caso il materiale scartato dalle linee di produzione, o quello giunto alla fine della propria vita utile, rientra in circolo in un processo diverso da quello originario.

6.1.3 Valutazione degli Impatti (Life Cycle Impact Assessment, LCIA)

Nella terza fase della LCA si valuta l'impatto ambientale provocato dal processo o attività, sulla base delle modifiche generate con il consumo delle risorse e i rilasci nell'ambiente calcolati nello stadio precedente

Un impatto è il risultato fisico immediato di una data operazione, che consiste in particolare nell'emissione di certe sostanze, associata ad uno o più effetti ambientali. Dato che non è possibile correlare inequivocabilmente uno specifico impatto con i suoi effetti ambientali, ci si limita ad affermare che "l'impatto è ciò che prelude ad un effetto", senza pretendere di poter quantificare rigorosamente il secondo sulla base del primo. Dunque, mentre si può ottenere il valore numerico degli impatti dei risultati della fase d'Inventario, i corrispondenti effetti ambientali si possono stimare soltanto sulla base di ipotesi e convenzioni da stabilire. Un punto accettato dagli esperti è che, per valutare in maniera appropriata l'inquinamento ambientale su diverse scale, devono essere tenuti in conto 3 fattori essenziali:

- emissione (emanazione di sostanze nocive);
- trasmissione (diffusione ed eventuale trasformazione che le sostanze subiscono una volta emesse nell'ambiente);
- immissione (concentrazione o deposizione dell'inquinante nel luogo d'azione).

L'obiettivo fondamentale della metodologia dell'Analisi degli Impatti consiste nell'assegnare i consumi e le emissioni ottenuti nella fase di Inventario a specifiche categorie di impatto riferibili a effetti ambientali conosciuti, tentando di quantificare, con opportuni metodi di caratterizzazione, l'entità del contributo complessivo che il processo o il prodotto arrecano agli effetti considerati. In questo modo l'impatto risulta rappresentato da valori numerici ottenuti elaborando i risultati dell'LCI con operazioni di raggruppamento e classificazione. La classificazione ha lo scopo di organizzare i dati e le informazioni in categorie di impatto caratterizzate dagli effetti notoriamente provocati dalla produzione. Attualmente per aggregare gli impatti si usano le categorie proposte dalla SETAC e riprese nelle norme ISO-14000:

- CONSUMO DI RISORSE:
 - ✓ Rinnovabili;
 - ✓ Non rinnovabili.
- INQUINAMENTO:
 - ✓ Effetto serra;
 - ✓ Danno alla fascia di ozono;
 - ✓ Tossicità per l'uomo;
 - ✓ Ecotossicità;
 - ✓ Eutrofizzazione;
 - ✓ Acidificazione;
 - ✓ Formazione di composti ossidanti per processo fotochimico.
- DEGRADAZIONE DELL'ECOSISTEMA:
 - ✓ Uso del territorio.

Si riporta ora una breve descrizione della categoria **Riscaldamento Globale**, l'unica categoria di impatto presa in esame nella seguente LCA, e della metodologia seguita per il calcolo dei relativi indicatori di impatto.

Riscaldamento Globale

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 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 (fase di *caratterizzazione*) (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) (CML et al., 2001).

Nel presente studio sono stati utilizzati i più recenti potenziali calcolati dall’IPCC (2006) per un tempo di esposizione di 100 anni (GWP₁₀₀). Sulla base delle emissioni considerate nella fase di inventario, nella tabella 6.2 sono riportati i potenziali utilizzati.

Tabella 6.1 - Potenziali di riscaldamento globale [47].

Inquinante	GWP ₁₀₀ (kg CO ₂ eq. kg ⁻¹)
CO ₂	1
CH ₄	23
N ₂ O	296

Si nota, dalla tabella 6.2, come l’emissione di 1 kg di metano ha un peso 23 volte superiore rispetto all’emissione di 1 kg di anidride carbonica; per questo, se si prende come riferimento l’emissione di CO₂, il fattore per il metano sarà pari a 23. In questo modo si perviene a un valore unitario di impatto per ciascuna classe.

Le fasi finali, opzionali nelle norme ISO 1404X, sono la *normalizzazione* e la *pesatura*. Per normalizzare occorre dividere il valore della categoria di impatto per un valore di riferimento, scelto arbitrariamente. La procedura più comune per trovare tale valore è di determinare l’indicatore di una data categoria di impatto per una regione, su un intervallo temporale definito (solitamente un anno), dividendo poi il risultato per gli abitanti interessati. Gli scopi principali della normalizzazione sono 2:

- permette di comparare le varie categorie di impatto, tralasciando quelle che hanno un contributo molto piccolo rispetto alle altre.
- permette di valutare l’ordine di grandezza del danno ambientale generato rispetto al carico totale annuo in Europa, per ogni categoria di impatto.

Nella fase di pesatura, che non può essere utilizzata per studi comparativi pubblici, si stabilisce l’importanza relativa delle varie categorie, assegnando dei pesi ai vari secondo l’importanza relativa degli impatti stessi, per poi compiere un’aggregazione (di solito una somma pesata) che consenta di ottenere un unico

valore. Il risultato finale di un'Analisi degli Impatti sarà un profilo ambientale del sistema o servizio oggetto dello studio, che può essere utilizzato per confrontare il comportamento di differenti scenari.

6.1.4 Interpretazione dei risultati (Life Cycle Interpretation)

Nell'ultima fase della LCA si elaborano i dati acquisiti e si propongono variazioni ripetute, simulando dei cambiamenti al processo o servizio considerati. Gli effetti delle modifiche sono valutati in modo da evitare un peggioramento della situazione esistente e, possibilmente, cercare la soluzione ottimale per ogni situazione territoriale.

6.1.5 LCA dei sistemi di smaltimento e gestione dei rifiuti

Negli ultimi dieci anni, la procedura della LCA è stata sviluppata per essere applicata in maniera estesa a tutte le attività umane che comportano interazione con l'ambiente, in particolar modo alle attività connesse con la gestione dei rifiuti e come strumento di supporto nella pianificazione strategica di sistemi di gestione integrata dei rifiuti. La LCA è stata quindi applicata non solo ai prodotti, ma anche ai servizi, compresi quelli legati alla gestione dei rifiuti.

Pur costituendo tipicamente una fase di qualsiasi LCA di prodotto, la gestione dei rifiuti può essere considerata come un sistema autonomo, i cui input sono costituiti, in primo luogo, dagli scarti delle attività umane e produttive e i cui output sono le emissioni finali nell'ambiente (solide, liquide e gassose) e i nuovi prodotti utili (materiali riciclati, energia, compost). La gestione dei rifiuti è un sistema complesso, costituito da una grande varietà di processi e dai relativi flussi di massa, di energia, di consumo di risorse e di rilasci nell'ambiente. Ciò comporta la necessità di isolare il sistema rifiuti da quello dei prodotti e, all'interno di esso, di individuare le migliori sinergie tra i diversi processi unitari disponibili. Lo scopo è quindi ottimizzare, sia dal punto di vista tecnologico che gestionale, il sistema nella sua globalità.

Al fine di una corretta applicazione della LCA ad un sistema integrato di gestione dei rifiuti, occorre evidenziare alcune differenze sostanziali rispetto alla valutazione del ciclo di vita di un prodotto [48]. Nel caso dei rifiuti, l'unità funzionale è determinata in riferimento all'input del sistema studiato (ad es. 1 tonnellata di rifiuti prodotti in una certa area geografica), mentre per un prodotto è solitamente riferita all'output del sistema (ad es. 1 kg di materiale prodotto). Infatti, la funzione di un sistema integrato di gestione dei rifiuti non è la produzione, ma la valutazione della migliore destinazione dei rifiuti di una determinata area.

Nel caso dei rifiuti i confini del sistema in esame sono compresi generalmente tra il momento in cui un materiale diventa rifiuto e quello in cui il esso diventa inerte o lascia il sistema come emissione (liquida, gassosa o solida) oppure rientra nel ciclo di vita di un prodotto tramite il riciclaggio. Nel caso di un prodotto viene invece considerato l'intero ciclo di vita, dall'estrazione delle materie prime allo smaltimento finale, passando attraverso la produzione, la distribuzione e l'utilizzo. Nel caso dei rifiuti l'obiettivo è solitamente il confronto tra diverse opzioni di gestione dei rifiuti e identificare le fasi e i processi maggiormente suscettibili di miglioramento, mentre per un prodotto generalmente vengono valutati gli effetti ambientali di un cambiamento nelle modalità di produzione.

L'utilizzo della LCA per la valutazione della gestione dei rifiuti è in grado di fornire uno strumento di supporto ai decisori politici, i quali hanno il compito di valutare non solo i risvolti tecnico-economici delle scelte, ma anche, ed essenzialmente, quelli ambientali.

6.2 Software utilizzato per il calcolo LCA

Il software utilizzato è SimaPro 7.1, sviluppato da una società di ricerca olandese [49]. Al suo interno sono presenti diversi database (i.e. BUWAL 250 e ETH-ESU 96) relativi a varie categorie: materiali, combustibili e sistemi di trasporti, a cui si aggiungono anche i sistemi di smaltimento dei rifiuti. I database vengono automaticamente collegati agli alberi dei processi in esame, già implementati nel programma o costruiti dall'utente. Inoltre nel software sono già presenti dei metodi di valutazione degli impatti (ad esempio CML 2, Eco-indicator 99, Ecopoints 97), che l'utente può modificare in funzione delle necessità di analisi. I risultati possono essere presentati sia con tabelle di inventario sia con tabelle relative alle fasi di caratterizzazione, normalizzazione e pesatura.

6.3 Scopo e obiettivo della LCA

Lo scopo della seguente valutazione LCA è confrontare, in termini di consumo energetico (espresso in MJ di **CED**, Cumulative Energy Demand) e di emissioni di gas serra (esprese in kg di CO₂ equivalenti), due **cas**i di smaltimento del RUR:

- incenerimento diretto in impianto dedicato a griglia co-generativa o elettrica (caso di riferimento);
- co-combustione del CDR in cementificio in sostituzione al pet-coke (combustibile fossile usato convenzionalmente nei cementifici italiani).

Le valutazioni di risparmio energetico sono state eseguite utilizzando il metodo **CED**, mentre il rilascio di CO₂ equivalente è stato quantificato con il metodo **CML 2 baseline 2000 v2.03**.

Nell'analisi del *caso* di riferimento (forno a griglia), si considera la generazione di energia da incenerimento come alternativa a diversi scenari. Il ragionamento è basato sul principio che l'energia richiesta dal mercato rimanga invariata e che quindi un apporto positivo dato dalla combustione di rifiuti possa sostituire l'energia elettrica prodotta con fonti non rinnovabili (che ragionevolmente sono le prime a essere ridotte in caso di surplus di corrente prodotta), questi scenari sono alimentati a:

- α) Carbone: il riferimento è il modulo del database Ecoinvent "Electricity, hard coal, at power plant";
- β) Gas naturale: il riferimento è il modulo del database Ecoinvent "Electricity, natural gas, at combined cycle plant, best technology/RER" modificato in modo da ottenere un rendimento elettrico netto medio annuo analogo a quello delle centrali italiane (52 %);
- γ) Mix italiano di combustibili fossili: questo scenario è stato costruito a partire dai Dati Generali della Terna del 2009 [50], in particolare il mix si compone per il 14,61% energia prodotta con centrali a olio combustibile, 67,28% di quelle a gas naturale e 18,11% per quelle a carbone (i dati riportati sono le percentuali di energia elettrica prodotta con combustibile fossile, quindi da fonte non rinnovabile). Questo scenario richiama oltre ai due processi sopracitati anche il modulo del database Ecoinvent "Electricity, oil, at power plant".

Quest'analisi viene ripetuta quattro volte, corrispondenti alle quattro tipologie di RUR analizzate, diversificate in base alle diverse percentuali di raccolta differenziata di cui si è ampiamente parlato nel Capitolo 3 (35%, 50% senza e con selezione della frazione organica e 65%).

Non è stata presa in considerazione la co-combustione del CDR in centrale termoelettrica a carbone per difficoltà nel reperimento di dati, in parte dovuta alla scarsa frequenza con cui si ricorre a questa pratica (non solo in Italia). Inoltre si sottolinea che la produzione di elettricità con centrali alimentate a carbone in Italia è una pratica marginale.

Quando si parla di cementifici, vengono molto spesso citate le emissioni di sostanze nocive per la salute umana. Tuttavia quest'aspetto (impatto legato alla tossicità) non è stato considerato nell'LCA a causa della mancanza di dati: quelli relativi a talune emissioni sono di difficile reperimento, soprattutto quando non sono oggetto di normale monitoraggio. Le possibili vie di reperimento di tali informazioni sarebbero state due:

1. riferirsi al cementificio di Robilante per l'assetto "in bianco" (le cui emissioni sono nella tesi dell'Ing. G. Cantarella, una tesi di laurea riguardante il cementificio di Robilante con dati aggiornati al biennio 2009/2010, [51]) e ai cementifici tedeschi [52] per la co-combustione di CDR, con ovvi problemi di compatibilità dei dati.
2. Risalire alle emissioni dei cementifici tedeschi in assetto "in bianco". Questo sarebbe stato possibile, a meno delle emissioni di SO₂, poiché sono note le ipotesi che stanno dietro ai risultati presentati nel rapporto tedesco [52]. Per esempio, le emissioni di alcuni inquinanti come PM10, CO, NO_x, benzo(a)pirene ecc. in [52] sono state supposte proporzionali all'input energetico del cementificio. Questa ipotesi però potrebbe portare a risultati assai distanti dalla realtà.

In ogni caso, vista l'impossibilità di quantificare la presenza di microinquinanti nei quattro CDR a disposizione, un confronto tra le varie tipologie di raccolta differenziata perderebbe di significatività.

La seguente valutazione è rivolta soprattutto a chi dovrà proseguire, ampliare e approfondire lo studio, inserendo le voci e gli aspetti che sono stati trascurati, migliorare la qualità dei dati e la loro rappresentatività.

6.4 Unità funzionale

Come unità funzionale e riferimento del sistema analizzato, si è assunto un quantitativo di RUR smaltito pari a 1 kg, prodotta in un bacino di riferimento di circa 1.200.000 abitanti (corrispondenti a 750.000 t_{RU}/a). Tale riferimento è necessario affinché si possa effettuare una comparazione dei diversi sistemi su una base comune. Il RUR è appunto il materiale che deve essere smaltito, sia nel caso in cui si stia analizzando il cementificio, sia nel caso del termovalorizzatore.

6.5 Confini della LCA

Per definire i confini di un sistema sono molti gli aspetti che si devono considerare:

- Confini geografici: il RUR impiegato nello studio è il tipico rifiuto urbano del Nord Italia (vedi Capitolo 3), questo non significa tuttavia che tutte le fasi del ciclo di vita si limitino a tale ambito geografico; difatti il ciclo di vita di alcune componenti implicate nelle fasi analizzate espande i suoi limiti ben al di fuori di quelli prima citati (ad esempio l'impianto di bioessiccazione di riferimento è del Sud Italia, mentre per alcuni aspetti dei cementifici si sono presi a riferimento impianti tedeschi).

- Limiti temporali: l'orizzonte temporale copre gli anni dal 2003 ad oggi, visto che alcune pratiche descritte sono tuttora in fase di sperimentazione.
- Fasi escluse dall'analisi: i carichi ambientali ed energetici relativi alla "realizzazione" del RUR (raccolta, trasporto, selezione, ecc.) sono stati esclusi dallo studio. E' stato però valutato il beneficio associato alla produzione di energia e di nuovi materiali utili (nelle fasi di produzione di CDR e trattamento dei residui), utilizzando la tecnica dell'espansione dei confini del sistema, includendo quindi nell'analisi la produzione convenzionale evitata di quel prodotto.

Riassumendo, nella tabelle 6.3, 6.4 e 6.5 vengono schematizzati i vari casi analizzati.

Tabella 6.2 - Casi di smaltimento del rifiuto.

Caso	Smaltimento in	Combustibile
1	Cementificio	CDR
2	Griglia cogenerativa	RUR
3	Griglia non cogenerativa	RUR

Tabella 6.3 - Scenari delle diverse fonti energetiche da cui è prodotta l'elettricità.

Scenario	Energia elettrica da
α	Centrali a carbone
β	Centrali a gas naturale
γ	Mix italiano

Tabella 6.4 - Filiere di raccolta differenziata.

Filiera	Percentuale di raccolta differenziata
A	35%
B	50% no FORSU
C	50% FORSU
D	65%

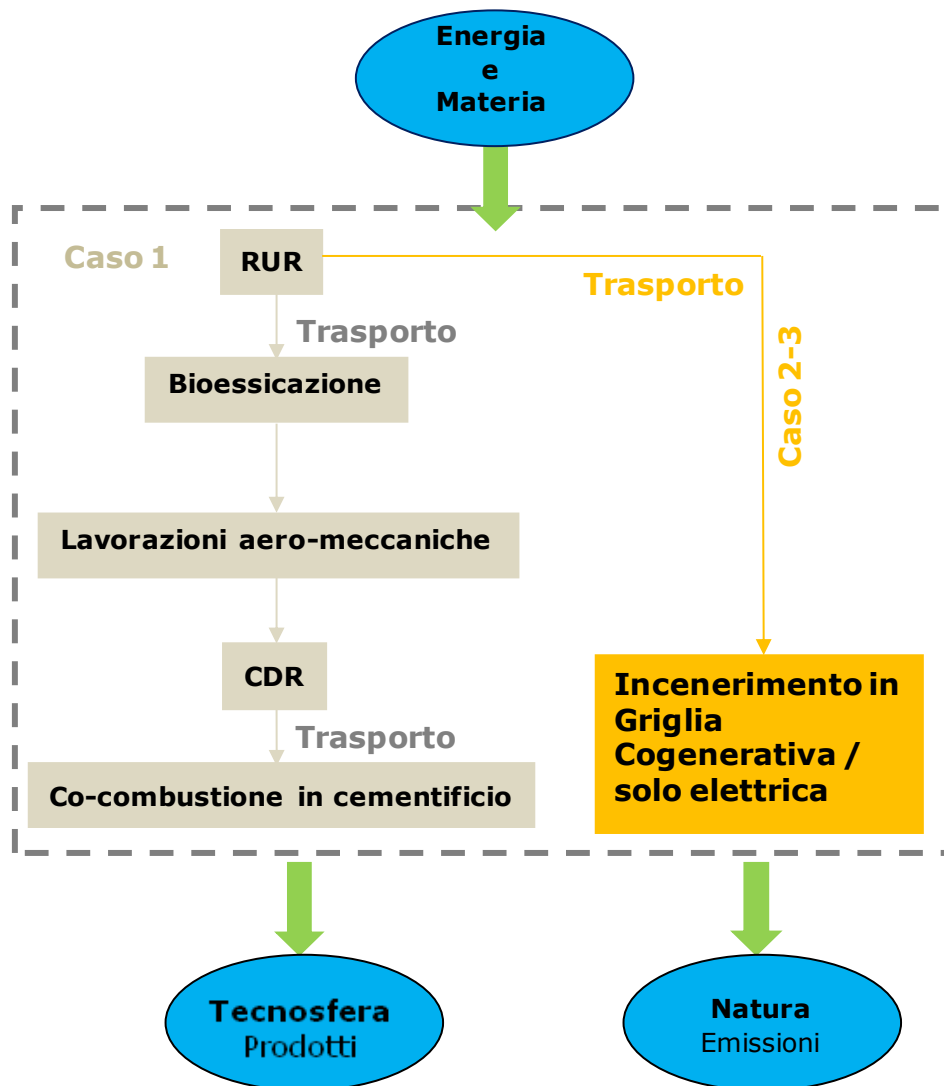


Figura 6.2 - Confini dell'analisi LCA

6.6 LCI: dati di inventario

6.6.1 Qualità dei dati raccolti

Molti dati sono stati raccolti direttamente sul campo (dati primari) presso l'impianto per il trattamento di RSU di Siderno, gestito da Veolia. In altri casi, si è ricorso a fonti bibliografiche, pubblicazioni e ai database contenuti in SimaPro, come ad esempio Ecoinvent (dati secondari).

Tutti i dati raccolti si riferiscono all'orizzonte temporale 2003-2010 e sono riferiti allo stato dell'arte degli impianti. Si riferiscono sempre alla realtà italiana, tranne nel caso della co-combustione del CDR in cementificio, in cui sono stati utilizzati anche dati provenienti da studi tedeschi, in quanto tecnicamente molto simili a quelli italiani.

6.6.2 Caso 1 (co-combustione di CDR in cementificio): ipotesi e processi considerati

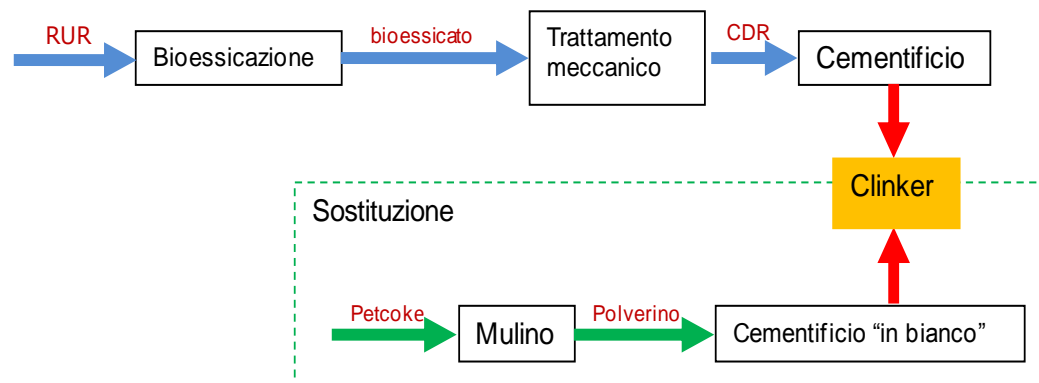


Figura 6.3 - Schema del Caso 1 di smaltimento del RUR

Il **caso 1** è composto da un processo "master" denominato smaltimento in cementificio che contiene al suo interno il processo di produzione del CDR, quindi quello di produzione del bioessicato e infine il blocco "fittizio" del RUR (questo blocco è stato creato per completezza ma non ha né emissioni né consumi energetici associati).

La combustione di CDR in cementificio è finalizzata alla produzione di clinker, altrimenti prodotto bruciando pet-coke.

In questa analisi LCA è stato valutato un cementificio alimentato completamente a CDR. Dato che tale pratica non è realizzabile per problemi tecnici (trattati in Appendice 3), e vi è un limite alla sostituzione termica del pet-coke con il CDR, per le valutazioni relative a riguardo si rimanda al capitolo 7.3, dove si valuta il risparmio energetico ed emissivo in funzione della sostituzione termica, nel caso in cui si integra la co-combustione in cementificio e la termovalorizzazione in griglia.

Il cementificio alimentato totalmente a CDR è stato tuttavia studiato in modo da non dover considerare la variabile di sostituzione termica e poter paragonare il clinker prodotto dal CDR con una uguale quantità di clinker prodotta con il combustibile sostituito, cioè il pet-coke. Tale tecnica è stata ripresa dallo studio tedesco già citato, l'alternativa era quella di valutare un singolo scenario di sostituzione termica e basare lo studio su un caso reale (ad esempio [51]); questa

tesi però, collocandosi all'interno del PRIN 2006, ha lo scopo di valutare lo smaltimento del RUR, sotto forma di CDR, in cementificio al variare della filiera di raccolta differenziata prescindendo da un valore fisso di sostituzione termica e rientrando nell'intero contesto nazionale.

Utilizzando questa tecnica è possibile inoltre confrontare lo smaltimento in cementificio così costruito con lo smaltimento diretto del tal quale in griglia.

6.6.2.1 Dati di inventario del processo MBT

Il processo MBT è stato schematizzato come un blocco dell'intero sistema di trattamento rifiuti che richiama al suo interno quello di realizzazione del solo bioessicato; a tal proposito si sottolinea che sono stati considerati i consumi elettrici associati alla produzione del bioessicato all'interno del blocco che descrive la produzione di CDR, in modo da avere un'unica voce con i consumi dell'impianto di trattamento.

Si riportano di seguito i due processi denominati bioessicazione (figura 6.4 e tabella 6.6) e raffinazione meccanica (figura 6.5 e tabella 6.8), dai quali si originano rispettivamente bioessicato e CDR.

L'energia elettrica consumata nel processo di bioessicazione è stata conteggiata nel modulo del processo di produzione del CDR.

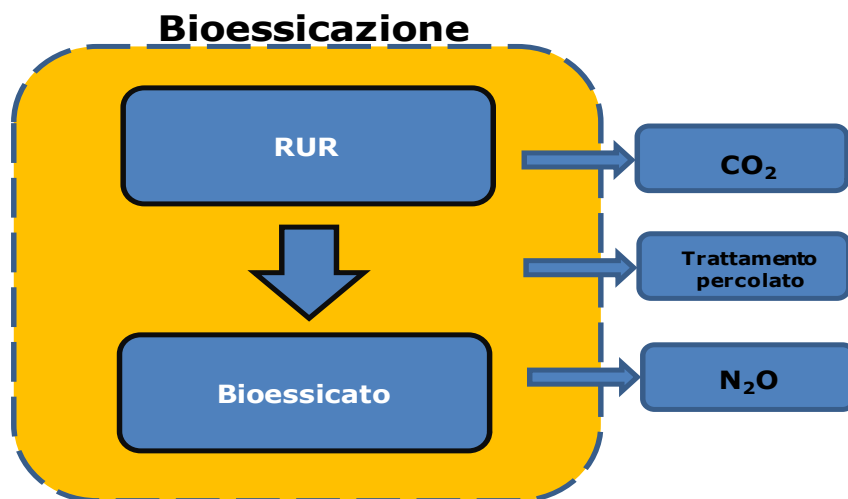


Figura 6.4 – Schema del processo di bioessicazione

Tabella 6.5 - Dati di inventario del processo bioessicazione, valori riferiti alla t di RUR

Processo	Unità di misura	Filiera di raccolta			
		A	B	C	D
RUR	kg	1,39	1,52	1,27	1,28

Trattamento percolato	m ³	0,0278	0,0304	0,0254	0,0255
------------------------------	----------------	--------	--------	--------	--------

Il percolato dopo essere raccolto nella vasca di prima pioggia viene inviato allo smaltimento (“*treatment, sewage, to wastewater, class 3*”, data base ecoinvent). Questa fase non comporta impatti rilevanti ai fini della valutazione finale in ragione della scarsa quantità di percolato inviato a trattamento.

Si riporta in appendice 3 l’analisi condotta sul percolato dell’impianto di Siderno.

Tabella 6.6 Emissioni della fase di bioessicazione, dati riferiti alla tonnellata di RUR.

Inquinante	Unità di misura	Valore per filiera di raccolta			
		A	B	C	D
CO ₂ biogenica	kg di CO ₂	76,2	85,2	58,2	59
N ₂ O	kg di N ₂ O		17,3		
CH ₄	kg di CH ₄		/		

Le emissioni di CO₂ sono state calcolate a partire dal contenuto di carbonio nel rifiuto in ingresso al processo di bioessicazione. Conoscendo il tenore di carbonio nei SV ossidati del RUR (circa 46,96% per tutte le filiere di raccolta), e moltiplicando tale valore per 44/12 (rapporto tra le masse molecolari di CO₂ e C), si calcolano le emissioni in kg di CO₂. E’ da sottolineare tuttavia che tutta la CO₂ emessa è di origine biogenica e non viene dunque conteggiata nel GWP100.

Le emissioni di N₂O provengono da [51].

La tabella 6.8 riporta i dati relativi all’analisi di inventario per la produzione di CDR.

L’energia elettrica è stata ricavata dai dati di consumo dell’impianto Veolia di Siderno: più precisamente si sono divisi i kWh consumati da gennaio 2011 a maggio 2011 per il quantitativo totale di RSU trattati nello stesso periodo.

In merito al materiale necessario per la costruzione dell’impianto di trattamento meccanico-biologico, si è ipotizzata una vita utile di 20 anni ed i quantitativi impiegati sono stati reperiti nello studio [53]. Le distanze adottate per il trasporto dei residui, sia nel caso siano destinati a riciclo (ferro e alluminio), o a smaltimento in discarica (inerti), sono valori medi che rappresentano la realtà del Nord Italia. Infine le rese di pretrattamento e riciclo sono derivate da Rigamonti e Grosso [54].

La FOS (Frazione Organica Stabilizzata), cioè il sottovaglio, è destinata a diversi usi, non agricoli, quali l’impiego per attività paesaggistiche e di ripristino ambientale (riempimenti), o la copertura giornaliera delle discariche. Per questo

motivo si è considerato lo smaltimento di tale frazione assimilabile a quella degli inerti.

Per quanto riguarda i *nastri trasportatori*, i *mezzi meccanici* e i *macchinari generici* si sono stimati i rispettivi valori prendendo in considerazione l'impianto già citato di Siderno. In particolare si è considerato che tale impianto, nella vita utile (20 anni), trattasse circa 750.000 t di RUR e che durante la vita utile avesse al suo interno 60 m di *nastri trasportatori*, 3 *mezzi meccanici* (2 pale gommate e un ragno meccanico) e 200 t di *macchinari generici*.

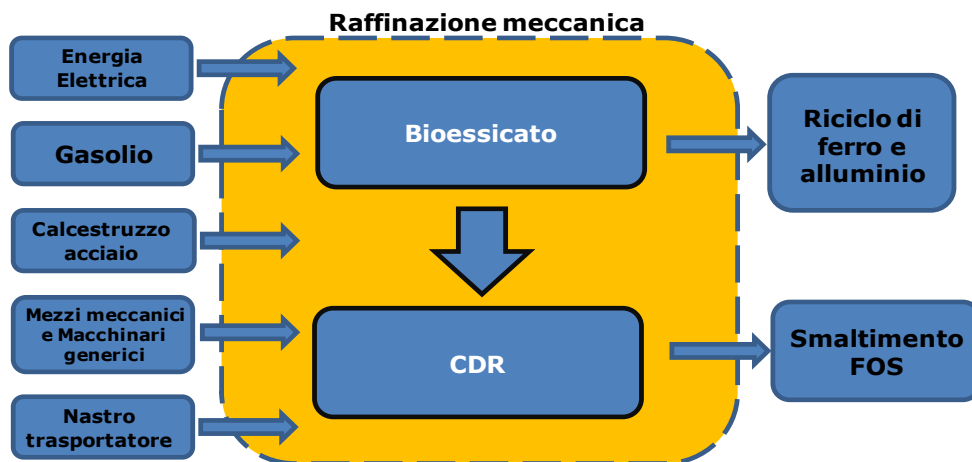


Figura 6.5 - Schema del processo di raffinazione meccanica

Tabella 6.7 - Dati di inventario del processo MBT, valori riferiti alla t di RUR

Processo	Unità di misura	Filiera di raccolta			
		A	B	C	D
Energia elettrica	kWh (bioessicazione + trattamento aero- meccanico)			23,7	
Gasolio	kg			0,9	
Costruzione impianto	kg di calcestruzzo			2,7	
	kg di acciaio			0,5	
Trasporto	t·km di metalli ferrosi a 150 km	4,78	4,78	4,81	4,8
	t·km di alluminio a 150 km	0,6	0,6	0,6	0,6
	t·km di inerti a 25 km	11,82	18,7	38,05	23,3
Smaltimento FOS	kg di inerti a discarica per materiali inerti	236,5	170	321	227
Bioessicato	ton	0,7186	0,657	0,7864	0,7829
Nastri trasportatori	m di nastro trasportatore			$8 E^{-5}$	
Mezzi meccanici	n° di mezzi meccanici			$4 E^{-6}$	
Macchinari generici	T di macchinari generici utilizzati			$2,67 E^{-4}$	
Riciclo	kg di metalli ferrosi a riciclo (rendimento fonderia 90,5%)	14,5	12,65	27,1	28,05

kg di alluminio a riciclo (rendimento pretratt. 95% e rendimento fonderia 83,5%)	2,38	0,79	4,77	2,38
--	------	------	------	------

6.6.2.2 Dati di inventario del cementificio alimentato a CDR

La maggior parte dei dati relativi al cementificio proviene da letteratura [51]: le materie prime costituenti la farina cruda, gli additivi necessari ai dispositivi di abbattimento degli inquinanti (NH_4OH , $\text{Ca}(\text{OH})_2$), l'acqua (necessaria a raffreddare i fumi ed il clinker, ad abbattere le polveri e altre attività secondarie come quelle sanitarie) ed il quantitativo di clinker prodotto.

Per l'energia elettrica degli ausiliari è stato consultato[51].

In merito al valore di Φ , fattore correttivo della co-combustione del CDR, ovvero il rapporto tra la potenza di combustione del pet-coke evitato e quella del CDR inviato al forno a parità di clinker prodotto, si è ipotizzato un valore molto prossimo all'unità, come già adottato in studi precedenti: Begnis ([38]) e Cantarella ([51]). Per la definizione analitica di Φ si rimanda al paragrafo 5.5.8.

Pur esistendo esempi industriali sul territorio italiano di co-combustione in cementificio (impianto di Buzzi Unicem a Robilante), molti dei dati utilizzati provengono da impianti tedeschi, mediamente più all'avanguardia di quelli italiani sul fronte della sostituzione di combustibili secondari.

Le informazioni in merito alla combustione "in bianco", ovvero senza l'utilizzo di combustibili alternativi, derivano da dati bibliografici raccolti in [51], e sono relativi al cementificio di Robilante con dati aggiornati al biennio 2009/2010.

Per quantificare l'uso della soluzione acquosa di ammoniaca "in bianco" (NH_4OH), ci si è basati sullo studio LCA [51].

L'uso di $\text{Ca}(\text{OH})_2$ per la riduzione delle emissioni di SO_2 è stato trascurato, in ragione dei consumi molto contenuti.

Alla voce *trasporto* si sono indicati i km che separano mediamente un cementificio italiano da un impianto di trattamento MBT, ricavati dallo studio inserito nell'Appendice 3.

I dati sul CDR derivano dai calcoli eseguiti sulla resa dell'impianto di raffinazione presenti nel Capito 3.

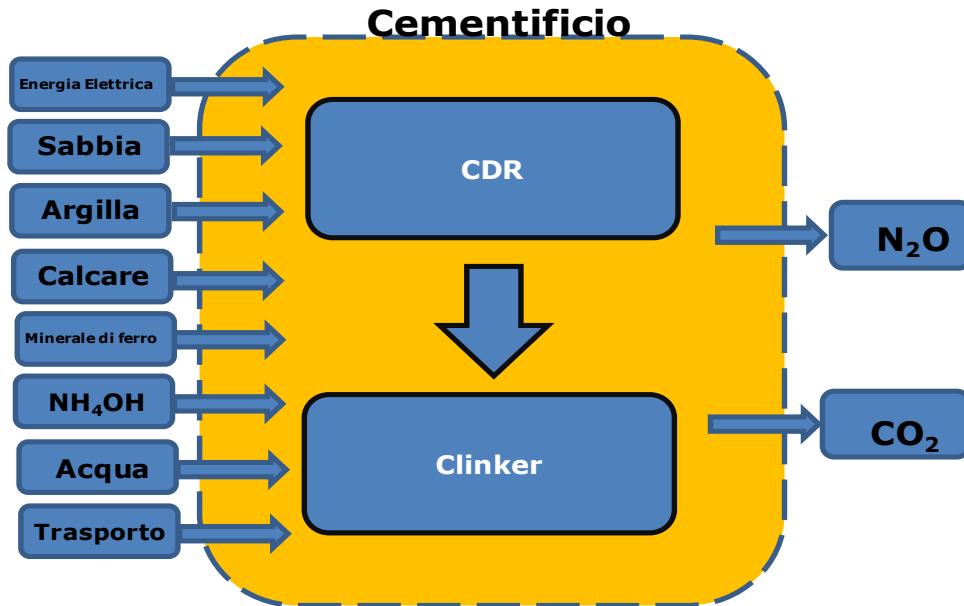


Figura 6.6 - Schema del processo cementificio alimentato a CDR

Tabella 6.8 Dati di inventario del cementificio alimentato a CDR, dati riferiti alla tonnellata di RUR.

Processo	Unità di misura	Filiera di raccolta			
		A	B	C	D
Materie prime	kg di sabbia	19,7	18,7	18,8	22,2
	t di calcare	3,13	2,98	2,67	2,53
	kg di argilla	748	713	640	845
	kg di minerale ferro	39,3	37,5	33,7	44,4
Φ	$W_{\text{petcoke}}/W_{\text{CDR}}^*$	0,98			
Energia elettrica	kWh consumati (trasporto clinker, servizi generali, omonen., forno, ausiliari e preparazione farina)	157	149	134	177
Additivi linea fumi	kg di NH_4OH	1,4	1,33	1,2	1,58
Acqua	kg	6,99	6,66	5,98	7,89
Clinker	t prodotte	2,35	2,14	2,01	2,66
Trasporto	t·km per lorry da 32 t	45,1	45,5	42,2	50,9
CDR	t di CDR alimentate	0,451	0,455	0,422	0,509

*questo dato determina il quantitativo della sostituzione di clinker, in quanto l'energia termica per produrre una tonnellata di clinker si ipotizza costante nei due assetti.

Per completezza si riporta nella figura sottostante la suddivisione dei diversi consumi di energia elettrica, riportati dallo studio già citato [51].

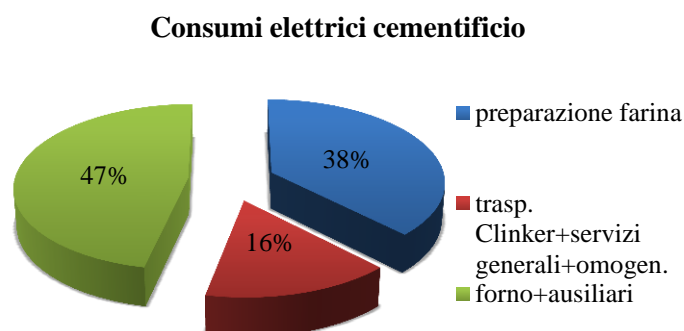


Figura 6.7 – Suddivisione dei consumi di energia elettrica nel cementificio. Fonte [51]

La CO₂ rilasciata in atmosfera dal camino del cementificio è stata calcolata sulla base del carbonio presente nel CDR o nel pet-coke in modo analogo a quanto fatto per il processo MBT. La quantità di carbonio nel rifiuto è stata calcolata sommando il carbonio fossile delle varie frazioni merceologiche componenti il rifiuto. Il dato riferito alla combustione di CDR dipende chiaramente dal processo MBT.

Tabella 6.9 - Emissioni del cementificio alimentato a CDR alla tonnellata di RUR.

Inquinante rilasciato	Unità di misura	Valori per la filiera			
		A	B	C	D
CO ₂ fossile da CDR	kg	440	352	279	477
CO ₂ fossile da farina	kg	1270	1210	1090	1430
N ₂ O	g	14,3	13,6	12,2	16,1

6.6.2.3 Dati di inventario del cementificio alimentato a pet-coke (in “bianco”)

Nella tabella 6.10 sono elencati i dati di inventario del cementificio alimentato “in bianco”, cioè col solo combustibili fossili, nella maggior parte dei cementifici italiani viene utilizzato principalmente pet-coke. Il pet-coke preso in considerazione in questo studio è prodotto negli Stati Uniti e presenta un contenuto energetico utile (PCI) di 33 MJ/kg.

E’ interessante notare come il consumo dell’additivo idrossido d’ammonio sia quasi triplicato: questa differenza è dovuta alla tipica diminuzione delle emissioni di NO_x nel momento in cui si passa in regime di co-combustione (l’utilizzo di NH₄OH è proporzionale alle emissioni di NO_x). Si sono quindi ripresi valori tipici di emissioni degli NO_x in letteratura [52] e [51], e stimato il

rapporto tra il consumo di NH_4OH del cementificio in “bianco” e quello alimentato a CDR, secondo l’equazione 6.1.

$$\left(\frac{NO_{x,cem\ CDR}}{NO_{x,cem\ "bianco"}} \right) \cdot NH_4OH_{cem\ CDR} = NH_4OH_{cem\ "bianco"} \quad (6.1)$$

In cui $NO_{x,cem\ CDR}$ sono le emissioni di NO_x del cementificio alimentato a CDR e $NO_{x,cem\ "bianco"}$ sono quelle del cementificio alimentato in “bianco”.

Nel blocco del cementificio il consumo di energia elettrica per tonnellata di clinker è rimasto invariato, passando dalla co-combustione alla combustione del solo pet-coke. In quest’ultimo caso vi è però un consumo elettrico aggiuntivo associato al mulino per la realizzazione del polverino, descritta più dettagliatamente nel paragrafo successivo.

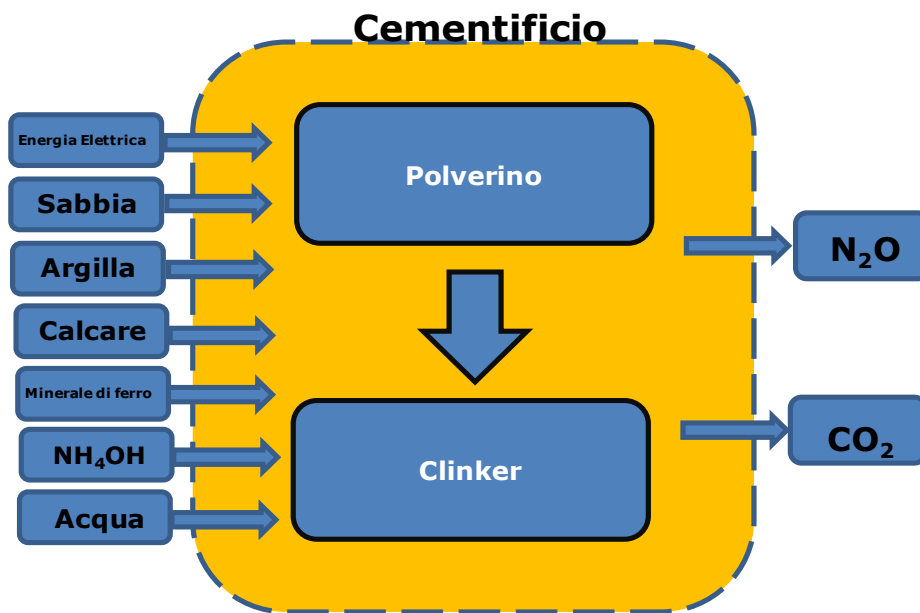


Figura 6.8 - Schema del processo cementificio alimentato a polverino di pet-coke.

Tabella 6.10 - Dati di inventario del cementificio alimentato a pet-coke, dati riferiti alla tonnellata di clinker.

Processo	Unità di misura	Valore
Materie prime	kg di sabbia	8,36
	kg di calcare	1.328
	kg di argilla	318
	kg di minerali di ferro	16,7

LCA (Life Cycle Assessment): scopo, definizione del problema e analisi di inventario

	kWh consumati (trasporto clinker, servizi generali, omonen., forno, ausiliari e preparazione farina)	
Energia elettrica		66,8
Additivi linea fumi	kg di NH ₄ OH	1,5
Acqua	kg di acqua	2,97
Polverino	kg di pet-coke	97,54

Tabella 6.11 Emissioni di anidride carbonica del cementificio alimentato “in bianco”.

Inquinante rilasciato	Unità di misura	Valore
CO ₂ “in bianco” da pet-coke	kg	317,6
CO ₂ “in bianco” da farina	kg	539
N ₂ O	g	6,056

6.6.2.4 Dati di inventario del mulino

Il **mulino** è un sottoprocesso del cementificio in cui si produce il polverino partendo dal pet-coke.

All'interno di questo processo sono state comprese le emissioni e i consumi energetici relativi al trasporto del pet-coke stesso, dalla raffineria in cui è stato prodotto alla destinazione. A questo scopo si è considerato il pet-coke importato da raffinerie americane e, come destinazione, il cementificio di Robilante; queste due ipotesi sono molto realistiche nel contesto dei cementifici Italiani in quanto il pet-coke utilizzato a livello nazionale è per quasi la totalità importato dagli Stati Uniti, ed il cementificio di Robilante è posizionato a una distanza media dalla costa.

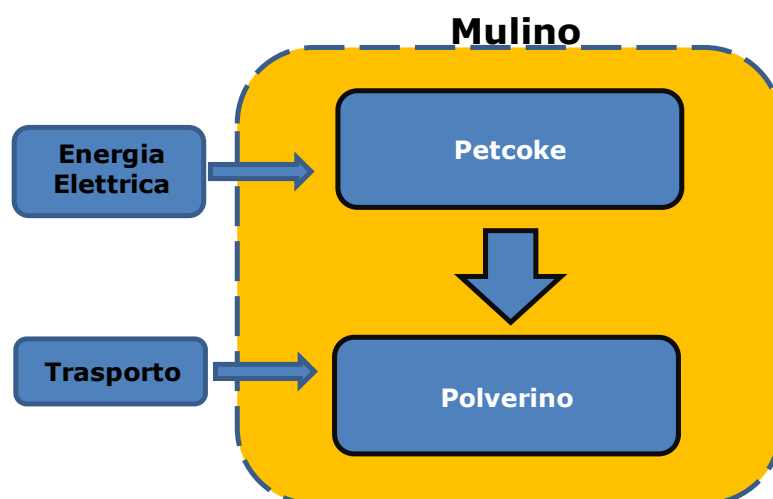


Figura 6.9 - Schema del processo del mulino di polverizzazione pet-coke

Tabella 6.12 - Mulino del pet-coke, riferiti alla tonnellata di polverino. Fonte [49].

Processo	Unità di misura	Valore
Trasporto	t·km di Freighter oceanic ETH	9578
	t·km di Rail transport	174,3
	t di Infra transport Europe	1
Pet-coke	t di petroleum coke, at refinery/RER	1,09
Energia elettrica	kWh di electric medium voltage at grid	40,79

Si nota come i consumi elettrici legati al processo di produzione del polverino siano molto rilevanti, come anticipato precedentemente; il mulino consuma 3,98 kWh/t_{clinker}, che sul consumo totale incidono circa per il 5,5%. Si ricorda che il consumo di elettricità ha un forte impatto in entrambe le categorie di valutazione (CED e Global Warming).

6.6.3 Caso 2: ipotesi e processi considerati

Il caso due è costituito dall'incenerimento diretto del RUR in impianto dedicato di termovalorizzazione a griglia, dotato delle migliori tecnologie di combustione, recupero energetico, abbattimento degli inquinanti e gestione dei residui. Questo caso, utilizzato come confronto, rappresenta la tecnica più utilizzata per smaltire grandi quantità di rifiuti e, nel contempo, risulta essere una tra le migliori tecnologie in termini energetico ambientali per lo smaltimento dei rifiuti [4].

Per la maggior parte dei parametri prestazionali i dati provengono da [53], che a sua volta fa riferimento all'impianto di Milano "Silla 2" nella configurazione aggiornata, equipaggiato con un sistema di neutralizzazione a secco con dosaggio di bicarbonato di sodio e carbone attivo e di un reattore catalitico SCR *tail end* funzionante a bassa temperatura alimentato a urea.

In tabella 6.14 vengono esposti i dati utilizzati per stendere l'inventario dell'inceneritore. Come nello scenario precedente, si è ipotizzata una vita utile dell'impianto di 20 anni.

Come si vede da figura 6.10, sono compresi nei confini del sistema i materiali di costruzione dell'impianto, poiché, a differenza dei cementifici, i termovalorizzatori sono costruiti con lo scopo specifico di smaltire rifiuti.

Il bicarbonato di sodio viene impiegato per ridurre le emissioni delle sostanze acide, soprattutto anidride solforica, acido cloridrico e fluoridrico. Il carbone attivo si inietta per adsorbire metalli pesanti, furani e diossine (microinquinanti); mentre l'urea è impiegata per ridurre gli ossidi d'azoto.

Per il trattamento delle acque della caldaia si inseriscono soda caustica (NaOH) e acido cloridrico (HCl), per evitare la formazione di incrostazioni. Si è fatta l'ipotesi che il quantitativo di materiali utilizzati per il trattamento acque e la linea fumi rimanga lo stesso al variare del tipo di RUR.

Parte delle scorie dell'impianto vengono suddivise in materiali recuperabili quali metalli ferrosi e non ferrosi riciclabili ed inerti, inviabili in cementificio come fonte di materie prime. La parte rimanente di tali scorie viene smaltita in discarica. Per semplicità, tuttavia, si è considerato che tutta la parte non riciclabile delle scorie venga smaltita in discarica, dal momento che è la pratica più comunemente adottata in Italia. Sono stati presi in considerazione i consumi elettrici dei separatori magnetici e amagnetici, con gli stessi valori di quelli già impiegati per la raffinazione aero-meccanica del CDR.

Le ceneri volanti subiscono un processo di inertizzazione in cui vengono utilizzati degli additivi. Nelle più comuni applicazioni, l'inertizzazione viene ottenuta inglobando le ceneri leggere in una matrice cementizia: nel presente studio, è stata ipotizzata miscela con cemento e l'aggiunta di additivi (silicato di sodio e bentonite) per migliorare ed accelerare la formazione della struttura solida. I dosaggi impiegati sono contenuti nel Rapporto Federambiente [4].

Per la stima dell'energia elettrica prodotta dal termovalorizzatore a griglia e alle emissioni rilasciate, si sono considerati i casi di sostituzione già citati nel paragrafo "scopo e obiettivo dell'LCA":

- α) energia elettrica prodotta da impianti alimentati a carbone;
- β) energia elettrica prodotta da impianti alimentati a gas naturale;
- γ) energia elettrica prodotta dal mix italiano.

E' stato incluso nello studio anche il caso di griglia cogenerativa, nella configurazione "turbina a spillamento", in cui circa il 30% (valore medio annuo) del vapore prodotto in turbina alimenta la rete di teleriscaldamento. Sono state ipotizzate inoltre perdite termiche tra il termoutilizzatore e la rete di teleriscaldamento, pari complessivamente al 10% [4].

La potenza termica prodotta, permette di evitare le emissioni di caldaie a gas, caratterizzate da un rendimento termico pari a 0,87 [36]. Questo dato è realisticamente vicino al rendimento medio delle caldaie impiegate in Italia, variabile tra 0,8 (caldaie tradizionali) e maggiore di uno ("rendimento" su base del PCI), tipico delle più moderne a condensazione.

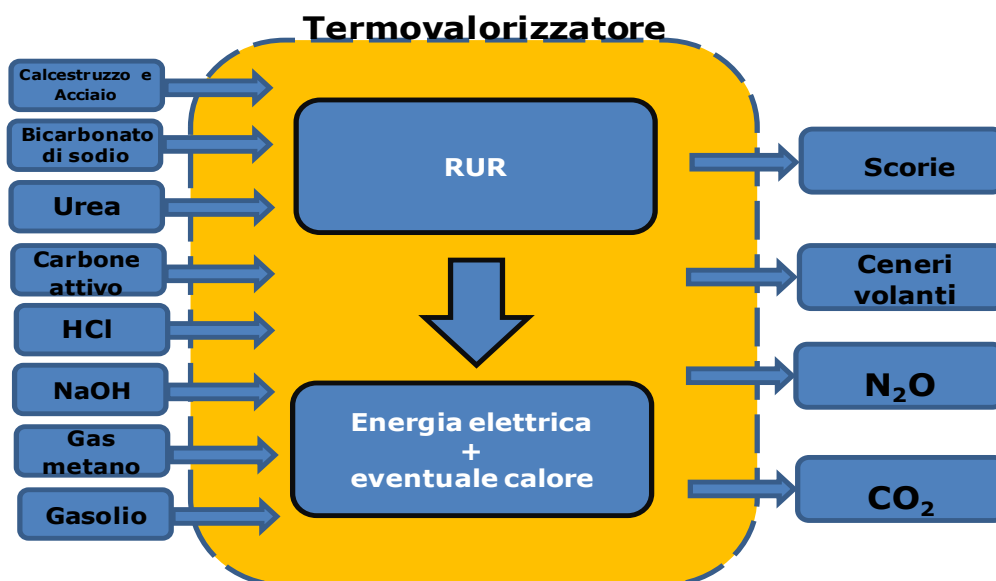


Figura 6.10 - Schema del processo di termovalorizzazione.

Tabella 6.13 – Dati di inventario per il termovalorizzatore a griglia alla t di RUR

Processo	Unità di misura	Filiera di raccolta			
		A	B	C	D
Costruzione impianto	kg di calcestruzzo			15	
	kg di acciaio			11	
Reagenti linea fumi	kg di bicarbonato di sodio			16,82	
	kg di urea			1,14	
	kg di carbone attivo			0,85	
Trattamento acqua caldaia	kg di HCl			0,177	
	kg di NaOH			0,12	
Combustibili	MJ gas metano per bruciatori			74,1	
	kg di Gasolio			0,107	
Smaltimento scorie	kg	157	126	180	167
Smaltimento ceneri volanti	kg	14,1	11,2	14,8	13,5
Energia elettrica	kWh _e prodotti	770	732	749	832
	kWh _e prodotti (cogenerazione)	685	650	664	738
Energia termica	GJ _{th} all'utenza	1,21	1,17	1,2	1,33

Tabella 6.14 - Emissioni alla t di RUR del termovalorizzatore a griglia

Inquinante	Unità di misura	Valore			
		A	B	C	D
CO ₂	kg	450	386	390	512
N ₂ O	g	5,61	5,42	5,47	6,02

La CO₂ emessa è stata ricavata sulla base di alcuni calcoli svolti per il PRIN 2006 (vedi tabella 6.15), mentre l'emissione di protossido d'azoto è quella riportata in [52] e corretta con la portata di fumi dei calcoli del PRIN.

Tabella 6.15 - Dati PRIN 2006 relativi alla produzione elettrica, termica e di fumi, le emissioni di anidride carbonica totale e la quota parte fossile.

		Grandezze specifiche - corrette**:			
		A	B	C	D
Non cogenerativo	Produzione elettrica, kWhE/kg _{IN}	0,77	0,73	0,75	0,83
	Produzione fumi*, Nm ³ /kg _{IN}	5,83	5,64	5,69	6,26
	Produzione fumi*, Nm ³ /kWhE	7,58	7,7	7,6	7,52
	Emissione di CO ₂ , kg/kg _{IN}	0,95	0,92	0,95	1,01
	di cui fossile, kg/kg _{IN}	0,45	0,39	0,39	0,51
	Emissione di CO ₂ , kg/kWhE	1,23	1,26	1,26	1,22
	di cui fossile, kg/kWhE	0,58	0,53	0,52	0,61
Cogenerativo	Produzione elettrica, kWhE/kg _{IN}	0,68	0,65	0,66	0,74
	Energia termica utile, MJth/kg _{IN}	1,5	1,45	1,48	1,65
	Produzione fumi*, Nm ³ /kg _{IN}	5,84	5,64	5,7	6,27
	Produzione fumi*, Nm ³ /kWhE	8,53	8,69	8,58	8,49
	Emissione di CO ₂ , kg/kg _{IN}	0,95	0,92	0,95	1,02
	di cui fossile, kg/kg _{IN}	0,45	0,39	0,39	0,51
	Emissione di CO ₂ , kg/kWhE	1,39	1,42	1,42	1,38
di cui fossile, kg/kWhE	0,66	0,59	0,59	0,69	

* Fumi secchi all'11% vol. di O₂

** La produzione di elettricità è stata calcolata partendo dalla potenza elettrica netta nominale e corretta mediante un fattore di penalizzazione delle prestazioni del 2%, che tiene conto dello sporcamiento, del funzionamento ai carichi parziali, degli avviamenti e degli arresti. L'energia termica utile (cogenerata), invece, è stata calcolata introducendo un rendimento della rete di distribuzione del 90%.

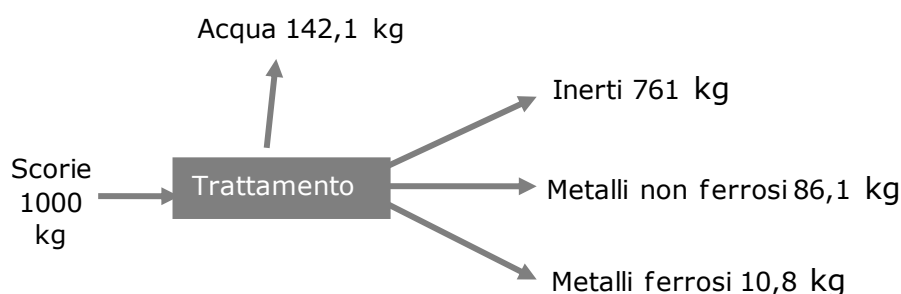


Figura 6.11 – Flusso di massa del processo di trattamento delle scorie del termovalorizzatore. I numeri sono riferiti alla filiera A di raccolta differenziata. (Per gli altri casi si veda la tabella 6.17)

Tabella 6.16 – Dati PRIN 2006 relativi alle scorie e alle ceneri della griglia.

kg/t _{IN}	A	B	C	D
Scorie di sottogriglia:				
Alluminio secco	2,14	0,66	3,63	1,51
Altri metalli non ferrosi secchi	3,36	2,93	6,08	6,53
Metalli ferrosi secchi	11,62	10,13	21,04	22,61
Altri inerti secchi	118,6	94,27	124,61	113,49
Incombusti organici secchi	1,16	1,16	1,2	1,24
Umidità (15% in massa)	20,53	16,37	23,48	21,81
Totale	157,42	125,52	180,04	167,17
Ceneri di caldaia:				
Altri inerti	13,95	11,09	14,66	13,35
Incombusti organici	0,14	0,14	0,14	0,15
Totale	14,09	11,23	14,8	13,5



Figura 6.12 - Schema del processo di trattamento scorie

Tabella 6.17 – Dati di inventario del processo di trattamento delle scorie (riferiti alla t di scorie).

Processo	Unità di misura	Valori			
		A	B	C	D
Riciclo	kg di metalli ferrosi a riciclo (rendimento fonderia 90,5%)	86,1	101	136	174
	kg di alluminio a riciclo (rendimento pretrattamento 95% e rendimento fonderia 83,5%)	10,8	4,2	15,9	9
Discarica	kg di inerti smaltiti	761	760	699	686

LCA (Life Cycle Assessment): scopo, definizione del problema e analisi di inventario

Elettricità	kWh consumati	1,25
Trasporto	t·km di inerti in discarica	38,05

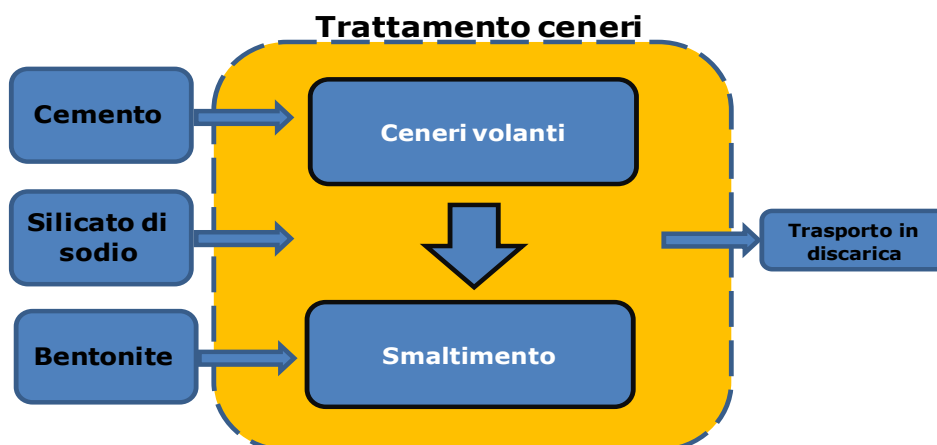


Figura 6.13 - Schema del processo di trattamento delle ceneri volanti

Tabella 6.18 – Dati di inventario del trattamento delle ceneri volanti, riferiti alla tonnellata di ceneri volanti, fonte [55].

Processo	Unità di misura	Valori
Cemento	t	0,5
Silicato di Sodio	t	0,025
Bentonite	t	0,01
Trasporto	t·km	76,75
Discarica	t di inerti smaltiti	1,535

7 Risultati e valutazioni dell'analisi LCA

In questo capitolo sono riportati tutti i risultati dell'LCA e le considerazioni ad essi correlati. Il capitolo in questo senso si distingue nell'analisi degli impatti (LCIA), e considerazioni post-LCA quali l'analisi di sensitività sui processi maggiormente interessanti e l'aggiunta dei blocchi riguardanti le emissioni ed i consumi energetici associati al passaggio da RU a RUR, in questo modo si riescono a fare valutazioni differenziali sulle diverse filiere di raccolta differenziata in termini assoluti (cioè di recupero energetico o kg di CO₂ equivalente risparmiati all'anno).

7.1 LCIA: analisi degli impatti

7.1.1 Risultati del Caso 1: Co-combustione del CDR in cementificio

Per ogni scenario analizzato, vengono presentati i risultati degli indici **CED** e **Ecoindicator 99**. Si presentano le schermate di SimaPro e gli istogrammi in cui sono indicati i valori cumulativi degli indicatori.

Qui sotto si presentano i diagrammi ad albero del processo *smaltimento RUR in cementificio* riferiti, per semplicità, alla sola filiera di raccolta differenziata A, in quanto analoga alle altre.

Nel seguente paragrafo si noterà che è specificata la fonte del pet-coke (ecoinvent), per distinguere i risultati da quelli calcolati nel paragrafo dell'analisi di sensitività in cui il processo del pet-coke è stato creato appositamente per valutare l'influenza del criterio di allocazione.

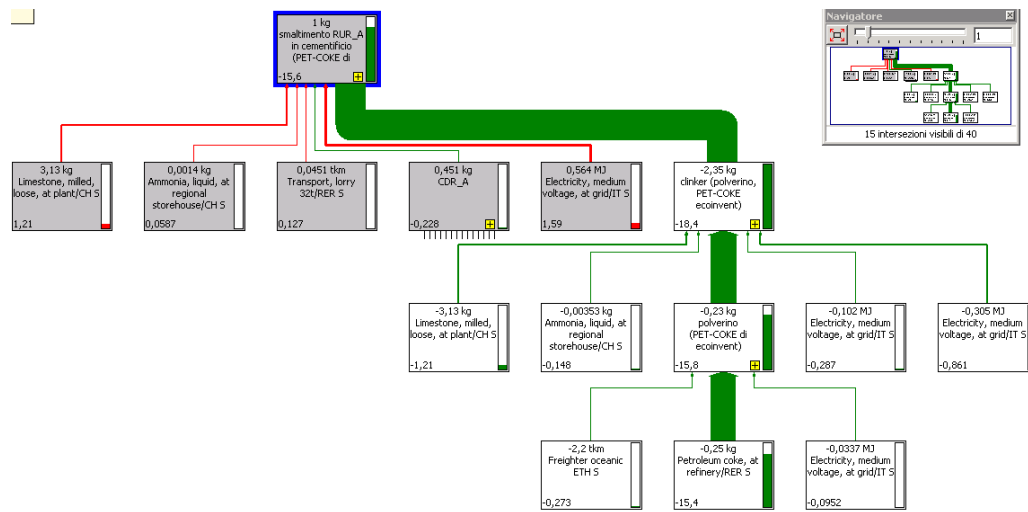


Figura 7.1 - Diagramma ad albero CED cementificio

Tabella 7.1 – Dati del contributo al processo di incenerimento del CDR in cementificio. CED

Smaltimento RUR A in cementificio (pet-coke ecoinvent)	MJ/kg _{RUR A}
Minerale di ferro	0,003
Argilla	0,033
Calcare	1,210
Sabbia (quarzifera)	0,001
Ammoniaca liquida	0,059
Trasporto CDR, dall’impianto di produzione a cementificio	0,127
CDR A	-0,228
Elettricità, medio voltaggio	1,594
Clinker sostituito	-18,365
Totale	-15,567

E’ evidente dal diagramma ad albero che con la sostituzione del pet-coke (nei riquadri bianchi) si guadagna un “credito” energetico elevato. Ciò vale anche per le emissioni di CO₂ equivalenti.

Alcuni dei processi nella tabella sovrastante in verità si ritrovano tali e quali all’interno del blocco per la produzione del clinker sostituito, in quanto ad esempio, i materiali base della farina cruda per produrre il clinker rimangono gli stessi. Questo sta a significare, come si poteva intuire fin da subito, che alcune grandezze rimangono invariate sia che il forno bruci pet-coke, sia che bruci CDR e si sono riportate solo per completezza.

In figura 7.2 è mostrato il diagramma ad albero del calcolo relativo al GWP100 del processo *cementificio*.

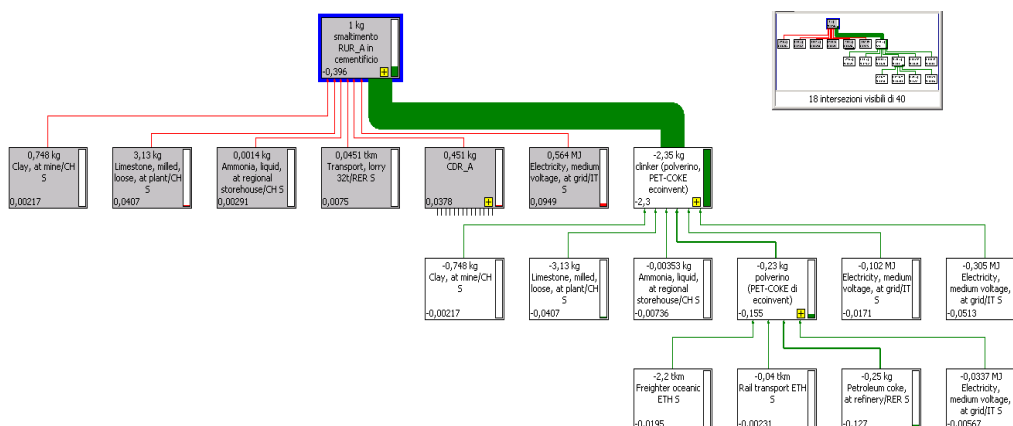


Figura 7.2 – Diagramma ad albero GWP100 del cementificio.

Tabella 7.2 – Dati del contributo al processo di incenerimento del CDR in cementificio. GWP100

Smaltimento RUR A in cementificio (pet-coke ecoinvent)	kgCO ₂ /kgRUR
Emissioni forno	1,7128
Minerale di ferro	0,0002
Argilla	0,0022
Calcare	0,0407
Sabbia (quarzifera)	0,0000
Ammoniaca liquida	0,0029
Trasporto CDR, dall'impianto di produzione a cementificio	0,0075
CDR A	0,0378
Elettricità, medio voltaggio	0,0949
Clinker sostituito	-2,2952
Totale	-0,3962

Le considerazioni in questo caso sono le stesse di quanto detto per il CED appena sopra. Si nota tuttavia che in questo caso il processo associato alla produzione del CDR apporta un contributo positivo, questo aspetto verrà trattato nei capitoli successivi.

7.1.1.1 Processo di produzione del CDR

Al fine di confrontare la co-combustione in cementificio con la termovalorizzatore del tal quale, risulta importante analizzare più approfonditamente le emissioni e i consumi energetici associati alla produzione di CDR.

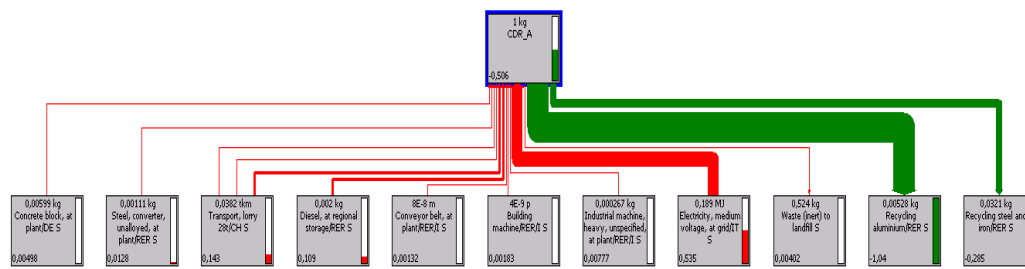


Figura 7.3 – Diagramma ad albero del CED del processo di produzione di CDR.

Tabella 7.3 – Dati del contributo al processo di produzione del CDR, CED.

CDR A	MJ/kg _{CDR A}
Cemento per costruzione impianto	0,005
Acciaio per costruzione impianto	0,013
bioessicato_A	0,000
Trasporto della FOS in discarica	0,098
Consumo totale di Diesel impianto	0,109
Nastri trasportatori	0,001
Mezzi meccanici	0,002
Macchinari generici	0,008
Trasporto alluminio all'impianto di riciclo	0,005
Trasporto ferro all'impianto di riciclo	0,040
Consumo elettrico totale impianto	0,535
Rifiuto inerte in discarica	0,004
Riciclo alluminio	-1,041
Riciclo acciaio e ferro	-0,285
Totale	-0,506
Totale [MJ/kg_{RUR A}]	-0,228

Il processo di produzione del CDR risulta energeticamente conveniente poiché consente il recupero di alcuni materiali (metalli ferrosi e non), tuttavia presenta un bilancio positivo di emissioni di CO_{2eq}, attribuibili al processo di bioessicazione, (si ricorda che il consumo di energia elettrica della bioessicazione è stato inserito nel blocco del CDR).

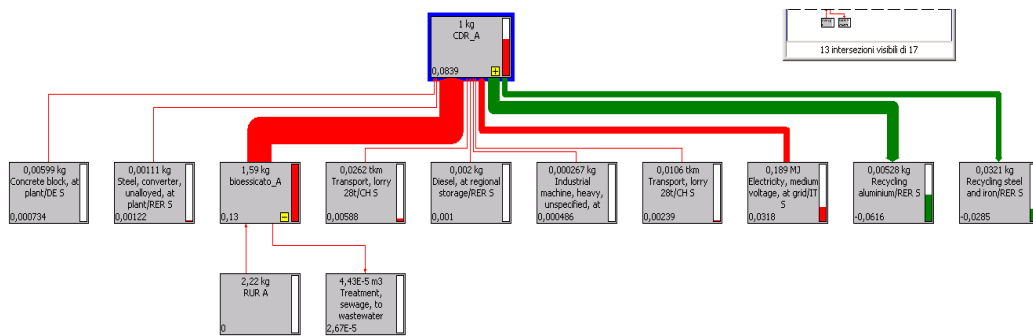


Figura 7.4 - Diagramma ad albero del GWP100 del processo di produzione di CDR.

Tabella 7.4 - Dati del contributo al processo di produzione del CDR, GWP100.

CDR A	kg _{CO2} /kg _{CDR A}
Cemento per costruzione impianto	0,0007
Acciaio per costruzione impianto	0,0012
bioessicato_A	0,1296
Trasporto della FOS in discarica	0,0059
Consumo totale di Diesel impianto	0,0010
Nastri trasportatori	0,0001
Mezzi meccanici	0,0001
Macchinari generici	0,0005
Trasporto alluminio all'impianto di riciclo	0,0003
Trasporto ferro all'impianto di riciclo	0,0024
Consumo elettrico totale impianto	0,0318
Rifiuto inerte in discarica	0,0003
Riciclo alluminio	-0,0616
Riciclo acciaio e ferro	-0,0285
Totale	0,0839
Totale [kg_{CO2}/kg_{RUR}]	0,0378

Dalle tabelle 7.3 e 7.4 si capisce come i processi più impattanti siano il trasporto del FOS alla discarica e di alluminio e metalli ferrosi all'impianto di riciclo, il consumo di diesel e di elettricità. Quindi al fine di ottimizzare il processo e ridurre gli impatti, è necessario minimizzare i trasporti di materia all'interno dell'impianto per ridurre i consumi di diesel, ridurre i tempi di residenza del processo di bioessicazione in modo da minimizzare i consumi elettrici associati ai ventilatori ed individuare la filiera di trattamento meccanico che permetta di ottenere il migliore compromesso tra contenuto energetico del CDR e consumi dei componenti del treno di lavorazioni.

Risulta inoltre importante massimizzare le rese di separazione, al fine di ottenere il più alto recupero di riciclo per i metalli ferrosi e soprattutto per quelli non

ferrosi. Si è notato infatti che il riciclo dell'alluminio permette un cospicuo risparmio energetico ed emissivo.

7.1.2 Risultati del Caso 2: Termovalorizzatore a griglia

Lo smaltimento dei rifiuti in termovalorizzatori a griglia è una pratica largamente diffusa in tutti i paesi industrializzati e di cui sono disponibili in letteratura numerose LCA, come ad esempio in [56] e [55]. In questo studio non ci si soffermerà più del dovuto sui sotto-processi associati, poiché appunto già ampiamente trattati in letteratura.

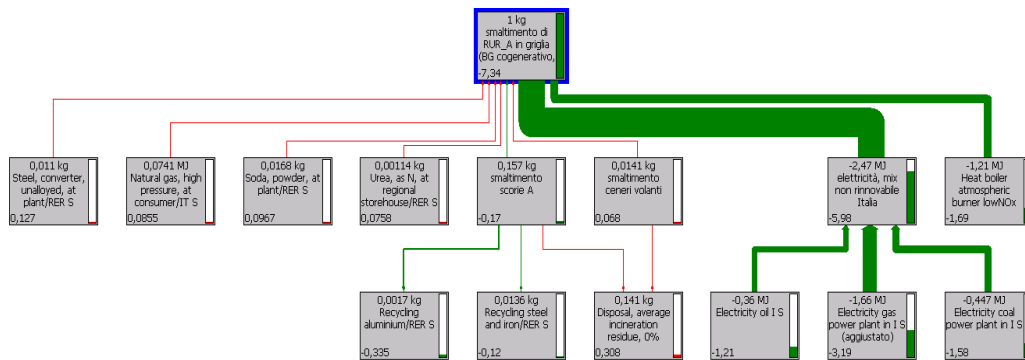


Figura 7.5 - Diagramma ad albero del calcolo CED del termovalorizzatore a griglia cogenerativo.

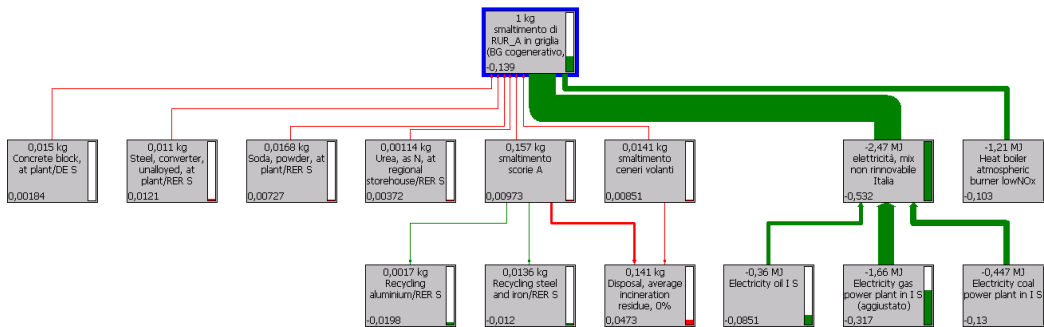


Figura 7.6 - Diagramma ad albero del GWP100 del termovalorizzatore a griglia cogenerativo.

Anche la termovalorizzazione diretta del RUR in inceneritore, così come la co-combustione di CDR in cementificio, è un processo che permette un risparmio energetico e di emissioni di CO₂ equivalenti. Consente infatti di produrre energia elettrica ed eventualmente calore da una “risorsa gratuita” (per come sono stati delineati i confini della LCA) quale il RUR. Inoltre sostituisce

impianti per la generazione d'energia che impiegano combustibili fossili. Infine permette di recuperare materiali dalle ceneri e dalle scorie dell'incenerimento. Il contributo associato alle voci acciaio e calcestruzzo non è trascurabile.

7.1.3 Confronto tra i diversi casi di smaltimento: risultati finali

I due casi oggetto dell'analisi, invio di CDR in cementificio e termovalorizzazione del RUR in inceneritore a griglia, vengono confrontati in diversi scenari di sostituzione di impianti per la produzione di energia elettrica: da carbone, da gas naturale o da mix italiano di combustibili fossili. Infine, si considerano diversi tipi di rifiuto in base a quattro diverse percentuali di raccolta differenziata.

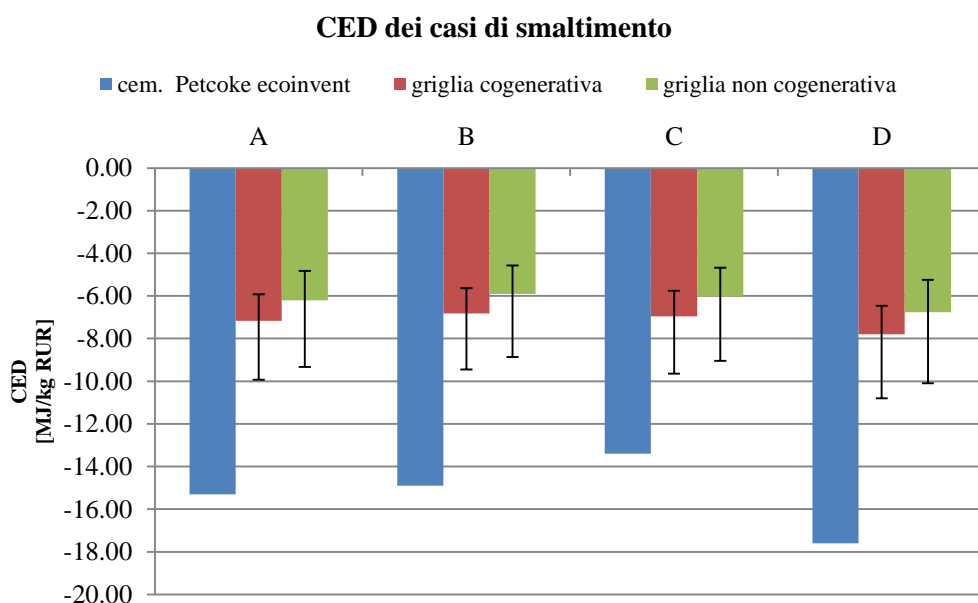


Figura 7.7 - Confronto energetico tra invio del CDR in cementificio e termovalorizzazione diretta del RUR in inceneritore a griglia.

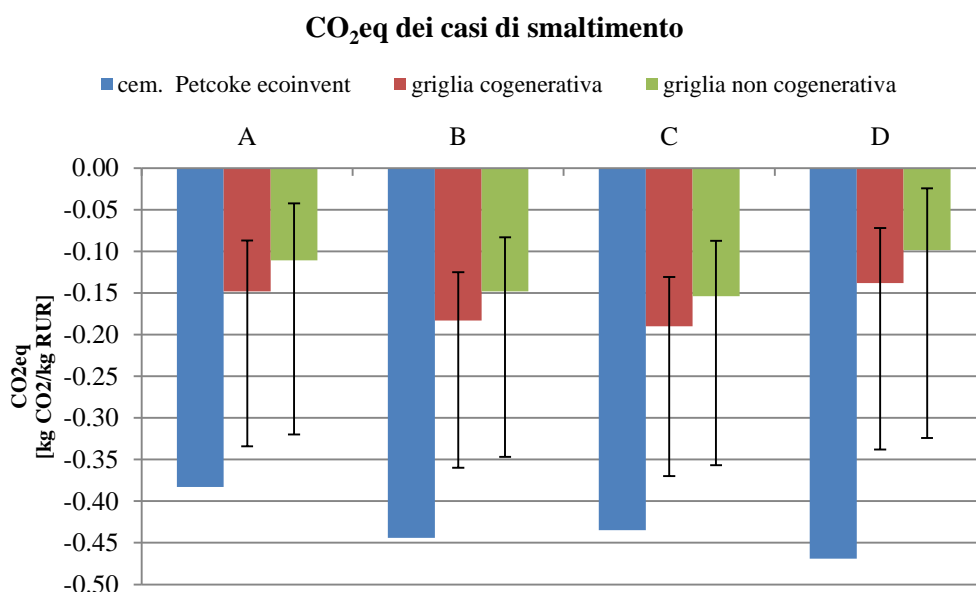


Figura 7.8 - Confronto emissivo tra invio del CDR in cementificio e termovalorizzazione diretta del RUR in inceneritore a griglia.

Le figure 7.7 e 7.8 riassumono tutte le analisi svolte. Le barre delle griglie rappresentano le diverse prestazioni in funzione dello *scenario mix*. Il massimo risparmio, in termini sia energetici sia ambientali, si osserva nel caso di sostituzione con impianti NGCC, ovvero cicli combinati gas-vapore; all'opposto si ottengono le peggiori prestazioni nel caso di sostituzione di energia elettrica prodotta da impianti a carbone. La particolare disposizione appena spiegata, è dovuta, per quanto riguarda la CO₂, alla natura del combustibile impiegato: il carbone è molto impattante, mentre il gas naturale è considerato un combustibile "pulito", mentre per quanto riguarda il CED è attribuibile ai rendimenti degli impianti. Le centrali a carbone hanno infatti un rendimento di generazione elettrica inferiore ai cicli combinati.

Sia energeticamente che in termini ambientali, l'utilizzo di CDR in cementificio (caso 1) rappresenta una migliore alternativa rispetto alla termovalorizzazione diretta del RUR (caso 2) per tutte le filiere di raccolta differenziata e tutti gli scenari sostitutivi. In parte il risultato è dovuto al beneficio della sostituzione del pet-coke con il CDR che permette di evitare la combustione di un combustibile molto *energy intensive* quale appunto il pet-coke e in parte al maggiore recupero di materiali inviabili a riciclo grazie alla raffinazione meccanica, eseguita sul rifiuto per ottenere il CDR. Inoltre il risultato dipende, in larga parte, dal fatto che la griglia sostituisce impianti che hanno rendimenti generalmente maggiori, mentre nel cementificio l'energia termica liberata dalla combustione del CDR sostituisce in modo quasi equivalente quella liberata dal pet-coke (ovvero 1MJ_{th} di CDR ≈ 1MJ_{th} di pet-coke).

7.2 Analisi di sensitività sul “pet-coke at refinery”

Vista l'importanza e l'incidenza sui risultati finali del processo di produzione del pet-coke diecoinvent v2.0 (*pet-coke at refinery*, di cui si riporta la tabella di allocazione nell'appendice 5), è stata eseguita un'analisi di sensitività per valutare il peso che questo fattore ha sull'intero studio.

Il pet-coke utilizzato nei cementifici italiani è totalmente importato, nei confini del sistema è stato considerato il trasporto dagli Stati Uniti (unico fornitore) al cementificio di Robilante per i motivi già elencati nel Capitolo 6.

L'analisi di sensitività analizza un caso alternativo rispetto a quello base presentato nei paragrafi precedenti. L'alternativa consiste nell'allocazione nulla del quantitativo di energia ed emissioni legate alla produzione del pet-coke (estrazione, trasporto, raffinazione, ecc.), il che equivale a considerarlo come materiale di scarto del processo di raffinazione del petrolio: le attività necessarie alla sua raffinazione non sono state considerate nei confini del sistema.

Questa analisi è giustificata dal fatto che oggigiorno è ancora oggetto di discussione se il pet-coke venga considerato come materiale di scarto o come un vero e proprio combustibile. Ad esempio, in studi precedenti (Federambiente [55]), le attività di produzione del pet-coke sono state considerate al di fuori dei confini del sistema.

In Appendice 5 è riportata la tabella di allocazione dei prodotti di raffineria del petrolio del database Ecoinvent in cui è possibile consultare i dettagli dei consumi elettrici, di combustibile della raffineria e il quantitativo di petrolio necessario a ottenere il pet-coke. Al pet-coke utilizzato per l'analisi di sensitività è associato solo il valore energetico del suo PCI (33 MJ/kg), come se bruciandolo, si consumasse solo l'energia da esso sprigionabile.

Si riportano di seguito i grafici di confronto tra i risultati dello scenario di smaltimento in cementificio utilizzante il pet-coke di Ecoinvent e quello creato con le assunzioni appena citate.

Le barre rappresentano i cementifici che inceneriscono i quattro tipi di CDR. Il colore più scuro è associato al cementificio che sostituisce il pet-coke a cui non è allocato nessun quantitativo di energia o emissioni per la produzione.

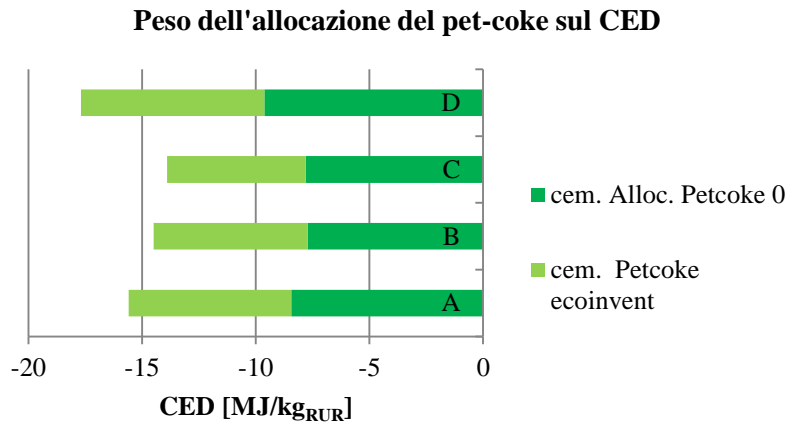


Figura 7.9 – Istogramma dell'analisi di sensitività sul pet-coke.

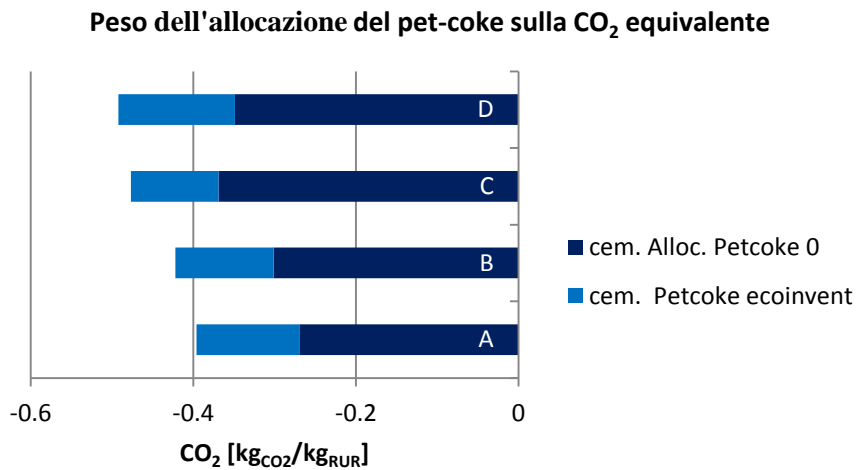


Figura 7.10 – Istogramma dell'analisi di sensitività sul pet-coke.

Dalle figure 7.9 e 7.10, si nota come le emissioni e l'energia associate alla produzione del pet-coke abbiano una grande incidenza sull'efficacia del sistema di smaltimento: la CO₂ equivalente aumenta mediamente del 28% mentre il CED del 45%.

Si riportano i grafici 7.11 e 7.12, nei quali si confrontano i risultati del caso 1 (in blu) con quelli del caso 2-3 (rosso e verde), stavolta senza considerare gli impatti associati alla produzione di pet-coke.

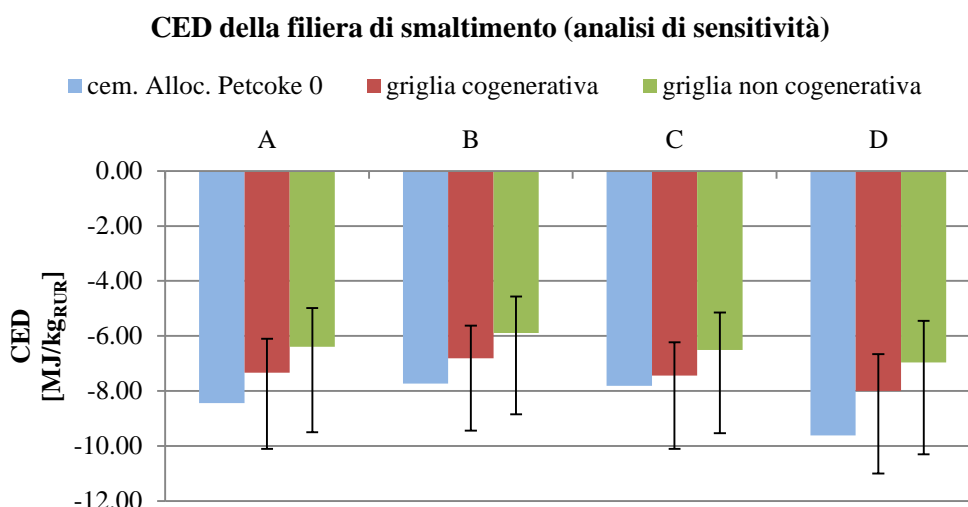


Figura 7.11 - Confronto energetico tra invio del CDR in cementificio e termovalorizzazione diretta del RUR in inceneritore a griglia.

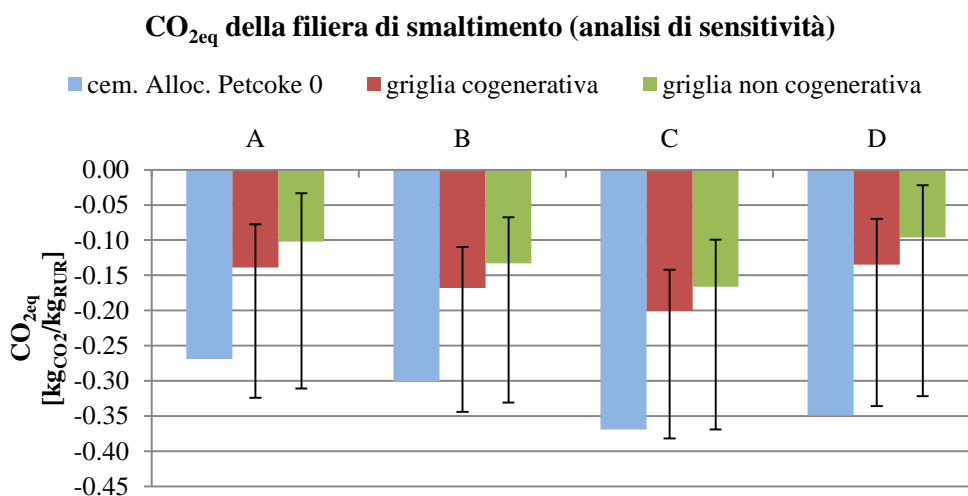


Figura 7.12 - Confronto emissivo tra invio del CDR in cementificio e termovalorizzazione diretta del RUR in inceneritore a griglia.

Da un confronto con i risultati mostrati nel Paragrafo 7.1.3, si osserva che la termovalorizzazione nello scenario di sostituzione a carbone è ora il sistema di smaltimento “migliore” per le tutte le filiere in termini di risparmio energetico e per quanto riguarda l’effetto serra lo stesso discorso vale per le filiere A, B e C. E’ da notare che la filiera D è quella che ha perso di più rispetto ai risultati del Paragrafo 7.1.3, proprio perché sostituisce più pet-coke delle altre (il CDR D è

quello caratterizzato dal PCI maggiore a parità di kg inceneriti, quindi sostituisce più pet-coke).

Queste differenze sono evidentemente attribuibili al fatto che al pet-coke non è associato nessun carico energetico o emissivo e che quindi, sostituendolo con il CDR, non si conteggiano una parte delle emissioni ed energia ad esso associate.

Nonostante aver considerato la produzione del pet-coke al di fuori dei confini del sistema, la co-combustione in cementificio rimane la migliore alternativa, in tutte le filiere di raccolta differenziata, nello scenario italiano di produzione elettrica (scenario γ). Bisogna ricordare che lo scenario a carbone è stato considerato come limite inferiore al confronto, questo scenario infatti è molto distante dalla realtà italiana dato che in Italia ricopre un ruolo marginale nella produzione di energia elettrica (vedi Paragrafo 6.3).

7.3 Considerazioni aggiuntive post LCA

In questa parte dello studio si vuole tenere conto di alcuni aspetti finora esclusi dai confini dell'LCA, ovvero di tutte quelle attività antecedenti alla termovalorizzazione del RUR che hanno concorso al suo ottenimento, valutate sempre in termini di energia primaria e CO₂ equivalenti evitate.

A tal fine si riportano nelle tabelle seguenti (7.5 e 7.6) i dati utilizzati in questo studio. Nella colonna *kt* si elencano i quantitativi di materia riciclata nel 2005 in Italia; *kg CO₂ evitate* rappresenta i kg di anidride carbonica risparmiata grazie al riciclo, stimati in uno studio precedente, frutto del lavoro di Ambienteitalia [57]. Le stesse considerazioni sono valide per la tabella 7.5.

Tabella 7.5 – Materiale a riciclo: quantitativo e kg di CO₂ evitate relative

Materiale	kt	kg CO₂ evitate	kg CO₂ evitate/t
Alluminio	17	202.506.000	11.912
Acciaio	876	1.256.346.000	1.434
Vetro	1.083	444.793.000	410
Pe-Pp	260	338.630.000	1.302
Pet	80	142.652.000	1.783
Pvc	20	34.791.000	1.739
Plastiche Miste	40	-33.992.000	-849
Cartone	1.734	1.674.278.000	965
Carta-Altre	578	702.397.000	1.215
Legno	344	220.832.000	641

Organico	2.430	-43.742.000	-18
-----------------	-------	-------------	-----

Tabella 7.6 – Materiale a riciclo: quantitativo e TEP* evitate relative

Scenario 2005	kt	TEP evitate	Tep evitate/t
Alluminio	17	73.541	4,326
Acciaio	876	275.817	0,315
Vetro	1.083	71.835	0,066
Pe-Pp	260	336.491	1,294
Pet	80	82.953	1,037
Pvc	20	15.894	0,795
Plastiche Miste	40	-10.698	-0,267
Cartone	1.734	649.169	0,374
Carta-Altre	578	137.925	0,239
Legno	344	1.297	0,004
Organico	2.430	-15.920	-0,007

***1 TEP (tonnellata equivalente di petrolio) = 41.860 MJ**

Il documento [57] delinea un ipotetico scenario per l'anno 2020, in questa previsione i quantitativi di CO₂ e di energia risparmiati ovviamente cambiano (in generale si registra un miglioramento prestazionale delle attività di recupero), seppur in modo non significativo. Sostituendo quelli riportati nelle tabelle 7.5 e 7.6 con quelli calcolati per la previsione del 2020, infatti, non ci sono differenze sostanziali nei risultati finali.

A partire dai diversi indici di raccolta differenziata e dalle efficienze di separazione, descritti nel Capitolo 3, si sono ricomposti i flussi di massa delle varie classi merceologiche (in tabella 7.7) per la frazione differenziata e per quella indifferenziata. Fatto ciò, utilizzando i coefficienti di risparmio energetico ricavati dal rapporto [57], si è calcolato il:

- risparmio di TEP/CO₂ dal riciclo della frazione differenziata;
- consumo/emissioni di TEP/CO₂ per la raccolta (prelievo delle frazioni dai cassonetti e trasferimento in centro di smistamento);
- consumo/emissioni di TEP/CO₂ dovuto al trasporto (movimentazione successiva al luogo di riciclo o smaltimento).

Tabella 7.7 - Produzione di RUR per scenario di raccolta e per classe merceologica.

Produzione di RUR [ton/a]				
Scenario	A	B	C	D
Carta e cellulose	75.413	67.821	109.287	76.489

Legno	15.733	8.641	15.701	11.203
Plastica	110.239	72.951	71.138	83.685
Vetro e inerti	26.773	4.410	22.096	10.238
Metalli no Al	8.213	6.211	12.525	11.462
Alluminio	2.347	630	3.352	1.187
FORSU	168.585	173.400	105.803	90.437
Sottovaglio FORSU	69.653	71.646	43.706	37.391
Sottovaglio inerte	29.866	30.693	30.431	30.789
Verde	26.506	13.636	26.991	18.028
Altro	0	0	0	0
Totale	533.329	450.039	441.030	370.909

Per il calcolo delle TEP spese per la raccolta ed il trasporto sono stati utilizzati i valori di percorrenza delle tabelle 7.9, 7.10, moltiplicati per i rispettivi flussi di massa (tabella 7.7) e i coefficienti di consumo; per il trasporto si è utilizzato il consumo specifico degli automezzi, in tabella 7.8, mentre per la raccolta si è utilizzato il consumo specifico di un autotreno a carico medio, con peso lordo massimo minore di 20 tonnellate (ricavato con interpolazione da [58]), pari a 0,2 kg_{gasolio}/km. In tabella 7.8 vengono mostrati anche i coefficienti relativi alla CO₂.

Tabella 7.8 – Coefficienti di raccolta e trasporto. Fonte [58]

Consumo raccolta	kg CO ₂ /km	-0,7793
	TEP/km	-0,000216
Consumo trasporto	kg CO ₂ /km·t	-0,225
	TEP/km·t	-0,0000915

Tabella 7.9 - Distanza in km alla tonnellata di classe merceologica per la raccolta con autotreno. Fonte [14]

Materiale	Scenario	km/t
Vetro	B	14,5
	C, D	37
Carta	A, B	21,4
	C, D	48,7
Plastica	B	55,4
	C	55
Organico	C, D	65
Raccolta multi-materiale pesante	A	19
Raccolta multi-materiale leggera	D	25,4
Legno, alluminio, altri materiali, verde	Tutti	0*

Indifferenziata	A, B	7,9
	C, D	14,5

* questi materiali sono conferiti direttamente alle piattaforme ecologiche dai cittadini.

Tabella 7.10 – Distanza in km tra la piattaforma ecologica e l'impianto di riciclo per ciascun materiale. Fonte [14]

Materiale	distanza (km)
Vetro	81,4
Plastica	79,5
Legno	111,7
Carta	61,0
Alluminio	86,6
Metalli (no alluminio)	96,4

In questo studio è stata considerata la spesa energetica e il rilascio di CO₂ associata alle voci economiche denominate CRD (Costi di raccolta delle singole frazioni di rifiuto raccolte in modo differenziato) e CRT (Costi di raccolta e trasporto dell'indifferenziato) tralasciando quelle associate alla gestione della RD in quanto di difficile reperimento e comunque trascurabili [6].

Si riportano di seguito i risultati ottenuti in termini di energia ed emissioni di anidride carbonica equivalente evitate nei vari scenari di raccolta differenziata.

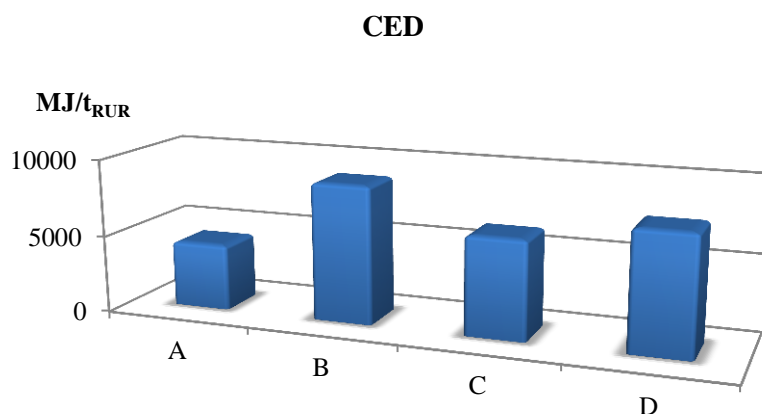


Figura 7.13 - Confronto del risparmio di energia per i quattro diversi tipi di RUR delle attività di raccolta, selezione e riciclaggio.

In figura 7.13 l'unità di misura sull'asse delle ordinate è MJ/t_{RUR} e non TEP/t_{RUR}. Questa conversione è stata adottata per motivi di coerenza. Si ricorda che 1 TEP equivale a 41.860 MJ.

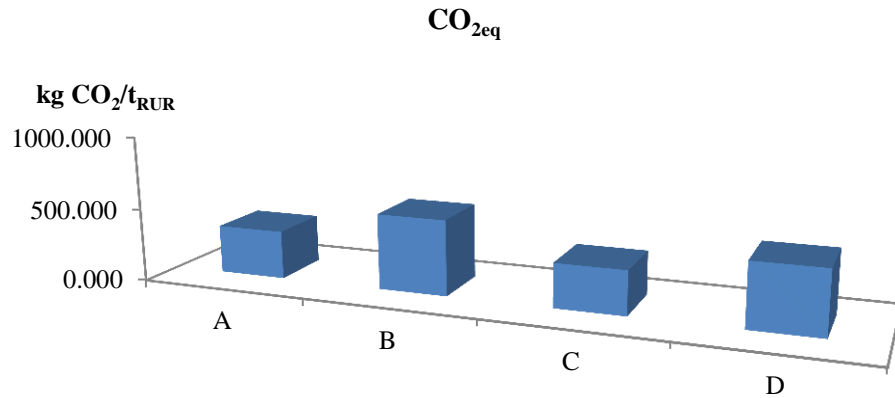


Figura 7.14 – Confronto delle emissioni evitate di CO₂ equivalenti per i quattro diversi tipi di RUR delle attività di raccolta, selezione e riciclaggio.

Il caso B (raccolta differenziata al 50%, senza la frazione organica), ha le migliori prestazioni, sia in termini di risparmio energetico, sia di emissioni evitate di anidride carbonica. Tale risultato, che conferma quelli già ottenuti in studi precedenti [59], è dovuto al fatto che il caso B costituisce la raccolta più spinta dei materiali con tasso di risparmio energetico ed emissivo più alto, nonostante non abbia il valore più alto di RD in termini di percentuale sul totale. Si tratta di una raccolta monomateriale a conferimento collettivo di vetro plastica e carta caratterizzata da indici di intercettazione massimi, in modo da raggiungere il 50% di RD (vedi Capitolo 3).

A questo punto è possibile confrontare le diverse filiere di raccolta differenziata su un orizzonte temporale di un anno.

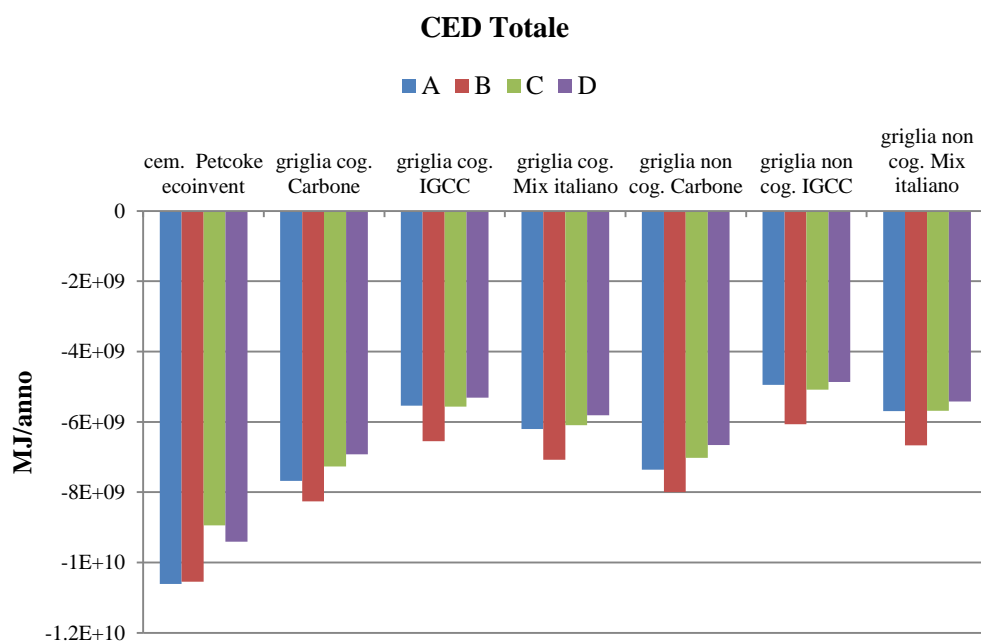


Figura 7.15 - Risultato finale comprendente le valutazioni della LCA e delle attività da RSU a RUR.

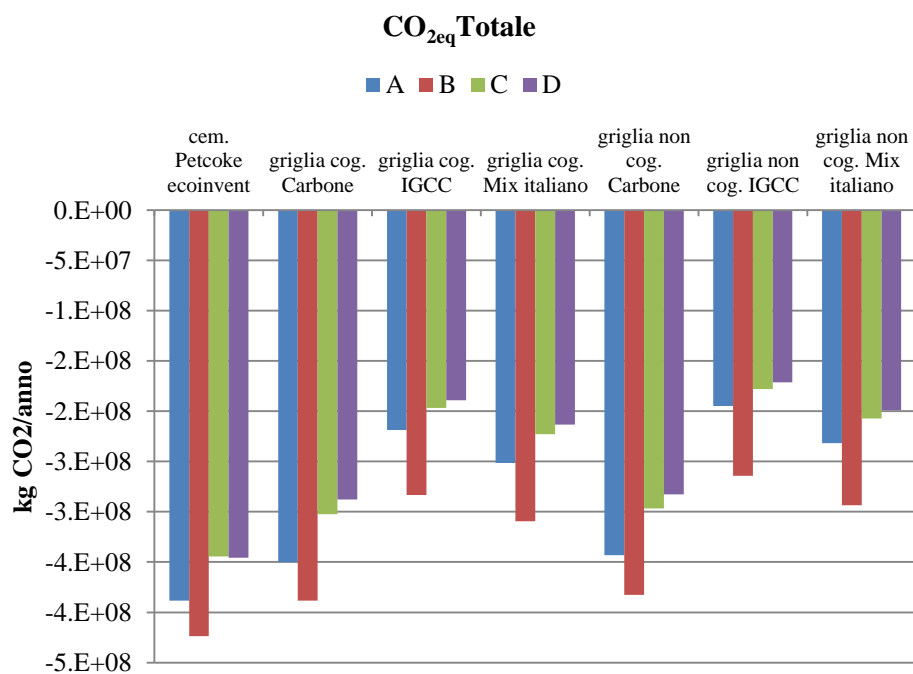


Figura 7.16 - Risultato finale delle emissioni di CO₂ equivalenti comprendente le valutazioni della LCA e delle attività da RSU a RUR.

Ancora una volta la filiera di raccolta B risulta essere la soluzione, energeticamente e in termini ambientali, migliore. Unica eccezione è rappresentata dal CED del caso di smaltimento in cementificio. In questo caso infatti risulta migliore la raccolta differenziata al 35% (filiera A). Tale comportamento è dovuto al maggiore risparmio di pet-coke, a fronte di una maggiore disponibilità di RUR di tipo A. Riciclare con una percentuale bassa implica appunto produrre molto RUR (vedi tabella 7.7, pag 176).

Ciononostante, è lo scenario B ad ottenere le migliori prestazioni (figura 7.17), in quanto le fasi di raccolta, selezione e riciclaggio giocano un ruolo fondamentale ai fini dell'analisi.

Nei grafici riportati di seguito si evidenzia, per ogni filiera e per caso di smaltimento, in che proporzione influiscano sui risultati finali le attività da RSU a RUR (quindi raccolta, selezione e riciclaggio) e quelle da RUR al suo incenerimento.

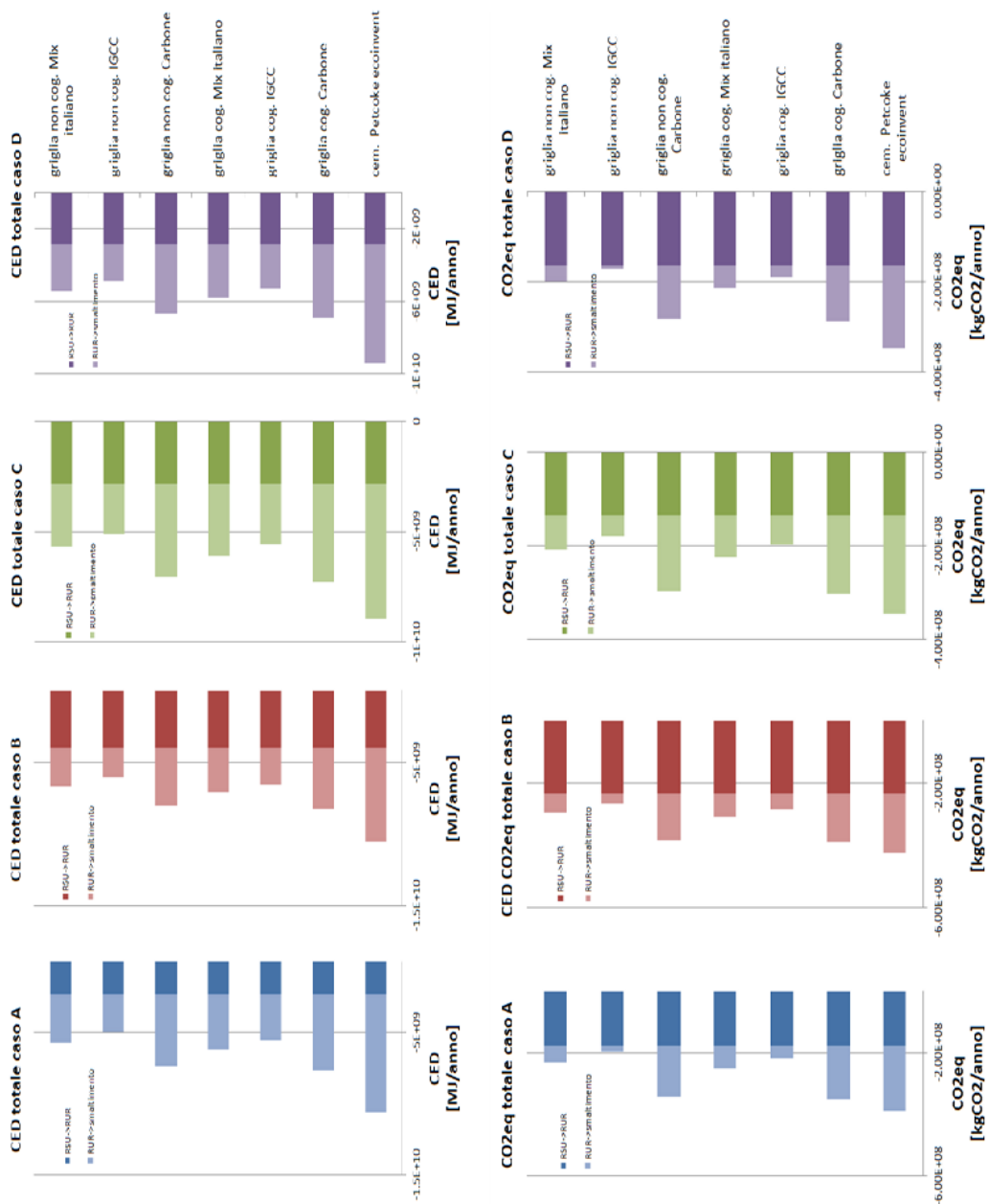


Figura 7.17 – Istogrammi relativi al CED e al GWP100 delle quattro filiere e dei casi di smaltimento.

Nei grafici in figura 7.18 e 7.19 si riportano, per il solo cementificio, i risultati ottenuti in figura 7.15 e 7.16 alla tonnellata di CDR. Probabilmente questa situazione è più realistica di quella precedente, in cui si ipotizzava l'invio dell'intera produzione annuale di CDR in cementificio, che

per motivi gestionali non è possibile assorbire. Questo argomento è stato trattato in Appendice 3.

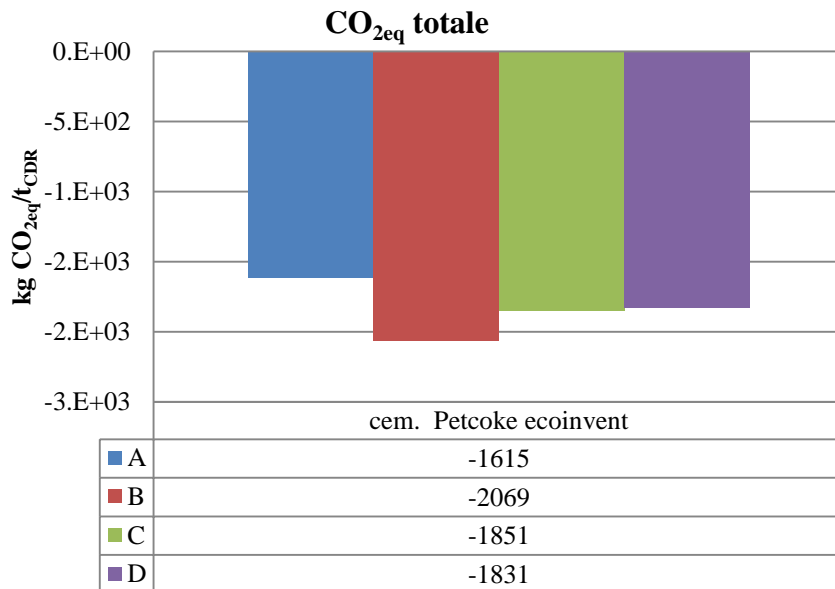


Figura 7.18 - Risultato finale delle emissioni di CO₂ equivalenti risparmiate comprendente le valutazioni della LCA e delle attività da RSU a RUR.

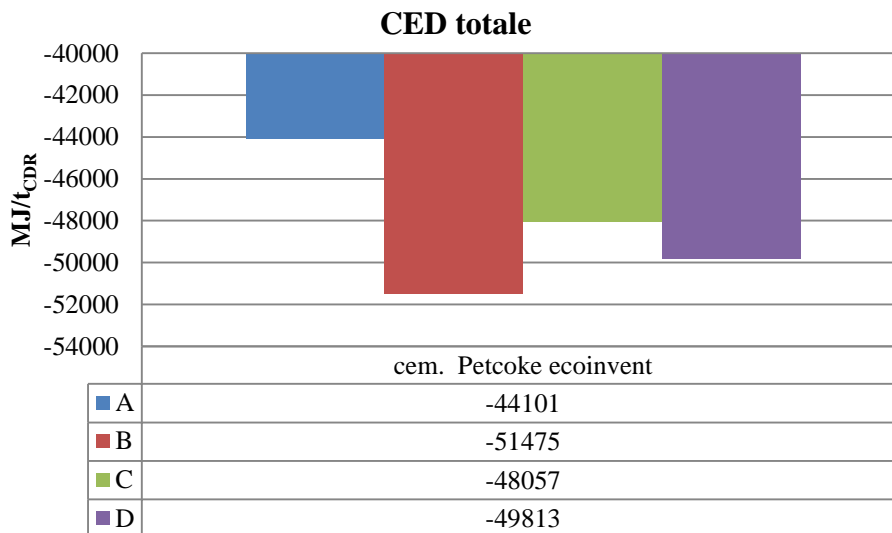


Figura 7.19 - Risultato finale dell'energia risparmiata comprendente le valutazioni della LCA e delle attività da RSU a RUR.

La filiera che presenta le migliori prestazioni, in questo confronto, è sempre la B. Il rifiuto B raggiunge il migliore compromesso tra recupero di materiali con riciclo (è la filiera di raccolta differenziata più spinta per le classi “pregiate”) e il

recupero energetico della frazione indifferenziata rimanente, permettendo per ciò un risparmio maggiore. Nonostante la filiera di raccolta D sia quella con maggior percentuali di raccolta differenziata, nella fase di termovalorizzazione è il CDR di tipo B che consente un maggior risparmio energetico e di emissioni di anidride carbonica, dovuto in particolar modo al maggiore riciclo di metalli.

Dal momento che l'intera quantità di CDR prodotta su base annua non può essere smaltita nei cementifici, come precedentemente accennato, nasce la necessità di definire uno scenario integrato, in cui coesistano le alternative descritte (caso 1: CDR in cementificio, caso 3: RUR tal quale a termovalorizzazione).

A questo scopo si è proceduto:

- 1) fissando il fabbisogno termico dei cementifici, cioè l'energia termica necessaria alla produzione del clinker, all'interno del bacino di raccolta dei rifiuti preso in considerazione (si ricorda che il bacino in questione è quello tipico di una grande area metropolitana costituito da circa 1.200.000 abitanti);
- 2) dopodiché, facendo variare la sostituzione termica dei combustibili convenzionali in cementificio, si è ricavato il quantitativo di CDR in esso smaltibile;
- 3) infine, si sono ricavati i quantitativi di RUR rimanenti destinati all'invio in impianto di termovalorizzazione a griglia.

Sono necessarie alcune considerazioni riguardo i punti appena citati:

- per quanto riguarda il fabbisogno termico dei cementifici si è deciso di prendere il valore totale italiano rapportato al numero di abitanti del bacino; dallo studio in Appendice 3, si capisce di fatti come i cementifici siano distribuiti omogeneamente sul territorio in base alla popolazione. Ne deriva un fabbisogno termico di 2.480 TJ/anno.
- Si è scelto di variare la sostituzione termica tra 0% e 35% in quanto, come descritto nel Capitolo 5, sono questi i tipici valori limite della sostituzione di CDR, soprattutto per motivi tipicamente impiantistici.
- Per semplicità di rappresentazione, si è deciso di utilizzare per questo studio solo l'impianto a griglia a sola produzione elettrica nello scenario *mix italiano*.

Si riportano quindi le tabelle utilizzate con i risultati dei punti 1) e 2) dell'elenco appena sopra e i grafici da esse ricavate.

Tabella 7.11 - Tonnellate di CDR alla co-combustione in cementificio e di RUR rimanenti destinate alla termovalorizzazione in griglia (solo produzione elettrica, sostituita dal mix italiano) al variare della sostituzione termica

Sostituzione termica	A	B	C	D	A	B	C	D
%	t _{CDR} /anno co-combustione in cementificio				t _{RUR_rimanenti} /anno da mandare in impianto dedicato			
0	0	0	0	0	533.329	450.039	441.030	370.946
0,05	7.198	7.624	7.872	7.197	517.369	433.284	422.375	356.807
0,1	14.396	15.247	15.745	14.393	501.409	416.529	403.720	342.669
0,15	21.594	22.871	23.617	21.590	485.450	399.773	385.065	328.530
0,2	28.791	30.494	31.490	28.786	469.490	383.018	366.410	314.391
0,25	35.989	38.118	39.362	35.983	453.530	366.263	347.755	300.253
0,3	43.187	45.742	47.235	43.180	437.570	349.508	329.100	286.114
0,35	50.385	53.365	55.107	50.376	421.611	332.753	310.445	271.975

Si nota dalla tabella 7.11 che i quantitativi di RUR trattati sono in linea con i consumi di un impianto di grande taglia, quale considerato fino ad ora.

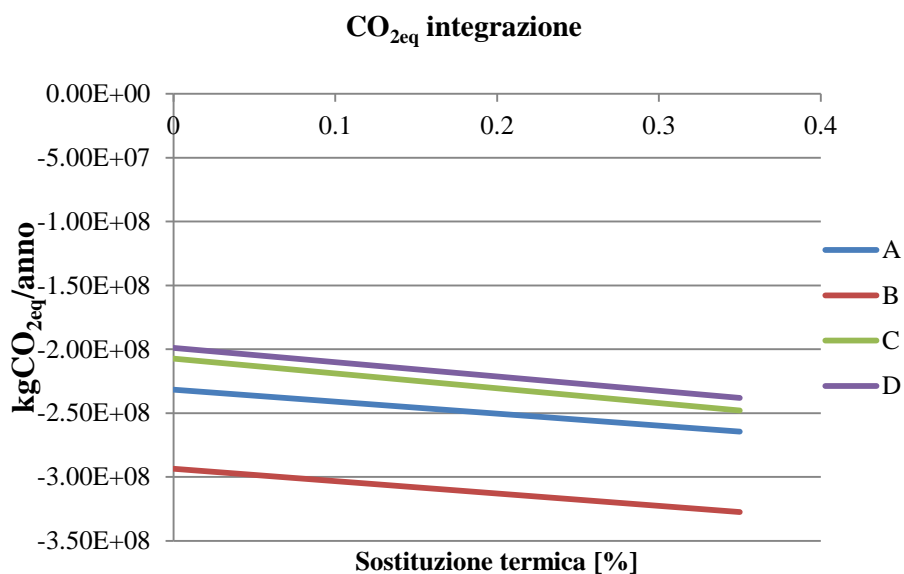


Figura 7.20 - Variazione del risparmio in termini di CO₂ equivalenti in base alla sostituzione termica del CDR in cementificio; integrazione tra co-combustione in cementificio e termovalorizzazione del tal quale in griglia (produzione di sola energia elettrica, scenario di sostituzione mix italiano)

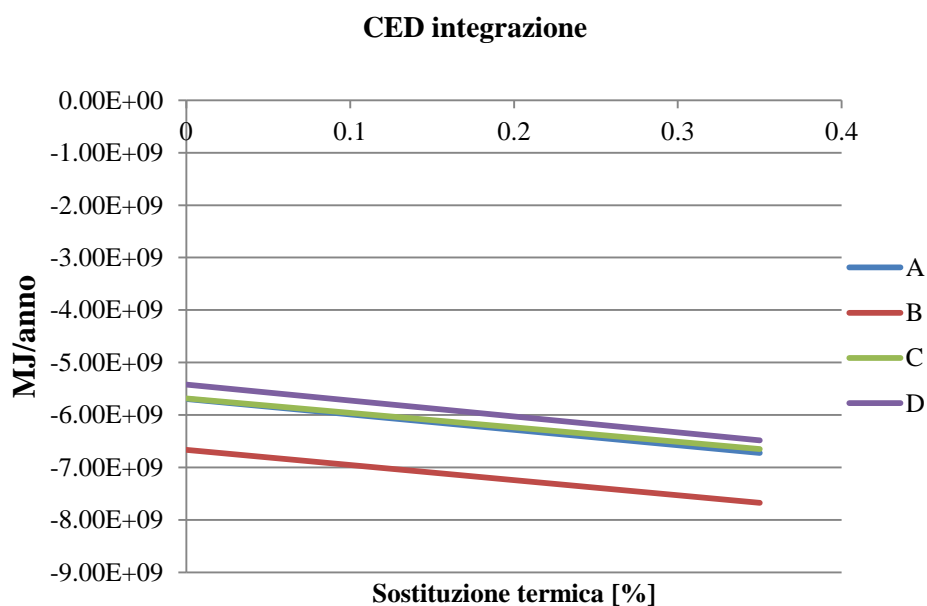


Figura 7.21 - Variazione del risparmio in termini energetici in base alla sostituzione termica del CDR in cementificio; integrazione tra co-combustione in cementificio e termovalorizzazione del tal quale in griglia (produzione di sola energia elettrica, scenario di sostituzione mix italiano)

Dai grafici 7.21 e 7.22 si nota il contributo positivo che apporta la co-combustione in cementificio di CDR, sia energeticamente che in termini di effetto serra. Al crescere del tasso di sostituzione si nota un miglioramento nelle prestazioni di tutte e 4 le filiere di raccolta differenziata, e come atteso, la miglior soluzione risulta la B.

Chiaramente nel momento in cui si utilizza la griglia cogenerativa, o scenari a carbone, come termine di confronto le linee del grafico si sposteranno verso il basso, mentre nel caso in cui si utilizzi come scenario sostitutivo la generazione di elettricità con impianti a ciclo combinato (a gas naturale) si sposteranno verso l'alto. Ciononostante il risultato complessivo del confronto rimane invariato.

La co-combustione di CDR in cementificio è dunque una pratica da includere nel sistema integrato dello smaltimento dei rifiuti indifferenziati, affiancando la termovalorizzazione classica del rifiuto tal quale in impianti dedicati, ciò a causa di vincoli di saturazione dei combustibili secondari utilizzabili in cementificio.

8 Conclusioni

In questo lavoro si è analizzato a fondo un particolare metodo di smaltimento del rifiuto urbano: l'invio in co-combustione di CDR in cementificio e lo si è confrontato, per mezzo di una analisi LCA, con la termovalorizzazione diretta del RUR in inceneritore a griglia. Tale confronto è stato effettuato per quattro tipi di RUR, originato da quattro diverse tipologie di raccolta differenziata, descritte nel PRIN. Infine, ricostruendo le fasi di raccolta, selezione e riciclo e utilizzando i risultati della LCA, si sono tratte delle considerazioni riguardanti la scelta della migliore filiera di raccolta, in termini di risparmio energetico e di emissioni di CO₂ equivalenti evitate.

Il punto di partenza della tesi è stato il RUR definito nel progetto PRIN 2006, di cui si riporta la classificazione merceologica in tabella 1.

Tabella 1- Composizione merceologica e PCI del RUR nei diversi scenari analizzati.

Composizione RUR, % in massa	Scenario A 35%	Scenario B 50% no FORSU	Scenario C 50% FORSU	Scenario D 65%
Carta e cellulose	14,14	15,07	24,78	20,62
Legno	2,95	1,92	3,56	3,02
Plastica	20,67	16,21	16,13	22,56
Vetro e inerti	5,02	0,98	5,01	2,76
Metalli no Al	1,54	1,38	2,84	3,09
Alluminio	0,44	0,14	0,76	0,32
FORSU	31,61	38,53	23,99	24,38
Sottovaglio FORSU	13,06	15,92	9,91	10,08
Sottovaglio inerte	5,6	6,82	6,9	8,3
Verde	4,97	3,03	6,12	4,86
Altro	0	0	0	0
PCI [MJ/kg]	9,89	9,55	9,73	10,81

La prima fase del caso di smaltimento studiato è la bioessicazione del RUR. Sulla base di prove sperimentali di bioessicazione del rifiuto urbano (sempre inerenti al PRIN), condotte dall'Università di Trento, si sono raccolti diversi dati sperimentali, in gran parte confermati successivamente dalla sperimentazione presso l'impianto industriale gestito da TEC a Siderno, che hanno consentito l'elaborazione di un modello analitico della bioessicazione.

Tale modello è in grado, attraverso bilanci di massa ed energia, di calcolare, in base ai dati di input di tabella 2:

- Riduzione in massa;
- PCI del bioessicato;
- consumo in massa di solidi volatili.

Tabella 2– Input, obiettivi e parametri del modello GS della bioessicazione.

<i>Condizioni di riferimento:</i>				
Pressione dell'aria*, mbar				950
Temperatura dell'aria, °C				15
Umidità relativa, %				60
<i>Obiettivi del processo:</i>				
Riduzione di massa totale, % del contenuto d'organico totale				63
Riduzione di massa totale, % sul totale	A	B	C	D
	28,1	34,3	21,4	21,7
Produzione percolato, % della riduzione di massa				2
Temperatura media dell'aria viziata, °C				33
Umidità relativa media dell'aria viziata, %				90
<i>Parametri del processo:</i>				
Perdite termiche, kJ/kg _{RSU}				30
Portata di aria Nm ³ /kg RUR				6 (per FORSU intorno al 35%) - 12(per FORSU oltre 50%)
Temperatura media del cumulo, °C				50

* Inferiore a quella atmosferica a causa di perdite di carico nel cumulo.

Nella tesi, tale modello, è stato modificato e migliorato, e ha fornito i risultati mostrati nelle tabelle 4 e 5.

Tabella 4 – Principali risultati del modello GS della bioessicazione.

Caratteristica	SCENARIO			
	A 35%	B 50% no FORSU	C 50% FORSU	D 65%
Perdita in peso [%]	28,1	34,3	21,4	21,7
Percolato [kg/kg _{RUR}]	0,0056	0,0069	0,0043	0,0043
H ₂ O evaporata [kg/kg _{RUR}]	35,76	28,94	43,61	45,26
ε	0,823	0,882	0,793	0,797
T media cumulo [°C]	50	50	50	50
T aria ambiente [°C]	15	15	15	15
T aria viziata [°C]	33	33	33	33
UR aria ambiente [%]	60	60	60	60
UR aria viziata [%]	90	90	90	90
Portata di aria [kg/kg _{RUR}]	11,23	12,86	8,60	8,74
SV iniziali [kg/kg _{RUR}]	0,155675	0,1897	0,118	0,12

Conclusioni

SV consumati [kg/kg _{RUR}]	0,0365	0,0436	0,0268	0,0273
m O ₂	0,008	0,006	0,007	0,007
m N ₂	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002

Tabella 5- Composizione e PCI del bioessicato.

Composizione elementare Bioessicato				
	A	B	C	D
PCI [MJ/kg]	13,2	13,39	11,52	12,98
C	0,33	0,34	0,3	0,33
Cl	0,00339	0,00356	0,00262	0,00314
F	0,00005	0,00004	0,00005	0,00004
H	0,05	0,06	0,05	0,05
O	0,19	0,21	0,2	0,19
N	0,01	0,01	0,01	0,01
S	0,00043	0,00047	0,00041	0,00041
Ceneri	0,22	0,19	0,23	0,22
Umidità	0,19	0,19	0,21	0,2

A seguito di uno studio sui dati ricavato dalla sperimentazione dell'Università di Trento si è notato un legame tra il contenuto di organico nel rifiuto e la frazione di O₂ e N₂ dei SV fissati al cumulo.

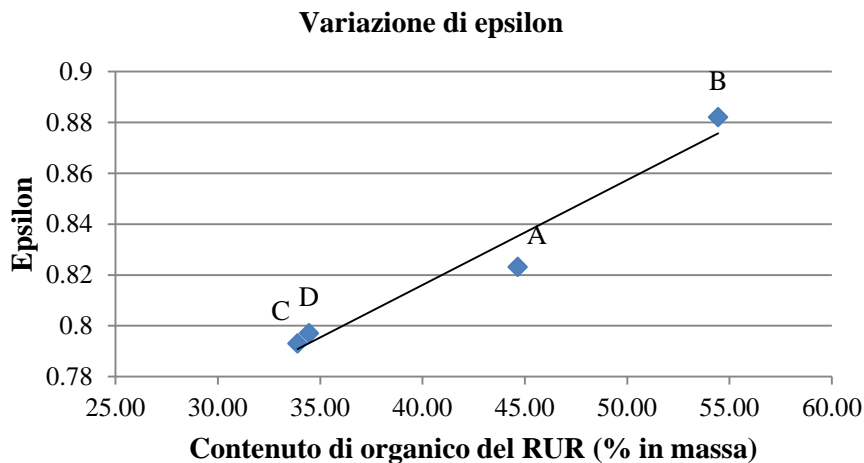


Figura 1 – Variazione di ϵ in funzione dell'organico del rifiuto.

Non è stato possibile raccogliere alcuni dati fondamentali per la taratura di tale modello, in quanto, nel periodo in cui si sono svolte le prove presso l'impianto di riferimento, le sonde di misurazione della concentrazione di O₂ nell'aria viziata non erano disponibili. Inoltre, un altro importante parametro di monitoraggio del processo di bioessicazione, l'umidità dell'aria viziata non viene attualmente misurato in nessuno degli impianti. Questi dati sarebbero

serviti a definire il legame tra i molti input del modello in modo da ridurre la complessità e migliorarne la capacità previsionale.

Questi dati potrebbero però essere raccolti in futuro e quindi potrebbero divenire disponibili per eventuali prossimi studi.

I dati relativi alle temperature del cumulo, dell'aria fresca e di quella viziata hanno confermato quelli forniti dall'Università di Trento.

La fase successiva all'attività di smaltimento è la raffinazione meccanica del bioessicato al fine di ottenere il CDR. Le operazioni eseguite sul bioessicato presso l'impianto di riferimento, sono: vagliatura 60mm, separazione magnetica, triturazione secondaria, separazione amagnetica, vagliatura secondaria e pressatura.

La parte più interessante del treno delle lavorazioni meccaniche è la vagliatura, poiché, al contrario delle altre stazioni, presenta la possibilità di regolare vari parametri in funzione delle caratteristiche del materiale in ingresso e, di quelle del materiale che si vuole ottenere in uscita. Per ottenere degli indici di separazione soddisfacenti, è stato utilizzato un modello implementato in Matlab per il vaglio principale (quello a 60mm) a tamburo rotante.

Lo sviluppo di tale modello di simulazione di questa fase [1], consente di determinare, sulla base di ipotesi cinematiche e probabilistiche, l'efficienza di rimozione per le diverse frazioni merceologiche di un rifiuto, ciascuna caratterizzata da una propria distribuzione dimensionale.

La validazione è stata svolta effettuando una campagna di misurazioni utilizzando un vaglio impiegato presso l'impianto di Siderno.

Gli indici di separazione calcolati sono elencati in tabella 6, e le caratteristiche e i parametri del vaglio di TEC (Veolia) dell'impianto di Siderno sono in tabella 7.

Tabella 6– Indici di separazione per i quattro tipi di bioessicato.

Classe merceologica	A	B	C	D
	Vaglio 60mm	Vaglio 40mm	Vaglio 80mm	Vaglio 60mm
Carta e cellulose	0,998	1.000	0,958	0,998
Legno	0,969	0,996	0,903	0,969
Plastica	0,973	1.000	0,796	0,973
Vetro e inerti	0,532	0,941	0,201	0,532
Metalli no Al	0,986	0,999	0,94	0,986
Alluminio	0,962	0,999	0,8	0,962
FORSU	0,536	0,899	0,264	0,536
Sottovaglio FORSU	0	0	0	0

Conclusioni

Sottovaglio inerte	0	0	0	0
Verde	0,89	0,971	0,773	0,89

Tabella 7– Parametri e caratteristiche del vaglio a tamburo rotante dell’impianto TEC Veolia di Siderno.

Dati vaglio	Udm	Simbolo	Valori
Diametro vaglio rotante	m	D	3
Lunghezza vaglio	m	L	10
Inclinazione	°	γ	4
Velocità di rotazione	giri/min	n	3–12
Diametro fori	mm	D_f	60
Frazione di area disponibile		f_p	0.9

Le caratteristiche del CDR ottenuto a valle di tutte le lavorazioni vengono elencate in tabella 8. Sia il PCI, che il contenuto di umidità e ceneri del bioessicato ottenuto sono conformi alle norme di legge (tabella 4.15 pag. 110).

Tabella 8 - Caratteristiche dei quattro CDR.

CDR	SCENARIO			
	A	B	C	D
PCI [MJ/kg]	17,23	16,26	15,75	17,23
C	0,43	0,41	0,41	0,43
Cl	0,00453	0,00456	0,00333	0,00431
F	0,00004	0,00004	0,00005	0,00004
H	0,06	0,06	0,06	0,07
O	0,21	0,23	0,27	0,22
N	0,01	0,01	0,01	0,01
S	0,00043	0,0004	0,00039	0,00039
Ceneri	0,13	0,11	0,1	0,1
Umidità	0,15	0,17	0,16	0,16

Il CDR, nella modalità di smaltimento in esame, viene co-combusto assieme al pet-coke in cementificio, in modo da limitare la combustione di questo materiale piuttosto impattante.

La produzione di cemento nel 2009 in Italia è stata di 36.317.290 t. L’energia specifica necessaria a produrre il clinker si aggira intorno a 4.500 MJ/t. La produzione potenziale (cinque volte superiore a quella effettiva) di CDR nel 2008 è di circa 4.200.000 t. Supponendo che il CDR abbia un PCI medio di 15.000 kJ/kg, con un rapido conto è possibile mostrare come il quantitativo energetico estraibile dal solo CDR sia circa il 50% di quello richiesto

dall'industria cementiera, dato in forte contrasto con il livello di sostituzione attuale del 3,1%.

Innalzando la percentuale di sostituzione ad un valore ipotetico e tranquillamente realizzabile dal punto di vista tecnico del 10,5%, si arriverebbe ad assorbire **tutta** la produzione effettiva di combustibile derivato da rifiuti. E' da notare che con questa modesta percentuale di sostituzione, si co-incenerirebbe più del CDR veramente disponibile, visto che in parte viene già inviato in impianti di termovalorizzazione dedicati. Si ricorda inoltre che sarebbe comunque impossibile smaltire tutto il RUR prodotto sotto forma di CDR in cementificio in quanto il fabbisogno di combustibili alternativi di questo settore è inferiore all'elevato quantitativo di RUR, per questo motivo la co-combustione si attesta comunque come attività integrativa alle normali tecniche di smaltimento quali la termovalorizzazione in impianto dedicato.

Le ragioni per cui in Italia ci si trova in una situazione di arretratezza rispetto agli altri paesi europei, non è tecnologica, né economica, ma solo politica. E' infatti la classe politica il decisore ultimo che permette l'utilizzo di combustibili secondari e ne determina le quantità. Purtroppo, spesso, per non avere cadute in termini di consenso popolare, le scelte ricadono nell'impiego di combustibili fossili convenzionali o combustibili secondari meno temuti (ingiustificatamente) dall'opinione pubblica rispetto a quelli derivati da rifiuti. In aggiunta, le normative che vigono sul problema del co-incenerimento lasciano eccessivo spazio a interpretazioni diverse e rendono particolarmente difficoltoso l'iter autorizzativo.

L'insieme di questi elementi impatta in modo negativo sull'economia dei produttori di CDR e paradossalmente sull'ambiente e sulla salute dei cittadini stessi. E' infatti noto che lo smaltimento in discarica del CDR (ed in generale dei RSU), pratica che si è costretti ad attuare, sia la metodologia di smaltimento meno sostenibile dal punto di vista delle emissioni (soprattutto gas serra), comporti uno spreco di territorio, rischi di contaminazioni ambientali e problemi di tipo igienico-sanitari inoltre, nel lungo periodo, sia il sistema di smaltimento più oneroso economicamente.

I benefici della co-combustione in cementificio sono stati valutati con un'analisi LCA, di cui si riportano in seguito i risultati. Gli indicatori impiegati in tale LCA sono **CED** e **GWP100**. Non è stato possibile includere nello studio le emissioni di sostanze tossiche a causa della mancanza di dati, come ad esempio la quantificazione dei microinquinanti nel RUR di partenza nelle varie classi merceologiche. Questo aspetto potrebbe però venire approfondito in studi futuri, effettuando campagne sperimentali.

In figura 2 e 3, le barre degli istogrammi rappresentano lo scenario *mix italiano*, i minimi dei segmenti rappresentano il risparmio di energia/emissioni conseguente alla sostituzione di energia elettrica prodotta da impianti a carbone,

Conclusioni

mentre i massimi sono riferiti agli impianti NGCC. Questa particolare disposizione è dovuta, per quanto riguarda la CO₂, alla natura del combustibile impiegato: il carbone ha impatti ambientali molto elevati, mentre il gas naturale è considerato un combustibile “pulito”; mentre per quanto riguarda il fabbisogno energetico le differenze risiedono nei rendimenti degli impianti, le centrali a carbone sono caratterizzate da un rendimento di generazione elettrica di gran lunga inferiore ai cicli combinati.

CED dei casi di smaltimento

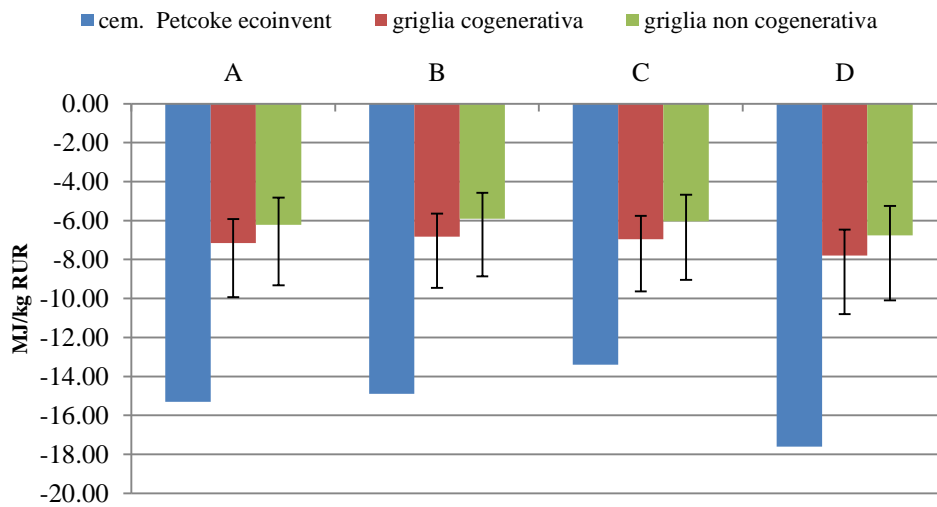


Figura 2 - Confronto energetico tra invio del CDR in cementificio e termovalorizzazione diretta del RUR in inceneritore a griglia.

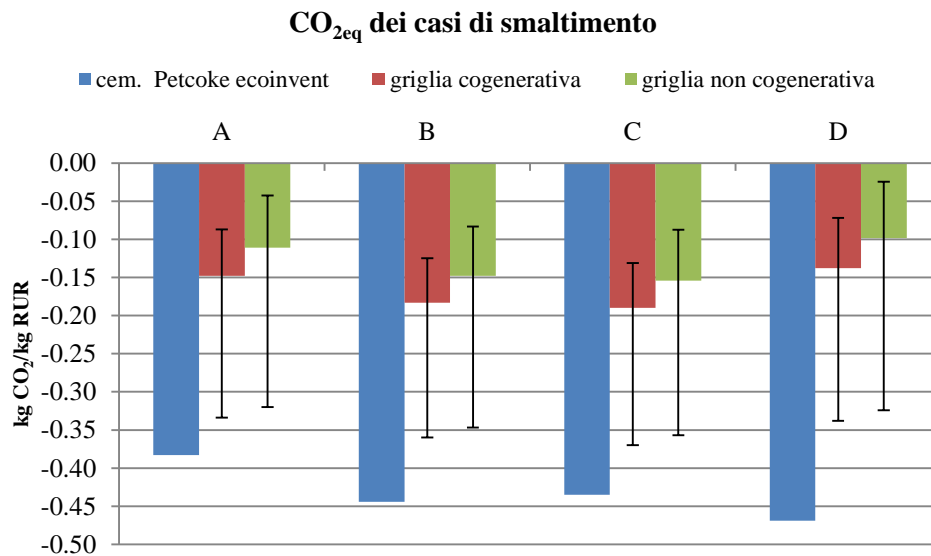


Figura 3 - Confronto emissivo tra invio del CDR in cementificio e termovalorizzazione diretta del RUR in inceneritore a griglia.

Sia energeticamente che in termini ambientali, l'utilizzo di CDR in cementificio (caso 1) rappresenta una migliore alternativa rispetto alla termovalorizzazione diretta del RUR (caso 2) per tutte le filiere di raccolta differenziata e tutti gli scenari sostitutivi. In parte il risultato è dovuto al beneficio della sostituzione del pet-coke con il CDR che permette di evitare la combustione di un combustibile molto *energy intensive* quale appunto il pet-coke e in parte a maggiore recupero di materiali inviabili a riciclo grazie alla raffinazione meccanica eseguita sul rifiuto per ottenere il CDR. Inoltre il risultato dipende, in larga parte, dal fatto che la griglia sostituisce impianti che hanno rendimenti generalmente maggiori, mentre nel cementificio l'energia termica liberata dalla combustione del CDR sostituisce in modo quasi equivalente quella liberata dal pet-coke (ovvero 1MJ_{th} di CDR $\approx 1\text{MJ}_{\text{th}}$ di pet-coke).

Sommando i risultati delle fasi di raccolta, selezione e riciclaggio tratte da studi precedenti [57], è possibile trarre delle conclusioni aggiuntive su quale sia la filiera più vantaggiosa.

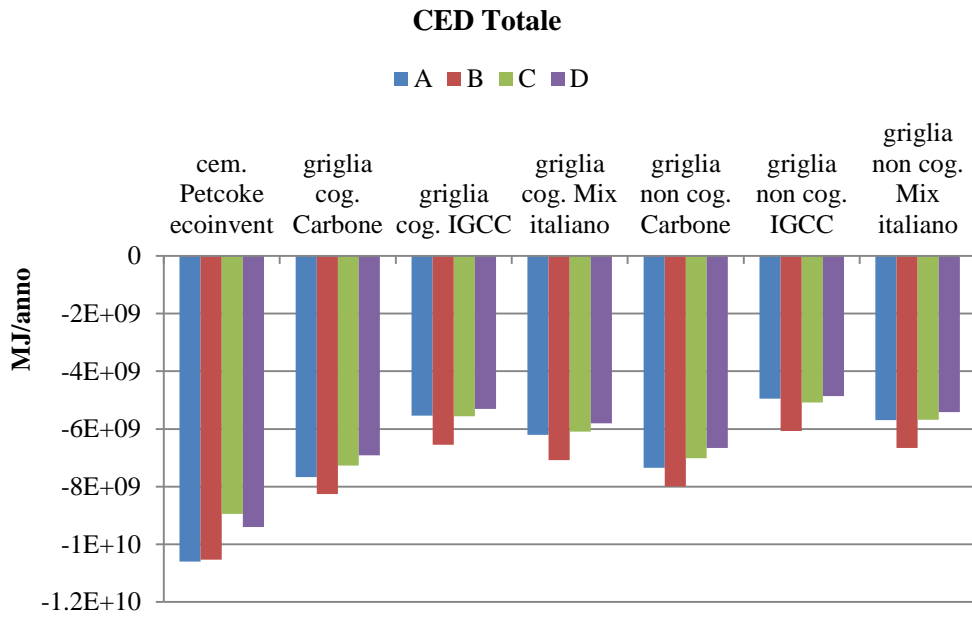


Figura 4 - Risultato finale comprendente le valutazioni della LCA e delle attività da RSU a RUR.

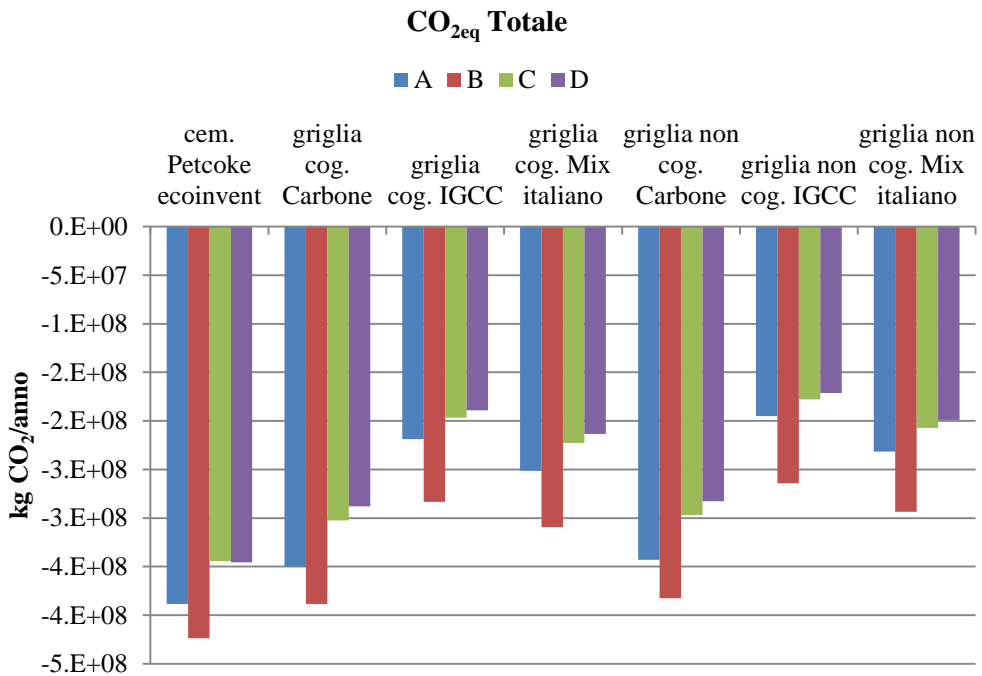


Figura 5 - Risultato finale delle emissioni di CO₂ equivalenti comprendente le valutazioni della LCA e delle attività da RSU a RUR.

Ancora una volta la filiera di raccolta B risulta essere la soluzione, energeticamente e in termini ambientali, migliore. Unica eccezione è rappresentata dal CED del caso di smaltimento in cementificio. In questo caso infatti risulta migliore la raccolta differenziata al 35% (filiera A). Tale comportamento è dovuto al maggiore risparmio di pet-coke, a fronte di una maggiore disponibilità di RUR di tipo A. Riciclare con una percentuale bassa implica appunto produrre molto RUR (vedi tabella 7.7, pag 176).

Nei grafici in figura 6 e 7 si riportano, per il solo cementificio, i risultati ottenuti in figura 4 e 5 alla tonnellata di CDR.

Probabilmente questa situazione è più realistica di quella precedente, in cui si poteva inviare tutta quanta la produzione annuale di CDR di un bacino in cementificio poiché, per motivi gestionali, non è possibile assorbire una tale quantità di rifiuti, neanche per i cementifici più grandi. Raggiungere percentuali di sostituzione termica (di solo CDR) intorno al 25%, infatti, comporta già seri problemi di manutenzione.

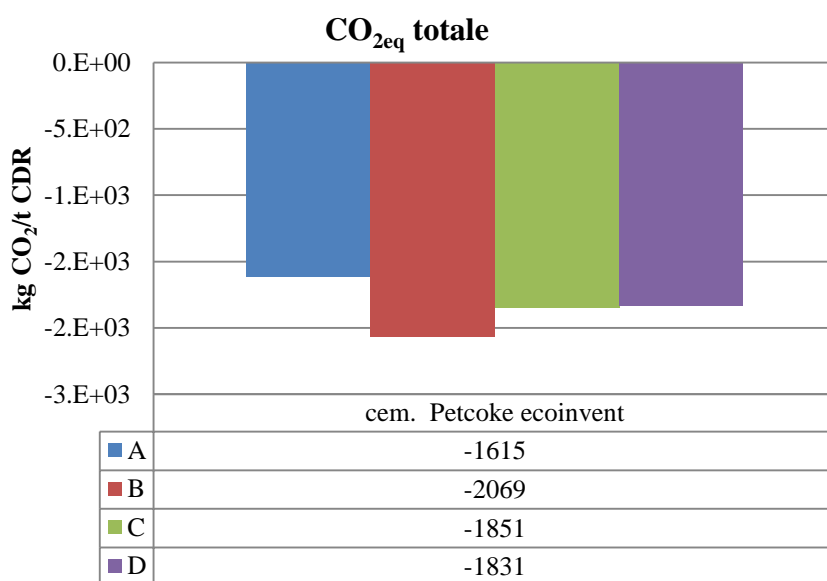


Figura 6 - Risultato finale delle emissioni di CO₂ equivalenti risparmiate comprendente le valutazioni della LCA e delle attività da RSU a RUR. I risultati sono alla t di CDR.

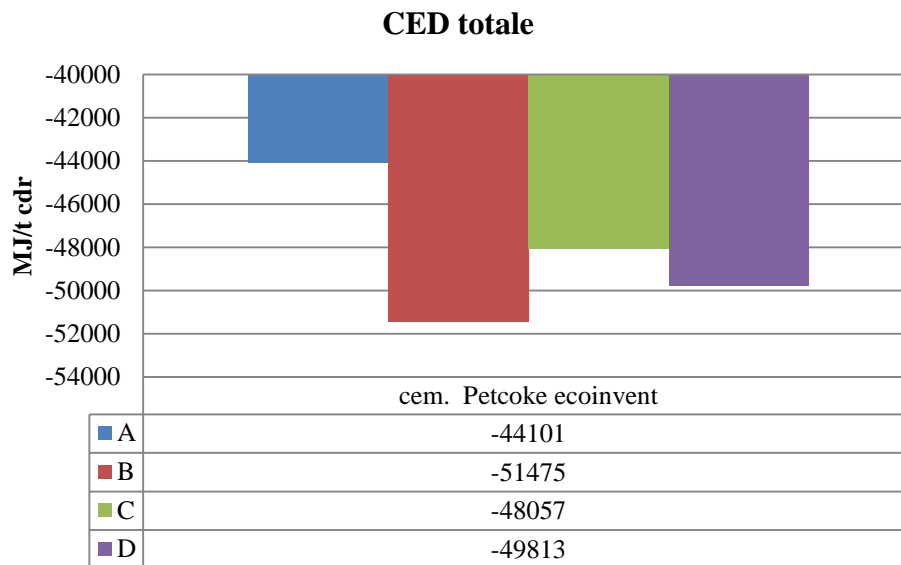


Figura 7 - Risultato finale dell'energia risparmiata comprendente le valutazioni della LCA e delle attività da RSU a RUR. I risultati sono alla t di CDR.

La filiera che presenta le migliori prestazioni, in questo confronto, è sempre la B. Il rifiuto B raggiunge il migliore compromesso tra recupero di materiali con riciclo (è la filiera di raccolta differenziata più spinta per le classi “pregiate”) e il recupero energetico della frazione indifferenziata rimanente, permettendo per ciò un risparmio maggiore. Nonostante la filiera di raccolta D sia quella con maggior percentuali di raccolta differenziata, nella fase di termovalorizzazione è il CDR di tipo B che consente un maggior risparmio energetico e di emissioni di anidride carbonica, dovuto in particolar modo al maggiore riciclo di metalli.

Per concludere è stata valutata l'integrazione tra co-combustione di CDR in cementificio e griglia, data l'impossibilità dei cementifici di smaltire l'intero quantitativo di rifiuti prodotto nel bacino anche in casi di sostituzione spinta.

I risultati ottenuti a tale proposito sono delineati nelle figure 9 e 10 riportate di seguito.

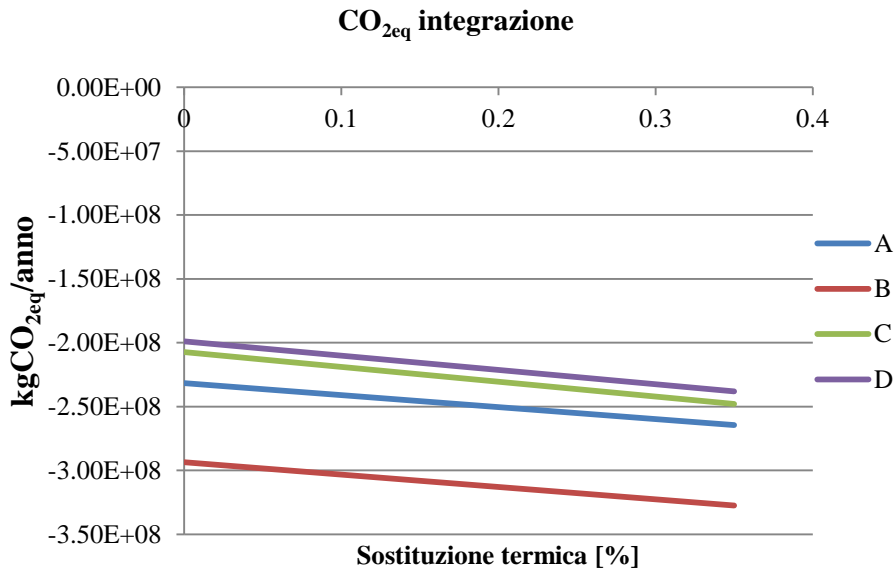


Figura 9 - Variazione del risparmio in termini di CO₂ equivalenti in base alla sostituzione termica del CDR in cementificio; integrazione tra co-combustione in cementificio e termovalorizzazione del tal quale in griglia (produzione di sola energia elettrica, scenario di sostituzione mix italiano)

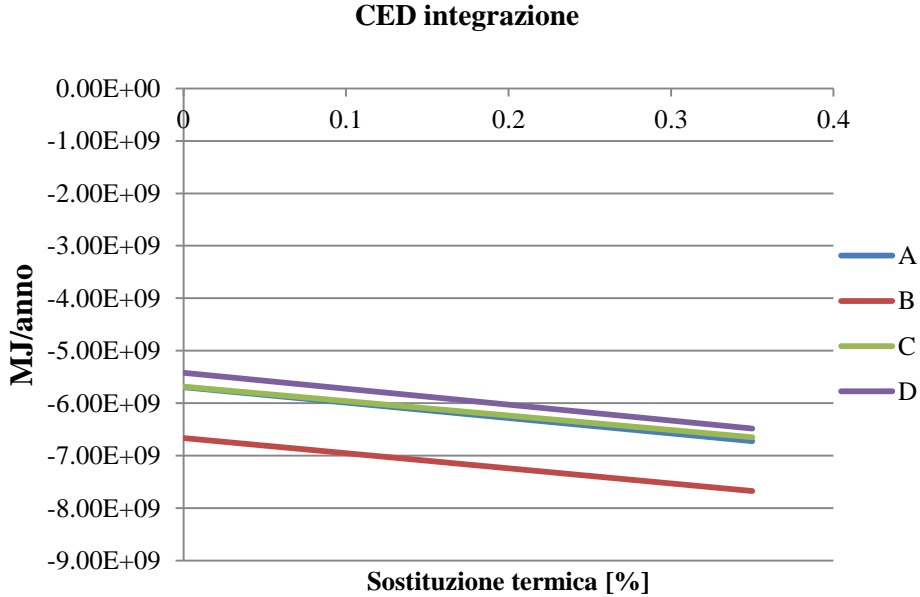


Figura 10 - Variazione del risparmio in termini energetici in base alla sostituzione termica del CDR in cementificio; integrazione tra co-combustione in cementificio e termovalorizzazione del tal quale in griglia (produzione di sola energia elettrica, scenario di sostituzione mix italiano)

Dai grafici in figura 9 e 10 si nota il contributo positivo che la co-combustione in cementificio di CDR apporta sia energeticamente che in termini di effetto serra, al crescere del tasso di sostituzione. Si osserva un miglioramento per tutte e 4 le filiere di raccolta differenziata, e come atteso, la soluzione migliore risulta la B (RD al 50% senza separazione dell'organico).

Gli obiettivi raggiunti in questa tesi sono:

- modellizzazione del processo di bioessicazione, tale modello ha raggiunto un livello apprezzabile di riscontro con la realtà a cui deve far seguito una campagna sperimentale, al fine di definire i criteri di legame tra i molteplici input richiesti dallo stesso;
- caratterizzazione energetica e merceologica (e di conseguenza elementare) del CDR uscente da un treno di trattamento meccanico; con particolare attenzione alla modellizzazione del vaglio in modo da poter prevedere i flussi di sovravaglio e sotto vaglio al variare del rifiuto in ingresso e dei parametri principali del vaglio;
- valutazioni di carattere energetico ed ambientale sulla tecnica di co-combustione di CDR in cementificio al variare delle filiere di raccolta e scenari di sostituzione elettrica utilizzando come termine di paragone la termovalorizzazione in impianto dedicato a griglia.

Bisogna inoltre aggiungere una considerazione di carattere critico allo studio; la tossicità umana ricopre un ruolo importante nelle valutazioni di confronto tra la co-combustione in cementificio e la termovalorizzazione del tal quale in griglia, come si capisce dallo studio tedesco [52] già ampiamente citato. La presente tesi andrebbe quindi integrata con la valutazione dell'indicatore della tossicità umana che dipende fortemente dai metalli pesanti, diossine e benzene. Questi inquinanti sono difficilmente individuabili e sarebbe complicato caratterizzare un rifiuto, tantomeno se "ricreato" da una base statistica, come quello del PRIN. Nella prassi comune, comunque un elevato contenuto di metalli pesanti, in particolare mercurio (data la sua alta volatilità), dovrebbe indirizzare la scelta su l'incenerimento in impianti dedicati, i quali possiedono sistemi di abbattimento fumi ad hoc per questo tipo di inquinanti. I coefficienti di trasferimento (quantità uscente al camino diviso quella entrante nel sistema) del cementificio, infatti, possono essere anche il doppio di quelli della griglia per quanto riguarda il mercurio.

È quindi necessario, nelle applicazioni reali, effettuare campagne di caratterizzazione del rifiuto in modo da quantificare i microinquinanti.

Appendice 1

Analisi microbiologica del percolato

La seguente analisi è stata eseguita dal laboratorio R&C s.r.l. di analisi e ricerca applicata sul percolato prodotto dall'impianto di Siderno. Il campionamento è avvenuto nell'ottobre del 2010, quando veniva ancora seguito il processo a flussi separati, è comunque significativo per confermare le ipotesi relative al percolato del paragrafo 4.1.3 del Capitolo 4.

Osservando i dati della tabella si può affermare che assimilare il percolato all'acqua non è un'ipotesi insensata. Infatti dal punto di vista del PCI, il percolato, contenendo pochissimi idrocarburi e pochissimo carbonio, è molto simile a quello dell'acqua. Ovviamente il percolato rimane un rifiuto speciale non nocivo.

Tabella a- Prove microbiologiche e chimiche eseguite sul percolato.

Prove	unità di misura	valore
colore	Diluizione	Assenza di colore dopo diluizione
concentrazione ioni idrogeno	pH	7,03 ± 0,2
densità	g/ml	0,99 ± 0,02
residuo a 105°C	%	0,225
Richiesta chimica d'ossigeno (COD)	mg/l Ossigeno	1000 ± 200
Carbonio organico totale (TOC)	mg/kg Carbonio	203
Bario	mg/kg Ba	0,0162
Boro	mg/kg B	0,118 ± 0,02
Ferro	mg/kg Fe	2,26 ± 0,4
Manganese	mg/kg Mn	0,365 ± 0,05
Zinco	mg/kg Zn	0,138 ± 0,025
Solfuri	mg/kg S	1,54 ± 0,3
Solfati	mg/kg SO4	18,4 ± 7
Cloruri	mg/kg Cl	612 ± 70
Fosfati	mg/kg FO4	16,3 ± 2,3
Azoto ammoniacale	mg/kg NH4	42,1 ± 6
Aldeidi	mg/kg	0,52 ± 0,13
Idrocarburi totali	mg/kg	1,9

Appendice 1

Oli e grassi animali e vegetali	mg/kg	12,4 ± 3
Oli minerali (C10-C40)	mg/kg	53 ± 10

Appendice 2

Listati di matlab

Vengono proposti i listati di Matlab compilati per plottare i valori di media e varianza delle varie classi merceologiche del rifiuto e, successivamente, i calcoli per ottenere gli indici di resa del vaglio della tabella 4.9 a pag. 107 nel Capitolo 4.

PLOT DATI

```
%% riproduzione plot della Decembrini della pezzatura delle varie classi merceologiche dopo il lacerasacchi
```

```
% classificazione merceologica della Decembrini
```

```
% 1-organico
```

```
% 2-carta
```

```
% 3-cartone
```

```
% 4-plastica
```

```
% 5-tessile
```

```
% 6-gomma
```

```
% 7-pellame
```

```
% 8-residui di giardinaggio
```

```
% 9-legno
```

```
% 10-vetro
```

```
% 11-lattine in banda stagnata
```

```
% 12-alluminio
```

```
% 13-metalli ferrosi
```

```
% 14-frazione fine e finissima
```

```
x = (0:0.1:40);
```

```
mx = [x;x;x;x;x;x;x;x;x;x;x];
```

```
[r,p] = size(mx);
```

```
my = zeros(2,p);
```

```
m = [5.23 10.71 11.20 8.86 9.26 16.95 9.44 13.2 15.26 5.32 10.60 9.44 15.66 4.96];
```

```
v = [2.58 7.40 4.13 5.06 4.43 49.82 56.35 75.47 66.11 1.82 14.65 8.39 55.06 5.52];
```

```
figure
```

```
col=hsv(length(m));
```

```
for i=1:length(m)
```

```
    mu(i) = log((m(i)^2)/sqrt(v(i)+m(i)^2));
```

```
    sigma(i) = sqrt(log(v(i)/(m(i)^2)+1));
```

Appendice 2

```
y = lognpdf(x,mu(i),sigma(i));
my(i,:)=y;
hold on
plot(x,y,'Color',col(i,:), 'linewidth',3)
end

%% salvataggio dei dati nella matrice con le nostre classi merceologiche

% classificazione merceologica Prin (nostra)
% 1-carta e cellulosi
% 2-legno
% 3-plastica
% 4-vetro e inerti
% 5-metalli no al
% 6-alluminio
% 7-FORSU
% 8-sottovaglio FORSU
% 9-sottovaglio inerte
% 10-verde

ff=zeros(9,p);
ff(1,:)=(my(2,:)*12+my(3,:)*7.5)/(12+7.5);
ff(2,:)=my(9,:);
ff(3,:)=(my(4,:)*15+my(6,:)*0.5)/(15+0.5);
ff(4,:)=my(10,:);
ff(5,:)=my(13,:);
ff(6,:)=my(12,:);
ff(7,:)=(my(1,:)*45+my(5,:)*9)/(45+9);
ff(8,:)=my(14,:);
ff(9,:)=my(14,:);
ff(10,:)=my(8,:);

save('matrice_classi','ff','-ASCII')

mx_prin = [x;x;x;x;x;x;x;x;x];
save('matrice_x','mx_prin','-ASCII')

figure(2)
col=hsv(10);
for i=1:10
    hold on
    plot(x,ff(i,:), 'Color',col(i,:), 'linewidth',3)
end

VAGLIO

clc
clear all
close all
```

Appendice 2

```
%questo file ha bisogno della matrice Dp, che è l'asse del plot del lognorm
%ripetuto per il numero delle classi merceologiche (matrice n_Dp x n_classi)
%e ha bisogno delle frazioni sulle classi merceologiche nei punti dell'asse
%appena citato (matrice n_Dp x n_classi) -> ff

%% caricamento dati

Dp=load('matrice_x')/100;
ff=load('matrice_classi')*Dp(1,2)*100;

%% dati

D=3; %diametro vaglio rotante [m]
L=10; %lunghezza utile vagliatura [m]
gamma=4; %inclinazione [°]
n=12; %velocità di rotazione [RPM]
Df=0.1; %diametro fori [m]
fp=0.9; %frazione di area disponibile

r=D/2; %raggio vaglio [m]
omega=2*pi*n/60; %velocità di rotazione [rad/s]
gamma=gamma/360*2*pi; %inclinazione [rad]
alfa=acos(omega^2*r/9.806); %angolo di distacco [rad]

%% numero di impatti

Ni=L/(4*D*cos(alfa)*sin(alfa)^2*tan(gamma));

%% probabilità di cadere nel foro

Po=(1-Dp/Df).^2*fp;

[M,N]=size(Po);

K=zeros(M,N);

for ii=1:N
    if Po(1,ii)>0
        K(:,ii)=Po(:,ii);
    end
    if Po(1,ii)<=0
        break
    end
end

Po=K;
```

Appendice 2

%% indici di separazione

fo=real((1-Po).^Ni).*ff; %matrice di sopravaglio
fu=(1-real((1-Po).^Ni)).*ff; %matrice di sottovaglio

Indice_di_scarto_sovvallo=sum(fo,2)./sum(ff,2);
Indice_di_scarto_sottovaglio=sum(fu,2)./sum(ff,2);

Appendice 3

LOCALIZZAZIONE DEI CEMENTIFICI

Regolamentazioni EU (in particolare la Direttiva 91/156) affermano che la gestione dei rifiuti dovrebbe essere pianificata all'interno dei confini dei cosiddetti bacini ottimizzati, in cui si deve raggiungere l'autosufficienza di smaltimento. Le dimensioni dei bacini ottimizzati dipendono dalla densità abitativa: più è bassa e più devono essere grandi, con il conseguente aumento dei costi logistici. Ecco che diventa interessante scoprire come sono distribuiti i cementifici in Italia e in che contesto territoriale–geografico sono collocati. La tabella a fornisce un resoconto regionale.

Tabella b – Localizzazione dei cementifici in Italia, Aitec 2007.

Regione	Numero Impianti
Abruzzo	3
Basilicata	3
Calabria	4
Campania	4
Emilia-Romagna	9
Friuli Venezia Giulia	4
Lazio	5
Liguria	1
Lombardia	6
Marche	1
Molise	2
Piemonte	10
Puglia	5
Sardegna	4
Sicilia	6
Toscana	7
Trentino-Alto Adige	3
Umbria	3
Veneto	8
Totale	88

Complessivamente ci sono 88 impianti di produzione di cemento, di cui 59 sono a ciclo completo.

**Tabella c – Popolazione in un raggio di 50km nei pressi dei cementifici a ciclo completo.
Per estensione territoriale si intende la superficie dei comuni compresi nel raggio d'interesse.**

Comune	Estensione territoriale	Popolazione	Densità
	[km ²]	[ab.]	[ab./km ²]

Merone (Co)	7.367	6.674.230	905
Calusco d'Adda (BG)	7.861	6.631.279	843
Maddaloni (CE)	6.631	4.900.863	739
Salerno	5.357	3.535.312	659
Colleferro (Rm)	8.215	4.537.785	552
Guidonia Montecelio (RM)	8.002	4.221.378	527
Ternate (Va)	7.170	3.777.644	526
Trieste	989	437.052	441
Caravate (Va)	6.962	2.905.945	417
Isola delle Femmine (PA)	2.981	1.186.620	398
Broni (Pv)	8.071	3.183.186	394
Tavernola Bergamasca (BG)	7.588	2.622.361	345
Monselice (PD)	7.954	2.429.810	305
Augusta (SR)	3.827	1.160.384	303
Trino (VC)	8.221	2.492.593	303
Pederobba (TV)	8.119	2.439.742	300
Este (PD)	8.195	2.399.473	292
Galatina (LE)	3.136	883.196	281
Rezzato (BS)	8.134	2.237.828	275
Fumane (VR)	8.179	2.015.321	246
Calenzano (FI)	8.212	1.997.148	243
Greve in Chianti (FI)	8.395	1.903.615	226
Barletta (BA)	3.978	880.381	221
Taranto	4.407	951.890	216
Pontassieve (FI)	8.410	1.797.447	213
Santarcangelo di Romagna (RN)	5.278	1.123.292	212
San Clemente (CE)	4.617	955.374	206
Pescara	4.419	876.326	198
Piacenza	8.010	1.449.576	180
Vibo Valentia	4.507	747.589	165
Sesto Campano (IS)	7.607	1.200.047	157
Modica/Ragusa	4.123	623.425	151
Vernasca (PC)	5.283	754.497	142
Marcellinara (CZ)	5.643	791.424	140
Scafa (PE)	6.561	907.822	138
Porto Empedocle (AG)	3.812	515.616	135
Guardiaregia (CB)	8.215	1.100.683	134
Casltel Focognano (AR)	7.963	1.062.539	133
Fanna (PD)	8.627	1110.240	129

Riva del Garda (TN)	7.769	945.266	122
Matera	7.077	850.684	120
Travesio (PN)	8.146	975.865	120
Ariano Irpino (AV)	7.945	926.486	117
Ponte nelle Alpi (BL)	7.771	903.653	116
Castelraimondo (MC)	8.008	832.314	104
Samatzai (CA)	7.359	743.109	101
Gubbio (PG)	8.047	806.790	100
Spoletto (PG)	7.940	781.709	98
Calavino (TN)	7.804	709.709	91
Castrovillari (CS)	6.152	507.843	83
Barile (PZ)	7.245	536.053	74
Cagnano Amiterno (AQ)	7.684	524.696	68
Robilante (Cn)	5.968	405.241	68
Borgo San Dalmazzo (Cn)	6.346	430.010	68
Potenza	8.119	471.157	58
Siniscola (NU)	4.100	187.610	46

Nella tabella sopra risultano meno di 59 impianti a ciclo completo poiché sono stati raggruppati i due impianti di Gubbio, i due di Monselice e quello di Ragusa con quello di Modica, data la stretta vicinanza. Nel momento in cui i cementifici sono molto vicini, sono stati considerati, coerentemente con lo scopo di questo studio, lo stesso impianto. E' quindi da precisare che, quando viene menzionato il termine *impianto*, non si intende per forza un unico cementificio.

Analizzando la popolazione in un raggio di 50 km dall'ubicazione dei cementifici e l'estensione territoriale dei comuni racchiusi nell'area corrispondente a tale raggio, si è notato che metà degli impianti (28 dei 56 analizzati) è collocata in aree molto popolate, infatti hanno una densità superiore anche di gran lunga alla media italiana. I restanti complessi sono posizionati in zone che hanno densità intorno alla media e solo due in zone scarsamente abitate (< 50ab./km²): Potenza e Siniscola.

Stringendo il raggio da 50 a 40 e poi a 30 km, le cose rimangono più o meno invariate. Le diverse lunghezze dei raggi, per quanto riguarda la densità abitativa, mettono in luce semplicemente la presenza o meno di un grande centro abitativo.

Dal grafico in figura a delle distanze contrapposte alle densità abitative (in un raggio di 50km) si osserva come, in linea generale, i cementifici siano vicini alle città; quelli più lontani dai grandi centri abitati (più di 100.000 abitanti) sono posizionati in zone scarsamente o mediamente abitate; sono invece 13 i complessi produttivi di clinker, distanti meno di 30 km da una città e posizionati in zone scarsamente abitate (meno di 190 ab./km²). In questi ultimi impianti,

data la loro disposizione geografico-territoriale, sarebbe molto interessante avviare la co-combustione di CDR. Infatti i costi logistici di trasporto non sarebbero di certo la voce di costo preponderante e la bassa densità non giustificerebbe la costruzione di un nuovo impianto dedicato di incenerimento.

Introducendo nell'analisi dati come la potenza pro-capite dell'impianto, risulta molto interessante inviare il CDR soprattutto nei cementifici con un'alta potenza pro-capite e vicini alle città. Infatti una potenza pro-capite alta è indice di una grande richiesta di energia da parte dell'impianto in confronto alle dimensioni del bacino. Solitamente un piccolo agglomerato urbano ha una scarsa produzione di rifiuti e, di conseguenza, non necessita della costruzione di un impianto dedicato di smaltimento/incenerimento. In questo caso, se al suo interno è situato un cementificio di grandi dimensioni (e quindi probabilmente molto "energivoro"), la co-combustione sarebbe una modalità di smaltimento molto adatta.

Il caso di Robilante è lampante: dista meno di 20 km da Cuneo, ha una densità di circa 68 abitanti al km² e ha una potenza pro-capite molto alta (14 GJ/anno - ab.), anche al variare del raggio del bacino "d'influenza"; questo perché passando da 30 a 50km, la popolazione non varia sensibilmente a fronte di una grande potenza del complesso.

Per avere un'idea più concreta del quantitativo energetico precedentemente espresso in GJ/ab.-anno, si consideri la produzione nazionale pro-capite di rifiuti urbani nel 2008, pari a 541 kg/anno-ab., supponendo che a valle della raccolta differenziata rimangano circa il 77% di residui, quindi 417 kg_{RUR}/anno-ab., aventi un PCI di 10 MJ/kg, essi corrisponderebbero a circa 4,17 GJ/ab.-anno.

E' facile notare come Robilante necessiti di un quantitativo energetico pro-capite annuo (per la sola produzione di clinker) tre volte superiore al contenuto energetico dell'RUR prodotto mediamente da un italiano nel 2008.

Altri impianti in cui sarebbe molto interessante effettuare la co-combustione per via della distanza dalla città più vicina minore di 25 km, per la densità abitativa inferiore a 190 ab./km² e per l'alta potenza specifica sarebbero: Porto Empedocle, Borgo San Dalmazzo, Vibo Valentia, Matera, Macellinara, Modica-Ragusa, Piacenza e Scafa.

Dei cementifici citati alcuni applicano già la co-combustione di CDR, come Robilante e altri hanno avuto l'autorizzazione ma non hanno utilizzato CDR: Borgo San Dalmazzo, Marcellinara e Modica/Ragusa.

Appendice 3

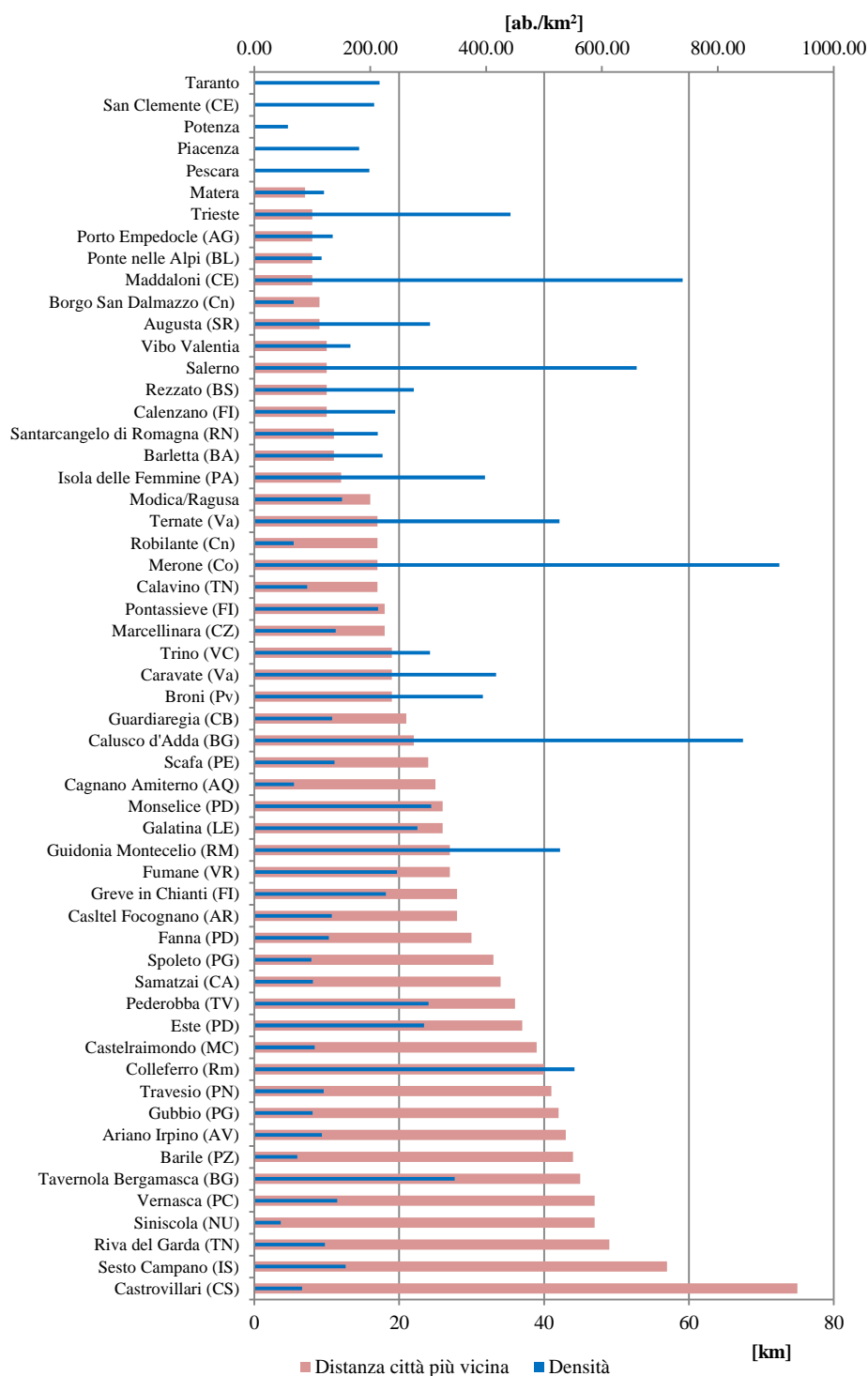


Figura a –Confronto tra distanza dei cementifici dalla città più vicina e densità abitativa in un raggio di 50km

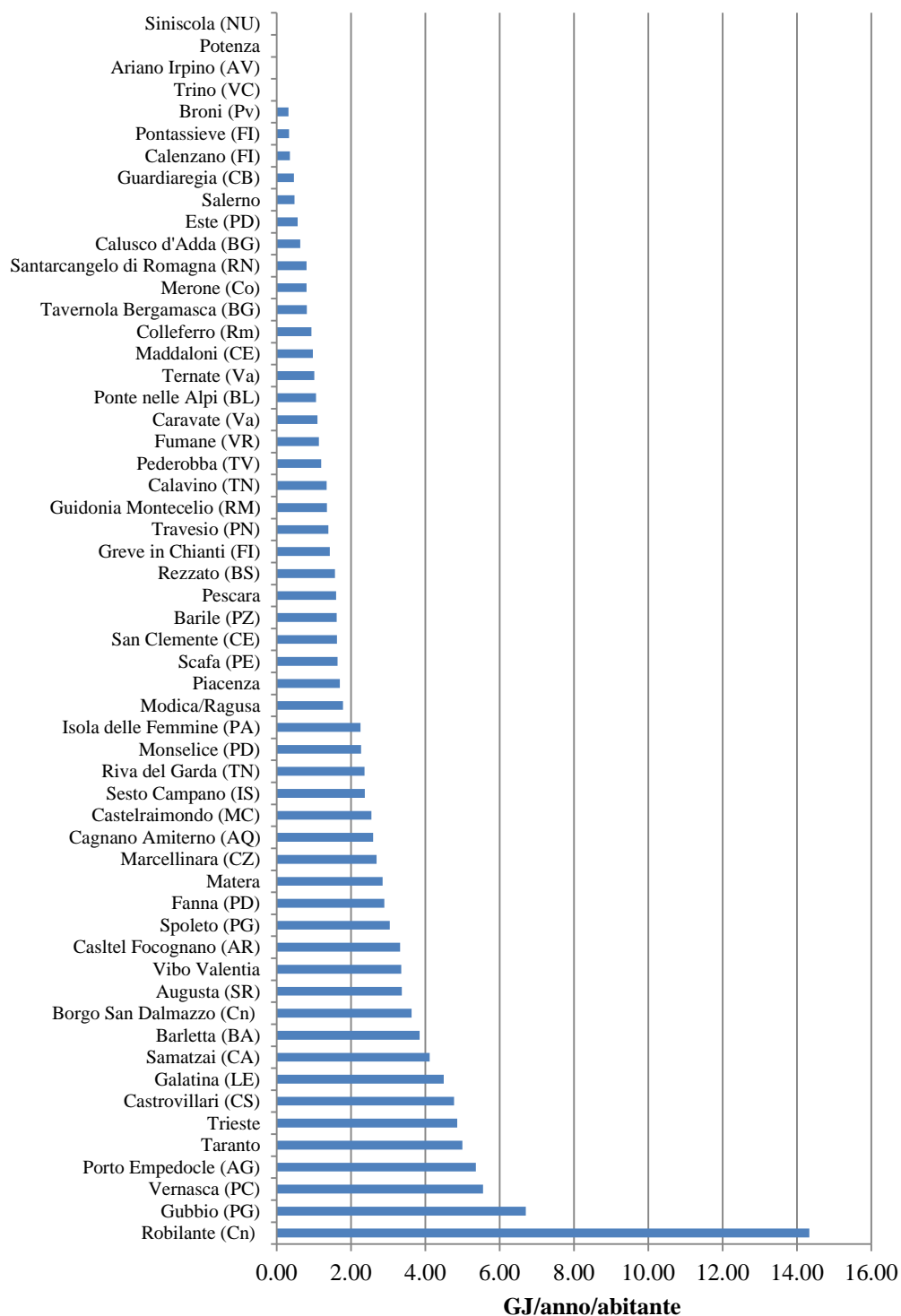


Figura b – “Potenza pro-capite” dei cementifici in un raggio di 50km.

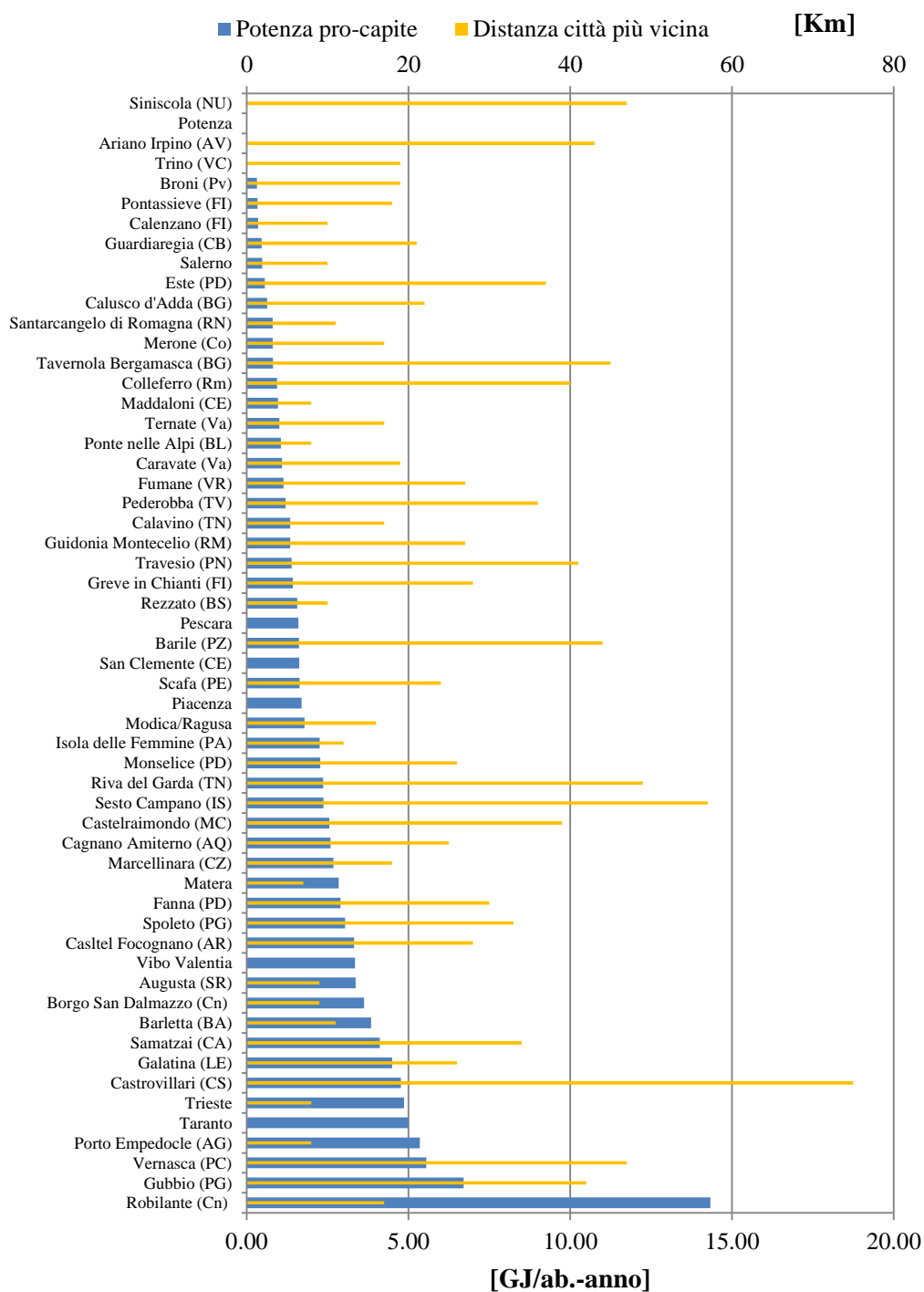


Figura c - Confronto tra distanza dei cementifici dalla città più vicina e “potenza pro-capite” in un raggio di 50km.

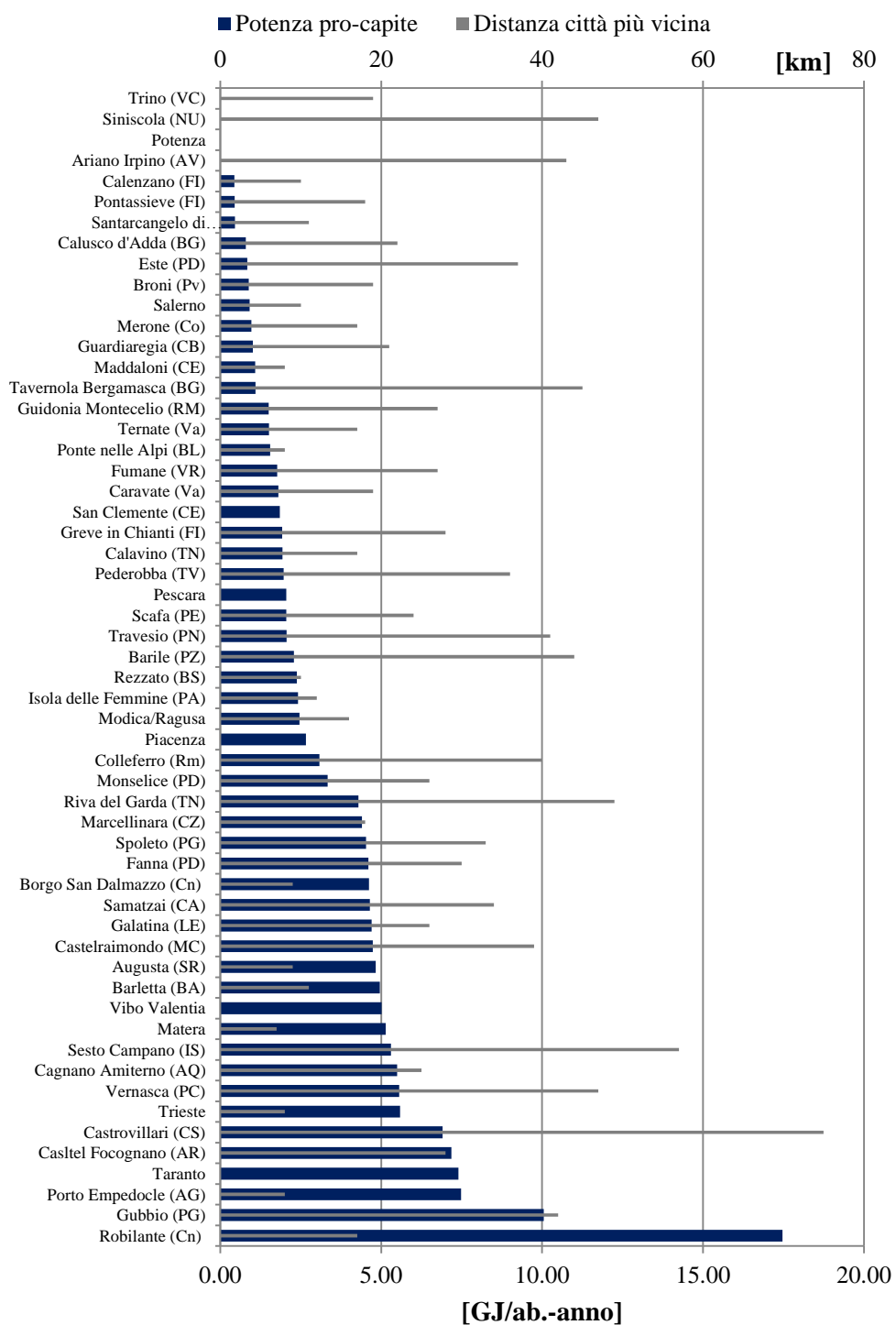


Figura d - Confronto tra distanza dei cementifici dalla città più vicina e “potenza pro-capite” in un raggio di 40km.

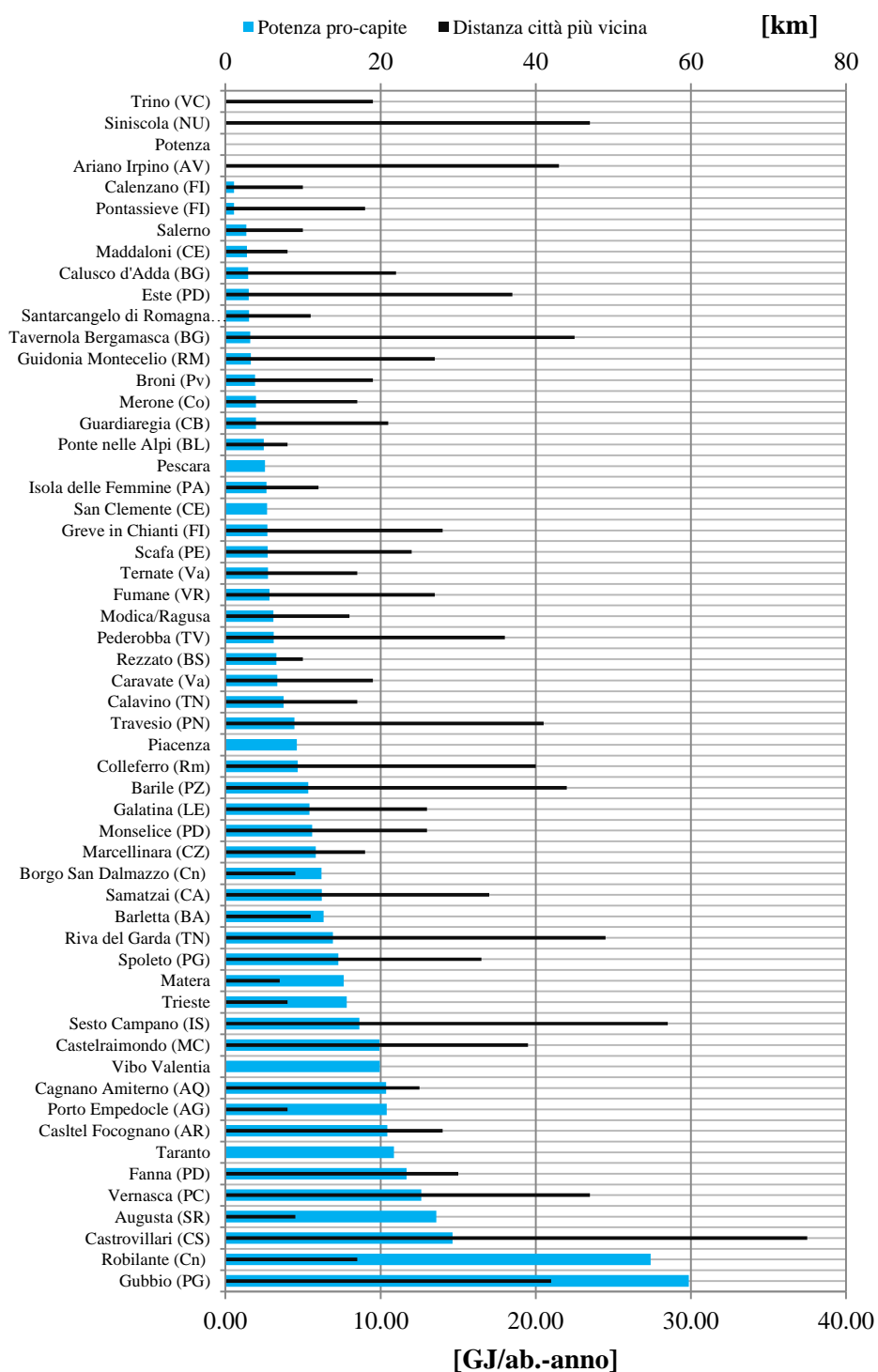


Figura e - Confronto tra distanza dei cementifici dalla città più vicina e potenza “pro-capite” in un raggio di 30km.

Per avere un quadro più chiaro riguardo quali cementifici utilizzano il CDR come combustibile secondario, si rimanda alla tabella c.

Tabella d - Co-combustione di CDR nei cementifici italiani

Località cementificio	Autorizzazione all'utilizzo di CDR	co-combustione
Ariano Irpino (AV)	si	no
Augusta (SR)	no	no
Barile (PZ)	si	no
Barletta (BA)	si	si
Borgo San Dalmazzo (CN)	si	no
Broni (PV)	no	no
Cagnano Amiterno (AQ)	si	no
Calavino (TN)	no	no
Calenzano (FI)	si	no
Calusco d'Adda (BG)	si	si
Caravate (VA)	si	si
Casstel Focognano (AR)	si	si
Castelraimondo (MC)	si	no
Castrovillari (CS)	no	no
Colleferro (RM)	no	no
Este (PD)	no	no
Fanna (PD)	proposta	no
Fumane (VR)	si	si
Galatina (LE)	si	si
Greve in Chianti (FI)	si	si
Guardiaregia (CB)	no	no
Gubbio (PG)	no	no
Guidonia Montecelio (RM)	no	no
Isola delle Femmine (PA)	no	no
Maddaloni (CE)	si	sospeso
Marcellinara (CZ)	si	no
Matera	no	no
Merone (CO)	si	no
Modica/Ragusa	si	no
Monselice (PD)	no	no
Pederobba (TV)	no	no
Pescara	si	si
Piacenza	no	no
Pontassieve (FI)	no	no

Ponte nelle Alpi (BL)	si	si
Porto Empedocle (AG)	no	no
Potenza	no	no
Rezzato (BS)	no	no
Riva del Garda (TN)	si	no
Robilante (CN)	si	si
Salerno	no	no
Samatzai (CA)	no	no
San Clemente (CE)	no	no
Santarcangelo di Romagna (RN)	no	no
Scafa (PE)	no	no
Sesto Campano (IS)	no	no
Siniscola (NU)	no	no
Spoletto (PG)	in progetto	no
Taranto	si	no
Tavernola Bergamasca (BG)	no	no
Ternate (VA)	si	si
Travesio (PN)	si	si
Trieste	no	no
Trino (VC)	no	no
Vernasca (PC)	si	si
Vibo Valentia	in progetto	no

Nella colonna co-combustione si tiene conto del fatto che alcune infrastrutture sono state autorizzate alla co-combustione di CDR, ma per varie ragioni non hanno potuto attuarla.

Una variabile aggiuntiva introducibile può essere sicuramente la distanza tra gli impianti produttori di CDR e i cementifici. Ci si può chiedere se gli apparati in cui si co-incenerisce CDR, o quelli autorizzati, abbiano un complesso nelle vicinanze che produce CDR. E' questo il caso di Barletta, Borgo San Dalmazzo, Calenzano, Calusco D'Adda, Greve, Marcellinara, Robilante e Taranto. La distanza tra l'impianto di CDR e il cementificio è una fattore che influenza mediamente circa l'1% il quantitativo di Tep risparmiate, ma può essere molto significativo nei confronti delle emissioni di CO₂ ed economicamente.

Appendice 4

ESEMPI DI APPLICAZIONI DI BYPASS

Bypass di Retznei

Il caso di Retznei è esemplare poiché ha raggiunto percentuali di sostituzione molto alte. In questo impianto, il filtro del bypass ha una portata massima di 50.000 m³/h, ma funziona a circa 3.700 Nm³/h.

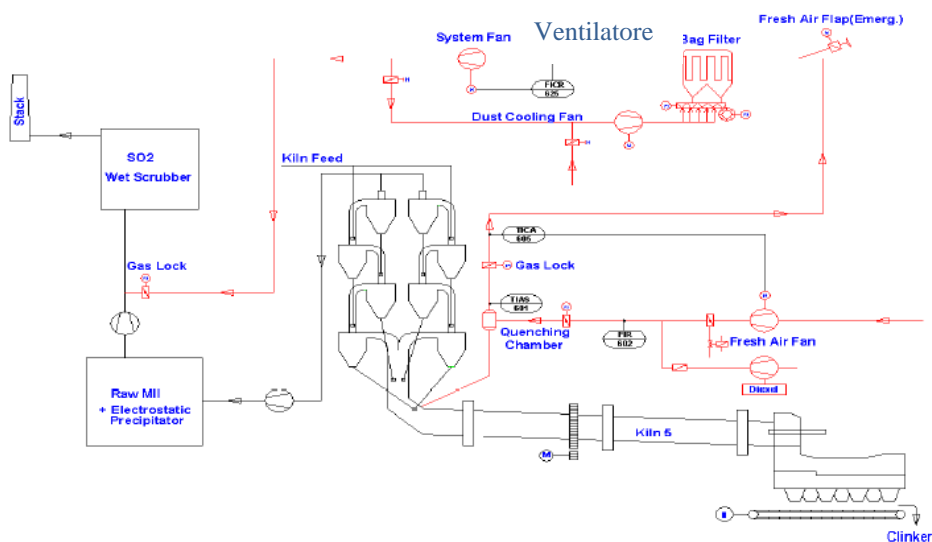


Figura f - Schema di funzionamento del cementificio di Retznei

Questa soluzione ha dimostrato che il contenuto di SO₂ è troppo elevato per uno smaltimento diretto, è quindi necessario passare attraverso un sistema di abbattimento delle SO₂.

Le polveri del bypass (bypass dust, 500 kg/h), senza essere trattate, vengono portate in un silo da 500 m³, per essere stoccate e riutilizzate in base alle esigenze (con particolare attenzione al contenuto di cloro) al fine di avere un cemento con qualità costanti durante tutto l'anno.

Per quanto riguarda il contenuto di cloro nel cemento, la direttiva richiede una percentuale massica di cloro inferiore al 0,1%. Data l'incertezza di analisi si cerca di rimanere al di sotto del 0,05.

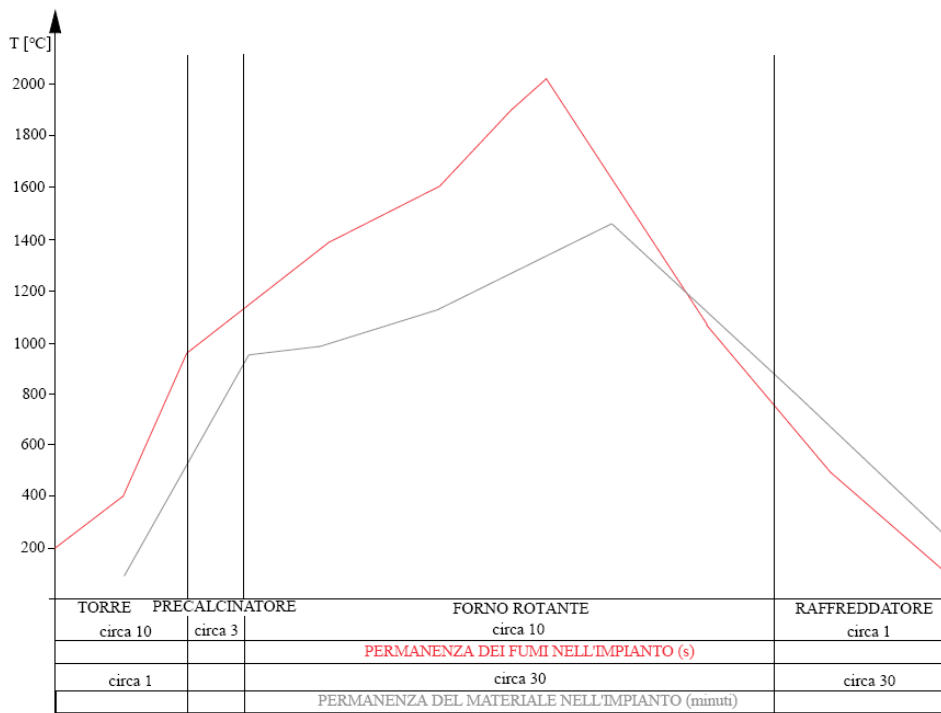
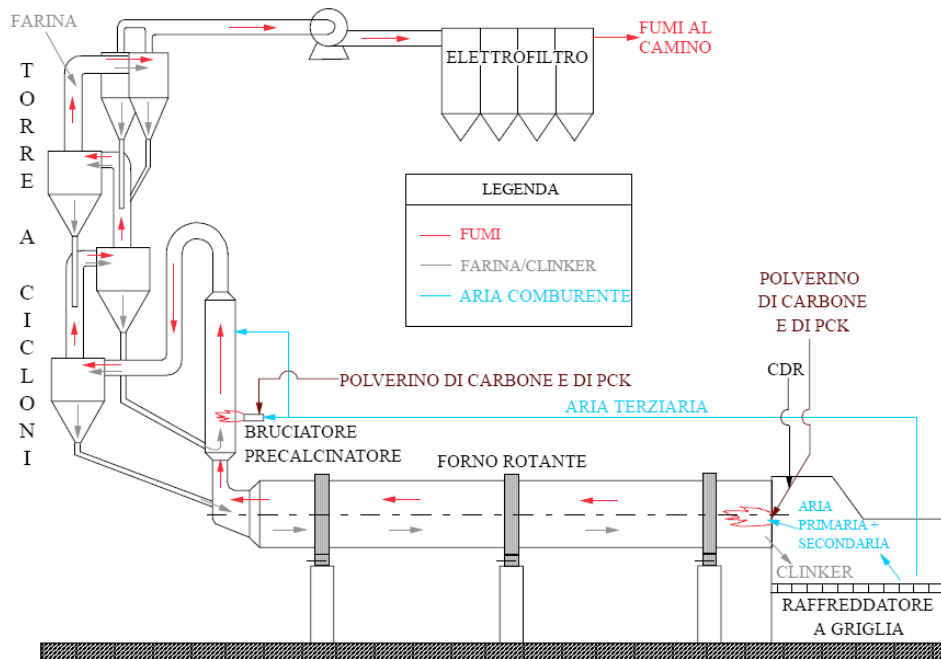


Figura g - Sopra: schema di funzionamento di un cementificio con preriscaldatore, direzione dei diversi flussi di massa. Sotto: temperature tipiche lungo il forno.

Ovviamente il by-pass comporta un aumento delle perdite termiche; si stima [42] che ogni punto percentuale di gas by-passato richieda circa 20-25 kJ/kg di clinker in più, rispetto al normale processo di cottura.

Appendice 5

Tab. 9.60	Name	Location Infrast rct reProcess Unit	Location Infrast rct reProcess Unit	Unit	crude oil, refinery RER 0 kg	Uncertainty Standard deviation5	%	GeneralComment
prod ct	petrol, nleaded, at refinery		RER 0	kg	2.15E-1			IEA statistics
	bit men, at refinery		RER 0	kg	1.05E-3			IEA statistics
	diesel, at refinery		RER 0	kg	1.00E-1			IEA statistics
	light f el oil, at refinery		RER 0	kg	2.89E-1			IEA statistics
	heavy f el oil, at refinery		RER 0	kg	1.75E-1			IEA statistics
	kerosene, at refinery		RER 0	kg	6.68E-2			IEA statistics
	naphtha, at refinery		RER 0	kg	6.79E-2			IEA statistics
	propane/b tane, at refinery		RER 0	kg	2.93E-2			IEA statistics
	refinery gas, at refinery		RER 0	kg	1.17E-1			IEA statistics
	secondary s lph r, at refinery		RER 0	kg	5.53E-3			IEA statistics
	petrole m coke, at refinery		RER 0	kg	2.70E-4			IEA statistics
	electricity, at refinery		RER 0	kWh	2.07E-2			Average of plant data
reso rce, in gro nd	Rheni m, in or de ore, in gro nd		-	kg	8.01E-10	1	1.12	Range for RER refineries, Reformer Catalyst
	Cobalt, in gro nd		-	kg	1.07E-8	1	2.00	Range for RER refineries, Co/Mo Catalyst
reso rce, in water	Water, river		-	m3	7.00E-4	1	1.16	(3,3,1,3,1,4); Average of plant data
	Water, cooling, nspecified nat ral origin		-	m3	4.00E-3	1	1.12	(3,3,1,1,1,na); Average of plant data
technosphere	or de oil, prod ction RU, at long distance transport		RER 0	kg	1.94E-1	1	1.07	(1,1,1,1,1,3); IEA statistics
	or de oil, prod ction RLA, at long distance transport		RER 0	kg	1.19E-2	1	1.07	(1,1,1,1,1,3); IEA statistics
	or de oil, prod ction RME, at long distance transport		RER 0	kg	2.53E-1	1	1.07	(1,1,1,1,1,3); IEA statistics
	or de oil, prod ction RAF, at long distance transport		RER 0	kg	1.08E-1	1	1.07	(1,1,1,1,1,3); IEA statistics
	or de oil, prod ction NG, at long distance transport		RER 0	kg	3.41E-2	1	1.07	(1,1,1,1,1,3); IEA statistics
	or de oil, prod ction NO, at long distance transport		RER 0	kg	2.25E-1	1	1.07	(1,1,1,1,1,3); IEA statistics
	or de oil, prod ction OB, at long distance transport		RER 0	kg	1.80E-1	1	1.07	(1,1,1,1,1,3); IEA statistics
	or de oil, prod ction NL, at long distance transport		RER 0	kg	3.36E-3	1	1.07	(1,1,1,1,1,3); IEA statistics
energy	electricity, medi m voltage, prod ction UCTE, at grid		UCTE 0	kWh	3.71E-2	1	1.10	(2,3,1,3,1,3); Average of plant data
	refinery gas, b med in f mace		RER 0	MJ	2.50E+0	1	1.09	(2,1,1,1,1,3); IPPC European plant data
	heavy f el oil, b med in refinery f mace		RER 0	MJ	8.59E-1	1	1.09	(2,1,1,1,1,3); IPPC European plant data
	refinery gas, b med in flare		GLO 0	MJ	1.01E-1	1	1.34	(3,4,4,3,3,na); Literature
	tap water, at ser		RER 0	kg	1.52E-2	1	1.10	(2,3,1,3,1,3); Average of plant data
chemicals	ammonia, liq id, at regional storeho se		RER 0	kg	2.00E-6	1	1.34	(3,4,4,3,3,na); Literature
	calci m chloride, CaCl2, at plant		RER 0	kg	1.62E-5	1	1.10	(2,3,1,3,1,3); Average of plant data
	chlorine, liq id, prod ction mix, at plant		RER 0	kg	4.20E-5	1	1.14	(2,4,1,3,1,3); Env. reports DE
	chemicals organic, at plant		GLO 0	kg	3.00E-4	1	1.19	(3,4,2,1,1,4); IPPC European plant data
	hydrochloric acid, 30% in H2O, at plant		RER 0	kg	8.90E-5	1	1.14	(2,4,1,3,1,3); Env. reports DE
	iron s lphate, at plant		RER 0	kg	5.00E-5	1	1.34	(3,4,4,3,3,na); Literature, waste water treatment

Appendice 5

<i>petrol, unleaded, at refinery</i>	<i>bitumen, at refinery</i>	<i>diesel, at refinery</i>	<i>light fuel oil, at refinery</i>	<i>heavy fuel oil, at refinery</i>	<i>kerosene, at refinery</i>	<i>naphtha, at refinery</i>	<i>propane/butane, at refinery</i>	<i>refinery gas, at refinery</i>	<i>secondary sulphur, at refinery</i>	<i>petroleum coke, at refinery</i>	<i>electricity, at refinery</i>
kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kWh
1											
	1										
		1									
			1								
				1							
					1						
						1					
							1				
								1			
									1		
										1	
											1
3.8							0.2	1.2			
1		2.5	2.5								
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
0.975	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
0.975	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
0.975	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
0.975	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
0.975	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
0.975	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
0.975	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
0.975	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
1.59	1.11	0.7	0.7	0.9	0.6	1.59	1.41	0.95	1	1.11	0
1.8	0.7	1	1	0.7	1	0.8	1.5	1.5	1.5	1.1	0
1.8	0.7	1	1	0.7	1	0.8	1.5	1.5	1.5	1.1	0
1.8	0.7	1	1	0.7	1	0.8	1.5	1.5	1.5	1.1	0
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
3.8						3.8	0.2	1.2			
3.01E-4	1.80E-03	7.01E-04	7.34E-04	3.01E-4	3.22E-4	6.01E-4	3.01E-4	3.01E-4	3.01E-4	3.01E-4	3.01E-4
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Figura h – Tabella di allocazione del pet-coke ecoinvent. Fonte[60]

Acronimi e nomenclatura

Al	Alluminio
BAT	Best Available Technologies
Bioess	Bioessicato
CDR	Combustibile Derivato da Rifiuto
CED	Cumulative Energy Demand
COV	Composti Organici Volatili
DC	Discarica Controllata
DIAR	Dipartimento di Ingegneria Idraulica, Ambientale e del Rilevamento
Di.Pro.Ve	Department of Plant Production
eq	Equivalenti
FORSU	Frazione Organica del Rifiuto Solido Urbano
FO	Frazione Organica
FOS	Frazione Organica Stabilizzata
GS	Gas–Steam Cycle Simulation Code
GWP 100	Global Warming Potential (100 anni)
IPCC	International Panel on Climate Change
IWMS	Integrated Waste Management Systems
LCA	Life Cycle Assesment
LEAP	Laboratorio Energia Ambiente Piacenza
LF	Letto Fluido
MBT	Mechanical Biological Treatment
MIUR	Ministero Dell’istruzione, Università e Ricerca
MUD	Modello Unico di Dichiarazione ambientale
NGCC	Natural Gas Combined-Cycle
NIMBY	Not In My Back Yard
PCI	Potere Calorifico Inferiore
PCK	Pet-Coke
PCS	Potere Calorifico Superiore
PRIN	Progetti di Ricerca di Interesse Nazionale
RAEE	Rifiuti di Apparecchiature Elettriche ed Elettroniche
R&C	laboratorio di analisi chimiche e microbiologiche
RD	Raccolta Differenziata
RDF	Refuse Derived Fuel
RRD	Residuo da Raccolta Differenziata
RSU	Rifiuto Solido Urbano
RU	Rifiuto Urbano
RUR	Rifiuto Solido Urbano

SV	Solidi Volatili
T	Temperatura
TEC	Termo Energia Calabria
TEP	Tonnellate Equivalenti di Petrolio
TU	Termoutilizzazione
UR	Umidità Relativa
ε	rapporto dei poteri calorifici superiori di SV ossidati e consumati
Φ	MJ da carbone/PCK sostituiti su MJ da CDR che li sostituiscono
ψ	Grado di adiabaticità di un forno

Bibliografia

- [1] E. Decembrini: Approccio modellistico al processo di selezione e separazione dimensionale dei RSU ed applicazione ad un impianto TMB. Tesi di laurea A.A. 2008-2009.
- [2] epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/Waste_statistics
- [3] APAT, rapporto rifiuti 2008.
- [4] Stefano Consonni, Michele Giugliano, Antonio Massarutto, Marco Ragazzi, Cesare Sacconi: Material and energy recovery in integrated waste management systems: project overview and main results, Dalla serie di articoli per il NAWTEC, 2011.
- [5] Special trasporti Ambiente e Logistica, listino prezzi, 2006.
- [6] ISPRA Rapporto rifiuti urbani, 2009.
- [7] Le discariche controllate, Corso di goetecnica nella difesa del territorio.
- [8] M. Centemero, Compost e agricoltura tra presente e futuro, 2005.
(http://www.compost.fareverde.it/upload/compost_guida_agronomi_web.pdf)
- [9] Incenerimento RSU con recupero di energia, Impianti WtE come parte di un sistema integrato per la gestione di RSU, presentazione ppt, www.wte-srl.it.
- [10] M. Giugliano, M. Grosso, La gestione integrata dei rifiuti. Milano, 28-31 Gennaio 2008. Dipartimento di Ingegneria Idraulica, Ambientale, Infrastrutture Viarie, Rilevamento – Sezione Ambientale. Politecnico di Milano.
- [11] ISPRA Rapporto Italia del riciclo 2010.
- [12] M. Bonjean: Problemi della gestione del consenso nella localizzazione degli impianti per la termodistruzione. 18° Salone internazionale Servizi Pubblici e Antinquinamento, 2000 pp. 195-200.
- [13] Massimo De Marchi, Rivista Geografica Italiana, CIX, f.1, pp. 3-38. 2002.
- [14] <http://www.cdca.it>

- [15] Giugliano M., Cernuschi S., Grosso M., Rigamonti L., Material and energy recovery in integrated waste management system: an evaluation based on life cycle assessment. *Waste Manage.* 2011.
- [16] Rigamonti L., Grosso M., Sunseri M. C., Dainese C., Viganò F., Bianchini A., Pellegrini M., Consonni S., Cernuschi S., Giugliano M., Saccani C., Analisi comparativa di percorsi per il recupero di materia e di energia da rifiuti urbani. Proceedings of the SIDISA conference, Florence, Italy, 24-27 June, Paper 446, 2008.
- [17] COREVE, Piano Specifico di Prevenzione periodo 2005-2008, <http://www.coreve.it/>, 2005
- [18] Johannes Kreißig, Alexander Stoffregen, Modelling of thermal waste treatment plants to calculate eco-profiles for the European Reference Life Cycle Data System (ELCD), Final Report, PE International GmbH.
- [19] Composition and content of harmful substances in municipal solid waste Bayer, 2003.
- [20] F. Adani, D. Baido, E. Calcaterra, P. Genevini, The influence of biomass temperature on biostabilization–biodrying of municipal solid waste, *Bioresource Technology* 83, pp. 173–179, 2002.
- [21] Shahram Navaee-Ardeh, François Bertrand, Paul R. Stuart, Key variables analysis of a novel continuous biodrying process for drying mixed sludge *Bioresource Technology* 101, pp. 3379–3387, 2010.
- [22] C.A. Velis, P.J. Longhurst, G.H. Drew, R. Smith, S.J.T. Pollard: Biodrying for mechanical–biological treatment of wastes: A review of process science and engineering. *Bioresource Technology*, 2008.
- [23] E. Smidt, P. Lechner, Study on the degradation and stabilization of organic matter in waste by means of thermal analyses, *Thermochimica Acta* 438, pp. 22–28, 2005.
- [24] Antonio C. Caputo, Pacifico M. Pelagagge, RDF production plants: I Design and costs, *Applied Thermal Engineering* 22, pp. 423–437, 2002.
- [25] Rapporto sulle tecniche di trattamento dei rifiuti urbani in Italia. Allegato A - Dati caratteristici delle tecniche di trattamento adottate. Federambiente (2010).

- [26] POLITECNICO DI MILANO - DIPARTIMENTO DI ENERGETICA: *GS, Gas- Steam Cycle Simulation Code USER MANUAL. Release 3.1.*
- [27] F. Viganò, S. Consonni, M. Ragazzi, E. Rada, A Model To Estimate the Mass and Energy Balances of Bio-drying, Presentazione ppt per il NAWTEC 16-18 Maggio 2011.
- [28] Comunicazione personale con Prof.ssa A. Bonoli.
- [29] R. Renzoni C. Ullrich, S. Belboom, A. Germain: MERCURY IN THE CEMENT INDUSTRY, April 2010, CEMBUREAU – CSI.
- [30] www.aitec-ambiente.org, Linee guida per l'individuazione e l'utilizzazione delle migliori tecniche disponibili, 2004.
- [31] M. Atzei et al., CDR: risorsa ecosostenibile?, presentazione ppt, 2010.
- [32] www.aitec-ambiente.org.
- [33] Giacomo Pinelli: Il coke di petrolio come fonte di energia: valutazione critica. Rassegne scientifiche e tecniche, La rivista dei combustibili, vol. 57, fascicolo 1, pp. 18-35, 2003.
- [34] European Commission Directorate-general for Energy and transport, Unit C3-Coal and Oil, 2009.
- [35] Ministero dell'Economia e dello Sviluppo, Authority 2009.
- [36] www.aitecweb.com
- [37] Draft Technical Guidelines on Co-processing of Hazardous Waste in Cement Kilns, 2009.
- [38] F. Begnis: Bilancio energetico di sistemi con co-combustione di combustibile derivato dai rifiuti (CDR) e combustibili fossili. Tesi di laurea A.A. 2003-2004.
- [39] H. Shoffmann, Gas-Bypass-Anlagen zur Beherrschung von Chlorid-Kreisläufen im Zementwerk, 2003.

- [40] Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape, Guidelines: Disposal of Wastes in Cement Plants, ottobre 2005.
- [41] Cembureau - The European Cement Association. “Best Available Techniques” for the Cement Industry. November 1997 A contribution from the European Cement Industry to the exchange of information and preparation of the IPPC BAT Reference Document for the cement industry.
- [42] G. Genon , E. Brizio: Perspectives and limits for cement kilns as a destination for RDF. Waste Management 28, 2008 pp. 2375–2385.
- [43] Swiss Federal Environmental Protection Agency, Ökoinventare für Verpackungen - Schriftenreihe Umwelt 250, BUWAL250, Bern (Switzerland), 1996.
- [44] ISO (International Standard Organization), Series 14040 - Environmental Management – Life cycle assessment – principles and framework, 2006].
- [45] Klöpffer W., The critical review process according to ISO 14040-43. An analysis of the standards and experiences gained in their application, International Journal of LCA, vol. 10, 98-102, 2005.
- [46] Finkbeiner M., Inaba A., Tan C., Reginald B.H., Christiansen K., Klüppel H., The new international standards for life cycle assessments: ISO 14040 and ISO 14044, International Journal of LCA, vol. 11, 80-85, 2006.
- [47] IPCC (International Panel on Climate Change), Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K., “Guidelines for national greenhouse gas inventories, prepared by the national greenhouse gas inventories programme- N₂O emissions from managed soils and CO₂ emissions from lime and urea application” Volume 4, capitolo 11, IGES, Hayama, Japan, 2006.
- [48] White et al., Integrated Solid Waste Management, a Life Cycle Inventory. Blackie Academic and Professional, London, 1995.
- [49] PRÉ-Consultants, (2007), “SimaPro 7.1”, disponibile alla pagina <http://www.pre.nl>
- [50] Terna S.p.a., dati generali 2009, “Dati Statistici sull'energia elettrica in Italia”.

- [51] G. Cantarella: Studio LCA sui benefici apportati, in termini di impatti ambientali, dalla sostituzione parziale di combustibile fossile convenzionale con CDR nel ciclo di produzione del cemento Portland. Tesi di laurea A.A. 2008-2009.
- [52] Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen: Ökobilanz thermischer Entsorgungssysteme für brennbare Abfälle in Nordrhein-Westfalen, 2007.
- [53] M. Grosso, L. Rigamonti, S. Paoli, G. Teardo: Co-combustione di un CDR in una centrale termoelettrica a carbone: valutazione con approccio del ciclo di vita, 2001.
- [54] L. Rigamonti, M. Grosso: Riciclo dei rifiuti, Analisi del ciclo di vita dei materiali di imballaggio.2009.
- [55] S. Consonni et al: Bilancio ambientale, energetico ed economico del recupero di energia da rifiuti urbani mediante produzione di CDR e co-combustione in impianti non dedicati, Relazione finale – Volume I, Co-combustione in impianti non dedicati contratto di ricerca finanziato da Federambiente, Roma, 30.07.2005.
- [56] <http://www.springerlink.com/content/>
- [57] Duccio Bianchi, Il riciclo eco-efficiente: uno scenario al 2020, Ambienteitalia 2005.
- [58] M. Spielmann, C. Bauer, R. Dones, M. Tuchschnid,ecoinvent report No. 14, Transport Services Data v2.0, 2007.
- [59] M. Giugliano, S. Cernuschi, M. Grosso, L. Rigamonti Material And Energy Recovery In Integrated Waste Management System. Part E: an Evaluation Based on Life Cycle Assessment, 2011.
- [60] N. Jungbluth, M. Spielmann, R. Dones, T. Heck, M. F. Emmenegger, R. Frischknecht,ecoinvent report No. 4, Erdöl, Datenbestand v2.0, 2007.