

STUDIO DI UN SISTEMA DI GESTIONE DEL RIFIUTO URBANO RESIDUO: MODELLIZZAZIONE DELLA DISCARICA BIOREATTORE E ANALISI LCA

Stefano Dellavedova^{1,*}, Mario Grosso¹, Lucia Rigamonti¹, Sergio Scotti²

¹ Politecnico di Milano, Dipartimento di Ingegneria Civile ed Ambientale, Milano.

²A2A Ambiente, Gussago.

Sommario – Lo studio descrive le prestazioni di un sistema di recupero energetico dai rifiuti urbani residui, basato sulla produzione di un Combustibile Solido Secondario (CSS) da sfruttare tramite co-combustione nel forno di un cementificio. Il CSS è prodotto in un impianto di trattamento meccanico-biologico a singolo flusso in cui la bio-essiccazione dei rifiuti è seguita da una fase di raffinazione meccanica al fine di soddisfare i requisiti di qualità dei forni per la produzione del cemento. La peculiarità di questo impianto TMB è che i residui di processo vengono smaltiti in una discarica adiacente, gestita non il modo tradizionale ma come bioreattore, in cui il biogas prodotto viene sfruttato per la produzione di energia elettrica. Viene presentato quindi il bilancio di massa ed energia dettagliato del sistema sulla base dei dati operativi dell'impianto di uno specifico anno (2013), seguito dai risultati dell'analisi del ciclo di vita (LCA) i quali dimostrano che il sistema è efficiente sia dal punto di vista energetico che da quello ambientale, con la maggior parte degli impatti che vengono più che compensati dal risparmio di materiali e di energia. Ruolo importante nel determinare tale risultato è la sostituzione parziale del petcoke nel forno del cementificio, sia in termini di emissioni di CO₂ fossile sia in termini di impatti evitati del suo ciclo di vita, il quale tiene conto anche del trasporto transoceanico. Per verificare la robustezza dei risultati, vengono effettuate due analisi di sensitività sull'efficienza di captazione del biogas in discarica e sul mix energetico elettrico evitato grazie allo sfruttamento del biogas stesso.

Parole chiave: TMB, discarica bioreattore, co-combustione, CSS, cementificio.

CASE STUDY OF A RESIDUAL WASTE MANAGEMENT SYSTEM: MODELLING OF THE BIOREACTOR LANDFILL AND LIFE CYCLE ASSESSMENT

Abstract – The paper describes the performances of the energy recovery pathway from the residual waste based on the production of a Solid Recovered Fuel (SRF) to be exploited via co-combustion in cement kiln. The SRF is produced in a single stream Mechanical-Biological Treatment plant where bio-drying of the waste is followed by mechanical refining in order to fulfil the quality requirements by the cement kilns. Peculiar of this plant MBT is the fact that disposal of sorting residues are dispose in a nearby landfill, managed according to a bioreactor approach, where landfill gas is collected for electric energy recovery. A detailed

mass and energy balance of the system is presented based on one year (2013) operational data, followed by its Life Cycle Assessment Results show that the system is energetically and environmentally effective, with most of the impacts being more than compensated by the savings of materials and energy. Major role in determining such outcome is the displacement of petcoke in the cement kiln, both in terms of its fossil CO₂ emissions and of its life cycle impacts, including the trans-oceanic transport. To check the robustness of the results, two sensitivity analyses are performed on the landfill gas collection efficiency and on the avoided electric energy mix.

Keywords: MBT, bioreactor landfill, co-combustion, SRF, cement kiln.

Ricevuto il 22-6-2015. Modifiche sostanziali richieste il 28-10-2015. Accettazione il 4-11-2016.

1. INTRODUZIONE

Il dibattito sul recupero di energia dai rifiuti urbani residui (RUR) è dominato da due scuole di pensiero: l'uso di impianti dedicati (Waste to Energy) per la produzione di energia elettrica e/o calore e l'utilizzo di impianti industriali esistenti (cementifici o centrali elettriche) in cui il rifiuto può essere usato come fonte di energia in sostituzione parziale ai combustibili fossili tradizionali. In questo contesto, la tecnologia del trattamento meccanico biologico (TMB) risulta essere la terza scelta a causa del suo potenziale ruolo di pretrattamento dei rifiuti residui. Un'ulteriore approfondimento viene generalmente effettuato per valutare l'effettiva necessità di una tale fase intermedia, in particolare quando la destinazione finale dei rifiuti è un impianto dedicato WTE. Il lavoro si basa su precedenti esperienze di studi comparativi basati sull'analisi di tipo LCA, volti a indirizzare i decisori verso la migliore scelta ambientale ed energetica. Consonni et al., (2005a e 2005b) hanno analizzato quattro differenti schemi di gestione dei rifiuti urbani residui, nei quali il diretto incenerimento negli impianti WTE è stato comparato con tre tipologie diverse di impianti TMB che trasformano il rifiuto solo in una frazione essiccata o invece in un combustibile solido secondario (CSS). In tutti i casi il recupero energeti-

* Per contatti: Cascina Darsena, 27010 Gussago (Pv).
E-mail: stefano.dellavedova89@gmail.com.

co avviene in un impianto WTE dedicato, ovviamente differente in termini di tipologia di combustione in accordo con le caratteristiche dei rifiuti bruciati. Sia i forni a griglia sia i letti combustori fluidificati sono stati inclusi nell'analisi.

Negli ultimi anni Rigamonti et al. (2012) hanno condotto uno studio LCA riguardante la più importante esperienza italiana di produzione e co-combustione del CSS in una centrale termoelettrica a carbone. Questo sistema è stato comparato con la diretta combustione del rifiuto urbano residuo in un impianto WTE dedicato, nel quale in modo molto ambizioso ma realistico sono state assunte le migliori performance di recupero energetico. Mentre simili esperienze di co-combustione del CSS sono state difficilmente replicate in Italia, principalmente a causa della quota relativamente bassa del carbone nel mix di produzione di energia elettrica (che è dominato da gas naturale e da una splendida crescita delle fonti rinnovabili), l'opzione più diffusa rimane l'utilizzo dei cementifici (Del Borghi et al., 2009). E questo nonostante si sia osservata una significativa riduzione della produzione di cemento in seguito alla crisi economica (secondo AITEC, 2012 il mercato del cemento in Italia si è dimezzato negli ultimi sei anni) e all'opposizione sistematica da parte di comitati locali di cittadini verso qualsiasi iniziativa di co-combustione dei rifiuti, preoccupati per i possibili effetti sulla salute.

Tra gli studi dedicati alla valutazione dell'utilizzo del CSS nei forni dei cementifici, si riporta quello di Genon e Brizio (2008), i quali hanno valutato il suo impatto positivo sulla riduzione dei gas serra. Hanno inoltre dimostrato che l'andamento della concentrazione della maggior parte degli inquinanti prodotti dalla combustione non viene influenzata dall'utilizzo del CSS e dal suo livello di sostituzione. D'altra parte, Del Borghi et al. (2009) analizzarono una serie di dati provenienti da 73 forni per cemento in Italia e riscontrarono una generale diminuzione dei valori di NO_x, SO₂, gran parte dei metalli pesanti e PAH durante la co-combustione con combustibili alternativi rispetto al funzionamento di base. Concentrazioni più elevate sono state osservate solo per il COT (carbonio organico totale).

Helftewes et al. (2012) hanno analizzato le emissioni di gas serra (GHG) provenienti dal trattamento dei rifiuti industriali e commerciali considerando cinque diverse composizioni dei rifiuti in base allo specifico settore di produzione e quattro differenti scenari di trattamento in Germania. I loro risultati hanno mostrato che la percentuale più alta di risparmio di GHG può essere realizzata in

ciascuno dei settori industriali analizzati se il CSS viene prodotto per essere co-incenerito nei forni da cemento. Reza et al. (2013) hanno studiato gli impatti e i benefici ambientali e i costi/benefici economici della produzione di CSS a partire dai rifiuti urbani, e il suo utilizzo come combustibile alternativo in due forni da cemento nell'area metropolitana di Vancouver. La loro ricerca ha confermato che la produzione di CSS e il suo utilizzo nei forni da cemento è una soluzione sostenibile sia dal punto di vista ambientale sia da quello economico. Garg et al. (2009) e Cimpan e Wenzel (2013) hanno riscontrato che la co-combustione in forni da cemento del CSS produce risultati favorevoli rispetto ad altre vie di recupero dell'energia. In particolare Garg et al. (2009) attraverso l'utilizzo di accurati bilanci di massa ed energia, di un'analisi dei rischi semi-quantitativa, di una valutazione ambientale e di una valutazione finanziaria hanno dimostrato che la co-combustione del CSS in sostituzione del carbone nei forni dei cementifici è l'opzione ottimale tra quattro diversi scenari di co-combustione. I bassi rischi tecnologici e la buona esperienza degli operatori dei cementifici nella gestione dei combustibili derivanti dai rifiuti sono stati considerati come ulteriori condizioni favorevoli. Cimpan e Wenzel (2013) hanno applicato il bilancio energetico del ciclo di vita per valutare il ruolo delle tecnologie TMB nel contesto attuale del recupero energetico dei rifiuti residui, con particolare attenzione all'utilizzo del CSS in impianti WTE dedicati. Oltre a trovare una buona ragione per l'implementazione degli impianti TMB nel sistema di gestione dei rifiuti, a differenza del caso dei termovalorizzatori dedicati, per cui il pre-trattamento è soltanto raramente necessario, viene sottolineato che le ceneri contenute nel CSS possono essere incorporate nel clinker e quindi potrebbero sostituire altre materie prime minerali, come il calcare, la sabbia e in parte i minerali del ferro.

Le indicazioni trovate nella letteratura possono quindi essere riassunte nelle seguenti considerazioni:

- La produzione di un combustibile solido secondario (CSS) negli impianti TMB è l'opzione preferita quando gli impianti industriali idonei per la sua co-combustione sono disponibili a una distanza ragionevole, e quando si ha come principale obiettivo la riduzione delle emissioni dei gas serra.
- Tali impianti, che comprendono cementifici e centrali elettriche a carbone, devono essere strutture all'avanguardia, dotate delle migliori tecniche disponibili (BAT) in particolare per quanto riguarda le tecnologie per la depurazione dei fumi e per lo svolgimento di una ottimale combustione.

- Potrebbero sorgere alcune preoccupazioni per gli inquinanti per i quali le tecniche di abbattimento installate negli impianti industriali, non sono efficaci come quelli installati negli impianti tradizionali Waste-to-Energy; si tratta principalmente delle sostanze altamente volatili come il mercurio, le diossine e furani. Il loro aumento potenziale in regime di co-combustione deve essere attentamente valutato in misura comparativa fra condizioni di funzionamento base e in co-combustione.
- L'efficienza energetica e ambientale derivante dal recupero di elettricità e calore negli impianti di termovalorizzazione è fortemente influenzata dall'efficienza di produzione dell'energia elettrica e termica, in particolare quando viene messa in comparazione con gli impianti di co-combustione del CSS.

La presente ricerca è dedicata a valutare uno specifico caso di studio in cui si ha la produzione di CSS a partire dai rifiuti urbani residui, il quale viene poi inviato a co-combustione in un cementificio alimentato con petcoke. La particolarità di tale valutazione rispetto agli studi precedenti è che l'impianto TMB è accoppiato con una discarica, in cui vengono depositati i residui di produzione del CSS, gestita non in modo tradizionale ma come bioreattore, il quale consente di ottenere un migliore rendimento del processo di degradazione anaerobica e una più alta (e più veloce) resa di produzione di biogas (Reinhart et al., 1996; Benson et al., 2007).

2. MATERIALI E METODI

2.1. Descrizione del sistema

Nel sistema analizzato, ci si è concentrati sul rifiuto urbano residuo raccolto nella provincia di Cuneo, caratterizzata da un buon livello di separazione; nel 2013 infatti, sono state prodotte 261.092 t di rifiuti (441 kg/ab) di cui 131.340 t indifferenziati (222 kg/ab) e 129.752 t provenienti dalla frazione differenziata (219 kg/ab). La percentuale di raccolta differenziata, effettuata con un sistema porta a porta, si assesta quindi al 49,7%; la composizione del rifiuto residuo che ne scaturisce è riportata in Tabella 1. Esso viene conferito ad un impianto TMB operante a flusso unico (Consonni et al., 2005a).

Ciò significa che, secondo lo schema riportato in Figura 1, dopo una prima fase di triturazione, l'intera massa viene sottoposta al processo di bioessiccazione condotto in condizioni aerobiche con aerazione forzata per 12-15 giorni. La perdita di peso pari mediamente al 26%, deriva principalmente dall'ac-

Tabella 1 – *Composizione media del rifiuto urbano residuo raccolto e trattato all'impianto TMB nel 2013 (dato basato su quattro campioni stagionali)*

Frazione merceologica	% in peso
Carta e cartone	18 ± 7
Plastica	35 ± 9
Organico putrescibile	4 ± 2,5
Metalli (ferrosi + non ferrosi)	6 ± 3
Legno e tessili	11 ± 6
Sottovaglio (<20mm)	26 ± 10

qua evaporata grazie al calore rilasciato dal processo biologico. Inoltre le frazioni organiche più putrescibili (rifiuti organici e circa l'80% del sottovaglio) vengono degradate producendo anidride carbonica, acqua, calore, nuova biomassa microbica e composti organici volatili in tracce. Il calore liberato innalza la temperatura all'interno della vasca di bioessiccazione fino a circa 55-60°C, garantendo così anche un buon livello di igienizzazione. La corrente gassosa insufflata dal pavimento forato su cui poggiano i rifiuti disposti in cumuli, viene aspirata e trattata in un biofiltro costituito da un letto di torba e ramaglia naturale che, attraverso la selezione di ceppi batterici autoctoni, ossida le molecole odorogene, i COV (Composti Organici Volatili) e l'ammoniaca consentendo buoni standard di depurazione. Alla fine del ciclo di bioessiccazione si ottiene dunque un materiale di pezzatura omogenea e ridotta con un contenuto di acqua significativamente inferiore al 20% e dalla elevata stabilità biologica. Esso viene inviato alla sezione di raffinazione meccanica, finalizzata alla produzione di un CSS di alta qualità e idoneo all'utilizzo nei forni del cementificio. In questa fase, vengono rimossi i metalli ferrosi e non ferrosi insieme alla plastica clorurata (PVC), grazie ad un sensore ottico operante nello spettro infrarosso vicino (NIR). I residui della sezione di raffinazione sono conferiti in una discarica, adiacente all'impianto TMB, gestita come bioreattore, consentendo rispetto a una di tipo tradizionale, di avere una produzione di biogas controllata tramite il ricircolo del percolato prodotto che permette la riattivazione biologica degli scarti (Figura 2).

I rifiuti sono posizionati in singole celle da 120.000 m³ fino al raggiungimento dell'altezza finale; nel frattempo vengono realizzati i pozzi di estrazione del biogas, che sono collegati al sistema di drenaggio del percolato sul fondo della cella. La cella viene poi sigillata con un telo in HDPE in modo che possa essere attivata tramite l'inie-

zione del percolato finché non viene raggiunto il contenuto di acqua ottimale (> 35%). Questo permette un avvio improvviso del processo di degradazione anaerobica. Va ricordato che il materiale di scarto disposto in discarica deriva da un precedente processo di degradazione aerobica, che lo rende più stabile e non soggetto a degrado apprezzabile durante il periodo di tempo precedente

alla sua riattivazione. Il percolato viene ricircolato con un rateo variabile, fra i 10 e i 70 m³ al giorno, seguendo uno schema open-loop regolato dal contenuto di acqua presente in discarica. Il biogas prodotto viene captato e, dopo essere stato depurato in un filtro a carboni attivi, inviato a combustione in appositi motori per la produzione di energia elettrica.

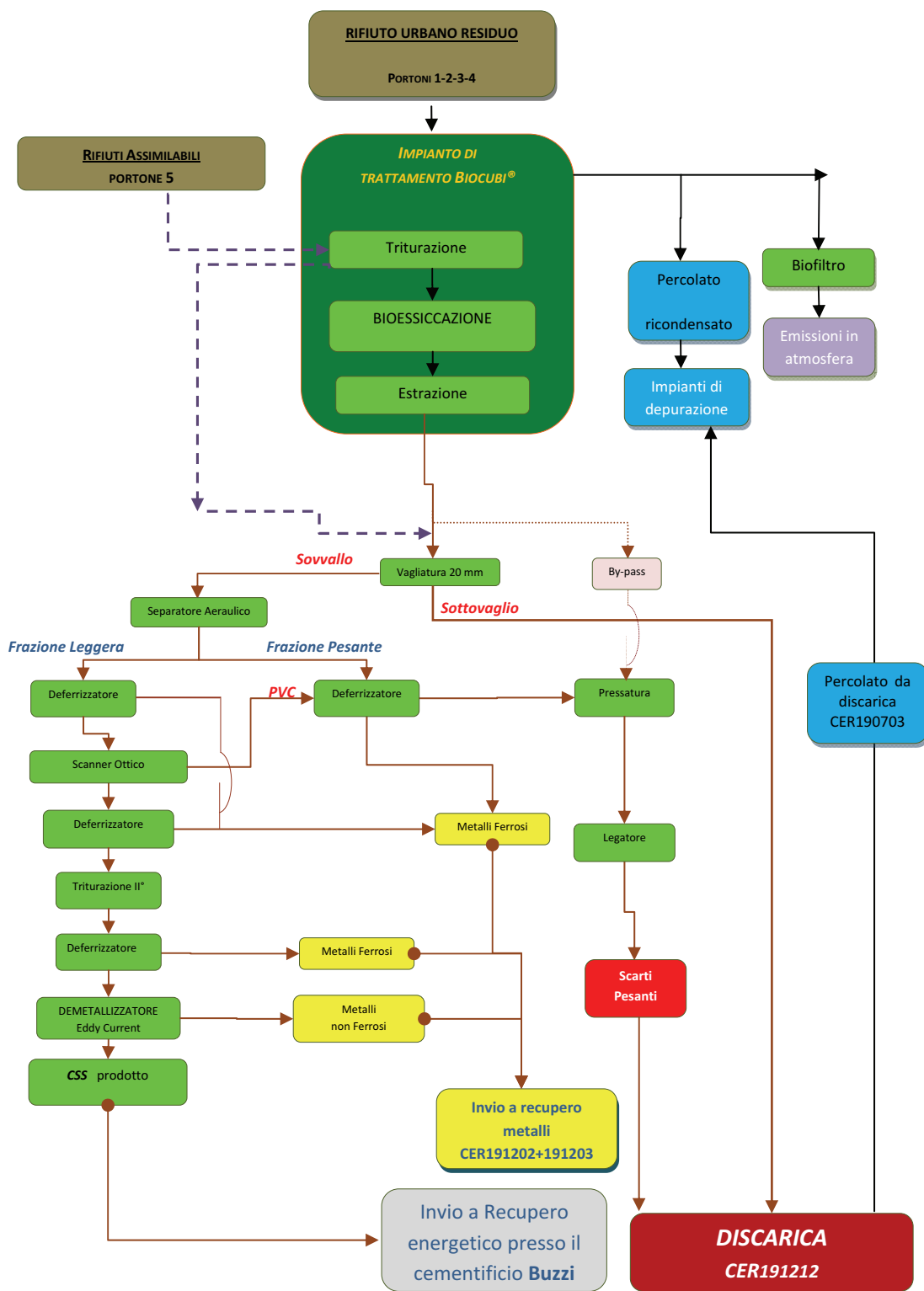


Figura 1 – Schema dell'impianto TMB

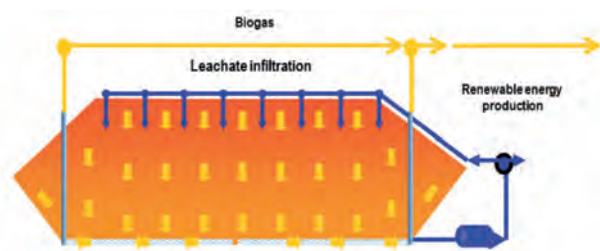


Figura 2 – Schema di funzionamento della discarica bioreattore

Tabella 2 – Caratteristiche medie del CSS prodotto nell'anno 2013 (basato su 12 campioni mensili)

Parametro	Unità di misura	Valore
Umidità	%	12,46 ± 2,94
P.C.I.	<i>kJ/kg</i>	19985 ± 1436
C	%	54 ± 2,2
C _{biogenico}	%	26 ± 3,7
Ceneri	% (s.s.)	14,13 ± 1,14
As	<i>mg/kg (s.s.)</i>	< 0,54
Cd + Hg	<i>mg/kg (s.s.)</i>	0,67 ± 0,14
Cl	%	0,56 ± 0,11
Cr	<i>mg/kg (s.s.)</i>	53,45 ± 10,31
Cu (solubile)	<i>mg/kg (s.s.)</i>	12,00 ± 3,31
Mn	<i>mg/kg (s.s.)</i>	115,2 ± 39,9
Ni	<i>mg/kg (s.s.)</i>	15,03 ± 4,8
Pb (volatile)	<i>mg/kg (s.s.)</i>	9,92 ± 7,24
S	%	0,17 ± 0,03

^a s.s.: sostanza secca.
^b P.C.I.: Potere Calorifico Inferiore.

I metalli ferrosi e non ferrosi separati durante la fase di raffinazione vengono trasportati ad appositi impianti per il loro riciclo, mentre il CSS prodotto, le cui caratteristiche sono riportate in Tabella 2, è inviato a co-combustione in un cementificio in sostituzione parziale al petcoke. Il forno del cementificio è equipaggiato con ciclone pre-riscaldatore e precalcinatore, dotato di un bypass degli alcali per consentire un alto tasso di sostituzione termica con combustibili secondari che contengono una certa quantità di cloro (come lo è il CSS). L'urea è usata per controllare le emissioni degli NO_x attraverso la tecnologia della riduzione selettiva non catalitica (SNCR), mentre la depolverazione dei fumi viene effettuata con un filtro in tessuto.

2.2. Scopo e obiettivi dell'analisi LCA

L'obiettivo della presente analisi LCA è quello di valutare le prestazioni ambientali ed energetiche del trattamento applicato ai rifiuti urbani residui

raccolti in una parte della Provincia di Cuneo (Nord-Ovest dell'Italia) e conferiti all'impianto TMB situato nel comune di Villafalletto.

I confini del sistema comprendono tutte le unità di processo descritte in Figura 3, così come il trasporto del CSS dall'impianto TMB al cementificio, dei metalli agli impianti di riciclo e del percolato di discarica prodotto in eccesso all'impianto di trattamento delle acque reflue. Si è assunta l'ipotesi "zero burden", ovvero di assenza di carichi ambientali associati alla "vita precedente" del rifiuto (Ekvall et al., 2007), il che significa che il rifiuto residuo non apporta alcun impatto negativo sull'ambiente nel momento in cui varca il cancello dell'impianto TMB, mentre i problemi di multifunzionalità sono stati risolti mediante l'espansione dei confini del sistema per includere i benefici derivanti dal riciclo dei metalli e dei prodotti evitati come il petcoke e l'energia elettrica (CE JRC-IES, 2010; Finnveden et al., 2009); quest'ultima in sostituzione del mix locale produttivo, ricostruito partendo dai dati resi noti dal gestore della rete (Tabella 3). È stata eseguita poi l'analisi di sensitività per capire l'influenza del mix di produzione utilizzato per modellizzare l'energia elettrica evitata sui risultati (vedi Sezione 3.2).

L'unità funzionale scelta è il trattamento di una tonnellata di rifiuti residui conferiti all'impianto TMB. Tutti i dati di ingresso/uscita si riferiscono all'anno 2013, con la sola eccezione dell'energia elettrica prodotta dal biogas di discarica. Questa è in realtà originata dalla quantità di residui prodotti dal TMB e stoccati in discarica nel 2013, ma sarà prodotta durante un periodo di tempo più lungo, in base alla cinetica di degradazione anaerobica. Una stima di tale lasso temporale è parte del presente studio, ed è stata riportata nella sezione 2.3.2.

Tabella 3 – Mix produttivo elettrico medio della Regione Piemonte usato per la sostituzione dell'energia elettrica prodotta dal recupero del biogas (Terna, 2013)

Fonte energetica	
Carbone	9,05%
Gas naturale (Ciclo combinato)	22,52%
Olio combustibile	1,09%
Gas di sintesi industriale	5,62%
Idroelettrico	22,05%
Eolico	0,07%
Fotovoltaico	4,17%
Biomasse (motori cogenerativi)	3,75%
Import dalla Svizzera	21,17%
Import dalla Francia	10,52%

La valutazione degli impatti del ciclo di vita è stata effettuata seguendo il metodo di caratterizzazione "ILCD 2011 Midpoint" (European Commission, 2012), integrato dal "Cumulative energy demand"(CED) (Hischier et al., 2010). Per eseguire i calcoli è stato utilizzato il software SimaPro 8, per tutti i processi in cui dati primari non erano disponibili è stato utilizzato il database Ecoinvent v.2.

2.3. Analisi di inventario

2.3.1. Bilancio di massa ed energia

La Figura 3 riporta il bilancio di massa ed energia dell'intero sistema, inclusi i prodotti e l'energia evitata, basato sui dati operativi dell'anno 2013, forniti dai gestori degli impianti coinvolti.

Questi sono i principali input/output utilizzati per la valutazione del ciclo di vita del sistema in esame. I dati primari, derivanti dalla contabilità ufficiale fornita dai gestori, sono stati utilizzati per la maggior parte dei processi principali, e soprattutto per il bilancio di massa ed energia dell'impianto TMB, così come per le emissioni in atmosfera dal biofiltro e per i materiali usati nella sua costruzione (ferro e cemento). Lo stesso vale per la costruzione e il funzionamento della discarica bioreattore, per le emissioni in atmosfera del motore per il

recupero del biogas e il consumo di reagenti chimici. I dati sul chilometraggio dei trasporti si sono basati sulle distanze effettive tra l'impianto TMB e le differenti destinazioni per il CSS, i materiali riciclabili e i residui di processo.

2.3.2. Produzione di biogas nella discarica bioreattore

La valutazione della produzione effettiva del biogas da parte degli scarti prodotti dall'impianto TMB e stoccati nella discarica bioreattore ha richiesto una valutazione dettagliata a causa dello sfasamento temporale tra il loro deposito e la derivante produzione di biogas. È stato quindi necessario stimare la durata del periodo temporale di effettiva degradazione, e conseguente produzione di biogas, dei residui stoccati nell'anno 2013.

Per i relativi calcoli è stato utilizzato il modello Landgem (US EPA, 2005), in cui la capacità potenziale di generazione del metano (L_0) è stata posta uguale a $70 \text{ Nm}^3/\text{t}$, valore derivato da una prova sul Potenziale Biochimico di Produzione del Metano (BMP) effettuata su un campione di rifiuti prelevato direttamente dalla discarica in questione, ed in linea con il range riportato da Cho et al. (2012). La costante cinetica k invece è stata stimata osservando quale curva ottenuta dal modello Landgem al variare di k fra $0,1$ e $0,3 \text{ anni}^{-1}$ (Kim,

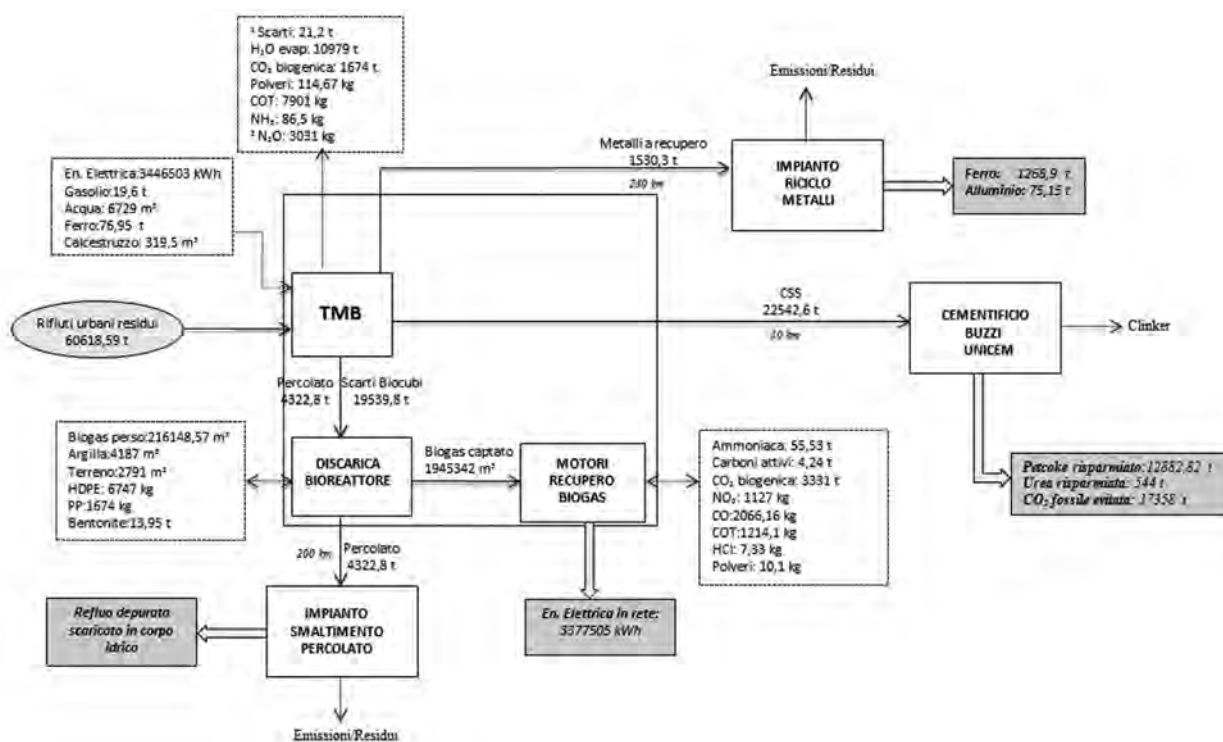


Figura 3 – Bilancio di massa e di energia dell'intero sistema (anno 2013). Sono incluse anche le distanze dei trasporti. ¹Non considerati nell'analisi LCA a causa della mancanza di dati sul loro fine vita. ²Non sono un dato primario ma derivato da Clemens and Cuhls (2003), che individuano $50 \text{ gN}_2\text{O}/\text{t}$ per un periodo di bioessiccazione pari a due settimane

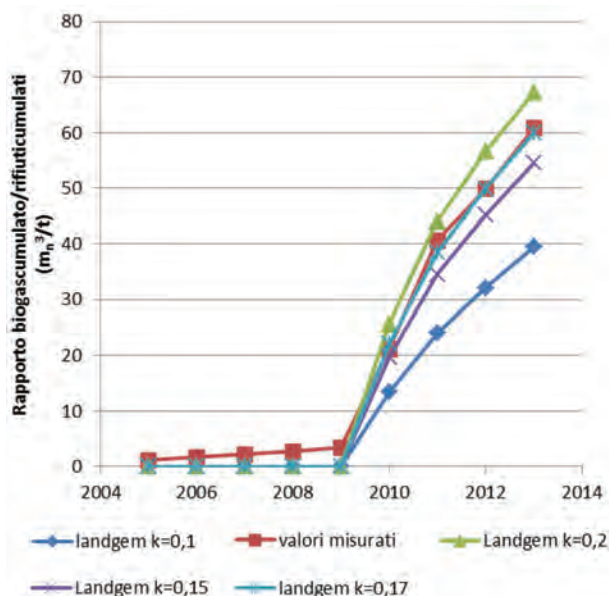


Figura 4 – Simulazioni con il modello Landgem per la stima del parametro k . Nota: i “valori misurati” utilizzati per costruire il grafico sono stati forniti direttamente dal gestore della discarica e derivano dalle misurazioni di portata sui collettori di aspirazione del biogas prodotto, effettuate annualmente da quando la discarica è stata avviata

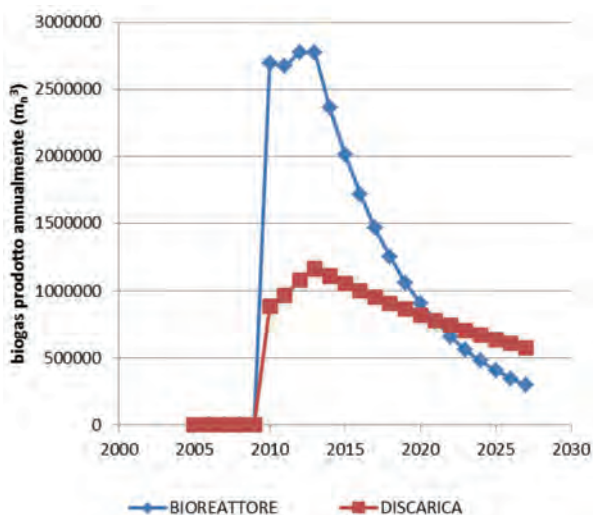


Figura 5 – Andamento della produzione annuale di biogas per la discarica tradizionale e quella bioreattore

Townsend, 2012) approssimasse meglio quella costituita dai dati reali. Dalla Figura 4 si evince che usando $k=0,17$ anni⁻¹ la simulazione con il modello Landgem descrive praticamente lo stesso andamento della curva dei dati misurati.

Dalla Figura 5 si osserva come nell’anno 2021 la produzione di biogas del bioreattore sia equivalente a quella della discarica tradizionale, il cui k è pari a $0,05$ anni⁻¹ (Kim, Townsend, 2012), per poi essere inferiore negli anni successivi. Si assume quindi che i rifiuti abbancati nel 2013 dopo 8 anni si siano quasi del tutto disattivati; dai risultati numerici della simulazione inoltre risulta un tasso di produzione (m_n^3/t) in drastico calo e prossimo allo zero negli anni successivi. Tali risultati sono in linea con quelli riportati da Reinhart e Al-Yousfi (1996) e Benson et al. (2007).

Tramite la simulazione con Landgem del bioreattore con $k=0,17$ anni⁻¹ si calcola che gli scarti riattivati lungo la loro vita attiva di 8 anni producono $110,62 m_n^3/t$ di biogas. In linea con i risultati di Špokas et al. (2006), l’efficienza di captazione del biogas è stata assunta pari al 90%, mentre il restante 10% viene rilasciato direttamente in atmosfera. Questo valore è stato successivamente sottoposto ad una analisi della sensibilità (vedi Sezione 3.2). Del biogas raccolto, circa lo 0,8% è sta-

to bruciato in torcia. Essendo il PCI (Potere Calorifico Inferiore) medio del biogas pari a circa $18000 kJ/m^3$ e il rendimento dei motori del 35 %, si ottiene una produzione elettrica di $193 kWh_{el}/t_{scarti}$. L’ammoniaca è utilizzata per l’abbattimento degli NO_x nei fumi di combustione del biogas in uscita dai motori, che viene effettuato con un sistema di riduzione selettiva catalitica (SCR).

Si può notare che su base annua, la quantità di energia elettrica prodotta dal biogas ottenuto dalla degradazione degli scarti in discarica ($3377 MWh$) è molto simile al consumo di energia per il funzionamento dell’impianto TMB stesso ($3446 MWh$). Ovviamente le tempistiche del consumo e della produzione di energia sono completamente diverse perché il consumo di elettricità ha effettivamente luogo in un anno, mentre la produzione è dilazionata negli otto anni seguenti; tuttavia quando viene raggiunto il funzionamento a regime (come nel caso dell’impianto analizzato), possiamo affermare che la produzione di biogas consente un quasi completo auto-sostentamento energetico dell’impianto TMB.

2.3.2. La co-combustione del CSS in cementificio

Gli effetti dell’utilizzo del CSS in regime di co-combustione nel forno del cementificio sono mostrati in Figura 6. Il PCI del petcoke è di $34 MJ/kg$ mentre quello del CSS è di $19 MJ/kg$; inoltre è stata considerata una percentuale di sostituzione calorica del 26,5%. I risparmi si ottengono in termini di emissioni di CO_2 fossile evitata, grazie al minor contenuto di carbonio fossile presente nel CSS

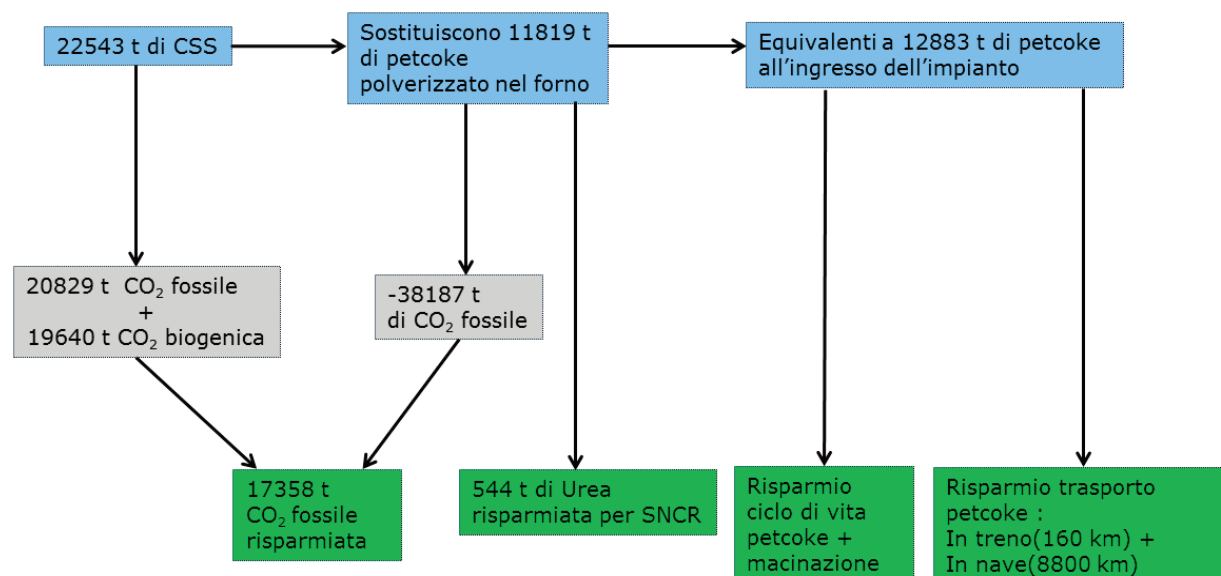


Figura 6 – Effetto dell'utilizzo del CSS al 26,5% di sostituzione calorica nel forno del cementificio. Nota: la differenza fra il petcoke all'ingresso dell'impianto e quello polverizzato alimentato al forno è dovuto alla fase di macinazione nella quale si ha una perdita in massa di circa il 9% (principalmente umidità)

rispetto a quello nel petcoke (28% vs 87%), al ciclo di vita e al trasporto del petcoke (via nave dagli Usa al porto di Savona e successivamente su treno fino al cementificio) e dell'urea utilizzata per l'abbattimento degli NOx nel forno. La co-combustione del CSS ha infatti un ben noto effetto positivo sulla formazione di NOx, in quanto causa l'abbassamento della temperatura di fiamma nel forno (Del Borghi et al., 2009); in questa situazione specifica, e sulla base dell'analisi dei dati operativi dell'impianto con e senza utilizzo del CSS, questo beneficio non si riflette in una emissione di NOx inferiore durante la co-combustione, ma piuttosto in una diminuzione del tasso di alimentazione dell'urea necessaria per mantenere la stessa concentrazione in uscita. Un'analisi simile è stata effettuata anche per gli altri inquinanti atmosferici, misurati sia durante il funzionamento in bianco (solo petcoke) sia in regime di co-combustione; si è riscontrato che l'andamento delle concentrazioni non è direttamente correlato al variare del tasso di sostituzione termica del petcoke con il CSS. Ciò è in linea con i molti risultati presenti attualmente in letteratura riportati nella parte introduttiva. Per questo motivo si è deciso di trascurare nell'analisi LCA il delta emissivo degli inquinanti concentrandosi solo sui prodotti evitati e sul conseguente bilancio della CO₂, calcolato tramite l'analisi differenziale fra il regime di funzionamento “in bianco” e il regime di co-combustione.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

3.1. Risultati complessivi e analisi dei contributi

La Tabella 4 riporta i risultati dell'analisi LCA dell'intero sistema, mentre la Figura 7 mostra i contributi di ogni singolo processo. La maggior parte degli indicatori sono di segno negativo, il che si-

Tabella 4 – Risultati analisi LCA dell'intero sistema riferiti all'unità funzionale (1 t di rifiuto residuo conferito all'impianto)

Categoria d'impatto	Unità di misura	
Cambiamento climatico	kg CO _{2eq}	-423
Distruzione fascia di ozono	kg CFC11 _{eq}	-0,00011
Tossicità umana, cancerogena	CTUh	8,37E-05
Tossicità umana, non cancerogena	CTUh	-1,49E-05
Materiale particolato	kg PM _{2,5eq}	-0,18
Formazione fotochimica di ozono	kgNMVOC _{eq}	-1,09
Acidificazione	molc H ⁺ _{eq}	-2,34
Eutrofizzazione terrestre	molc N _{eq}	-3,36
Eutrofizzazione acqua dolce	kg P _{eq}	-0,06
Eutrofizzazione marina	kg N _{eq}	-0,27
Ecotossicità acqua dolce	CTUe	714
Uso del suolo	kg C deficit	-2974
Esaurimento risorse idriche	m ³ water _{eq}	-0,47
Esaurimento risorse minerali, fossili e rinnovabili	kg Sb _{eq}	-0,003
Impatto energetico totale	MJ	-14248

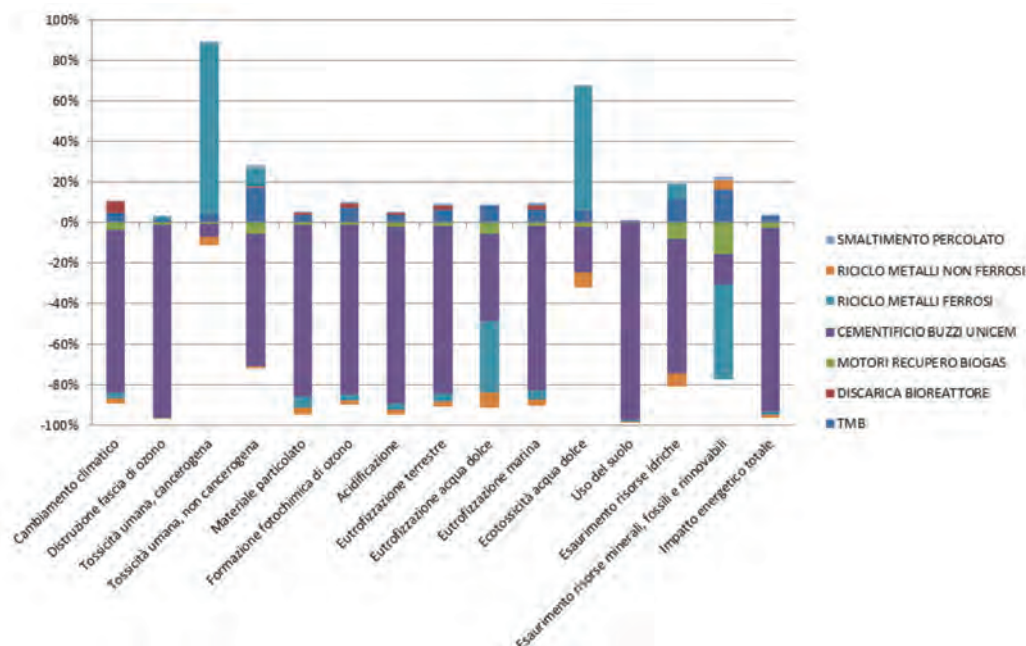


Figura 7 – Contributo percentuale delle unità di processo del sistema sul risultato totale

gnifica che per queste categorie si manifesta un impatto evitato, in quanto i risparmi sono superiori agli impatti, mentre i risultati con segno positivo sono riferiti agli indicatori della tossicità umana (con effetti cancerogeni) e per l'ecotossicità dell'acqua dolce. Per entrambi gli indicatori, il contributo di segno positivo è dovuto alla fase di recupero e riciclo dei metalli ferrosi, in particolare per le emissioni nel comparto acqua di cromo VI dalle scorie discarica (Nessi et al., 2014). Questo è un problema noto e dibattuto all'interno della comunità LCA (Dong et al., 2014); infatti ulteriori studi sono attualmente in corso per una migliore

comprensione del fenomeno e per l'esistenza di eventuali distorsioni.

Dalla Figura 7 si nota come il contributo percentuale principale per quasi tutti gli indicatori sia da attribuire al cementificio, grazie al notevole risparmio di combustibile fossile e delle relative emissioni ottenuti grazie alla co-combustione del CSS. La ripartizione più dettagliata degli impatti dell'unità di processo relativa al cementificio (Figura 8) mostra che le emissioni evitate dal ciclo di vita del petcoke risparmiato sono quelle con il peso maggiore sul risultato, seguite dal trasporto trans-oceanico del CSS. Anche il contributo del-

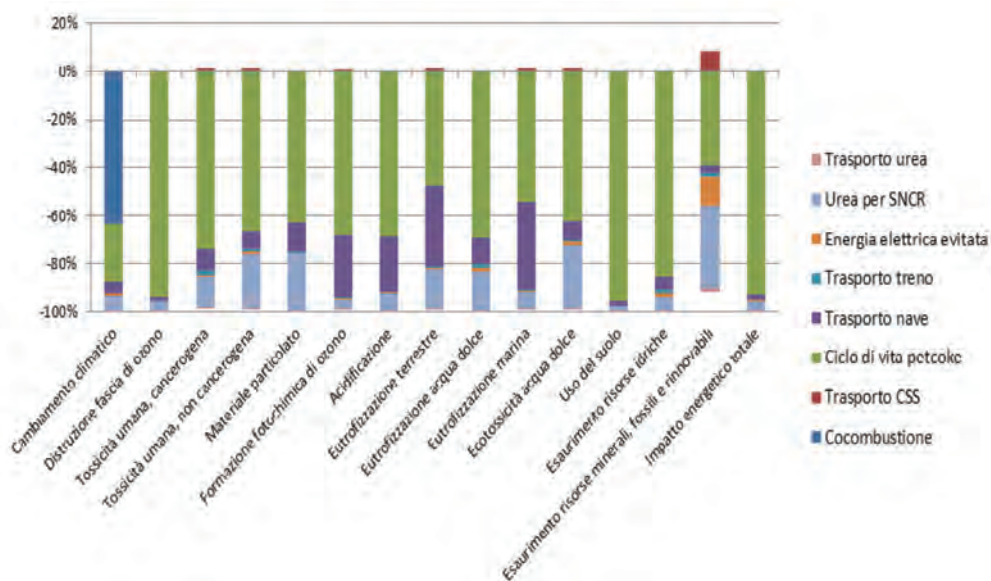


Figura 8 – Ripartizione degli impatti nell'unità di processo relativa al cementificio

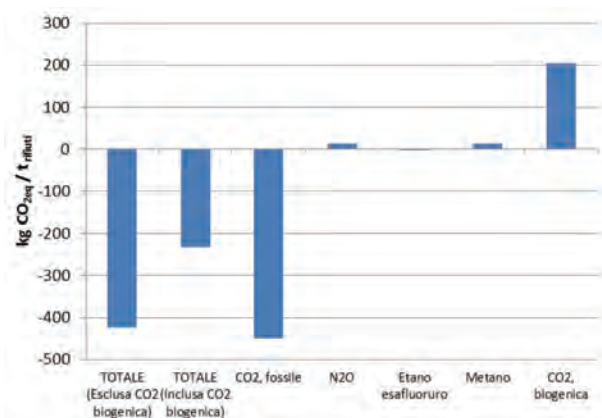


Figura 9 – Contributi dei diversi inquinanti sull'indicatore del cambiamento climatico (per la CO₂ biogenica si considera GWP=0)

l'unità di recupero dei metalli ferrosi separati dall'impianto TMB assume un peso rilevante, non solo con un contributo positivo come discusso in precedenza, ma anche con un valore di segno negativo sia per l'eutrofizzazione sia per l'esaurimento delle risorse idriche. Il riciclo dei metalli non ferrosi invece ha un contributo di segno negativo per quasi tutte le categorie di impatto.

Gli impatti derivanti dal funzionamento dell'impianto TMB sono apprezzabili solo per la tossicità umana (con effetti non cancerogeni) e per l'esaurimento delle risorse, mentre la discarica bioreattore gioca un ruolo più marginale. Il suo contributo è apprezzabile solo per l'indicatore del cambiamento climatico a causa della, seppur modesta, quantità di biogas sfuggito dalla discarica e rilasciata direttamente nell'atmosfera. D'altra parte il recupero energetico del biogas prodotto dalla discarica può essere apprezzato come un contributo di segno negativo soprattutto negli indicatori di esaurimento delle risorse.

La ripartizione delle diverse sostanze inquinanti che contribuiscono al cambiamento climatico è illustrata in Figura 9, da cui si evince che la CO₂ fossile risparmiata è di gran lunga l'elemento caratterizzante di questo indicatore, mentre il metano emesso in atmosfera ma soprattutto l'N₂O e l'etano esafluoruro non incidono in maniera rilevante sul risultato. La gran parte della anidride carbonica risparmiata è da imputare alla co-combustione del CSS in cementificio che consente di evitare sia le emissioni di CO₂ fossile al camino sia quelle derivanti dal ciclo di vita e dal trasporto del petcoke e dell'urea. La CO₂ emessa nella fase di bioessiccazione, dalla discarica bioreattore, dai motori per il recupero del biogas e dalla combustione della frazione di biomassa contenuta nel CSS è di

tipo biogenico e quindi non incide sul cambiamento climatico in quanto il suo fattore di caratterizzazione è pari a zero; per ogni tonnellata di rifiuto urbano residuo trattato, il sistema lungo tutta la sua filiera ne emette un totale di 205 kg CO₂ bio. La gestione della discarica in modalità bioreattore permette inoltre di minimizzare la dispersione del metano in atmosfera riducendo così il relativo impatto sul global warming.

3.2. Analisi di sensitività

Sulla base dei risultati emersi finora, si è reputato necessario sottoporre due parametri del sistema ad analisi di sensitività, per valutare se e quanto una loro variazione possa cambiare in modo sensibile gli impatti complessivi. I due parametri scelti sono l'efficienza di captazione del biogas nella discarica bioreattore e il mix produttivo dell'energia elettrica evitata.

Il parametro più incerto della valutazione appena effettuata è sicuramente l'efficienza di raccolta del biogas; infatti il valore utilizzato nella LCA (il 90% del biogas prodotto), deriva da un'ipotesi suggerita dal gestore dell'impianto e confermata dalla letteratura per tale tipo di discarica (Špokas et al., 2006). Nonostante tale livello di captazione può essere effettivamente raggiunto in uno stato a regime, non si possono escludere delle perdite più elevate soprattutto in caso di una gestione non ottimale della discarica. Barlaz et al. (2009) suggeriscono una efficienza del 75% per la raccolta del biogas in una discarica gestita come bioreattore, che è il valore con il quale è stata condotta l'analisi di sensitività in questione. Questo dato sembra trovare conferma anche in relazione a quello individuato da Scheutz et al. (2011) per le discariche tradizionali (efficienza del 50%).

Un'efficienza di raccolta inferiore significa un aumento del rilascio di metano nell'atmosfera e una conseguente diminuzione di produzione di energia elettrica dai motori.

La sensitività sull'energia elettrica evitata è stata condotta perché la scelta del mix energetico medio nel caso di sistemi come quello in esame è uno dei temi più dibattuti all'interno della comunità LCA. Nell'analisi di sensitività, l'elettricità evitata è stata quindi modellata come l'energia elettrica marginale nel nord Italia. Secondo Rigamonti et al. (2013), questo corrisponde all'energia elettrica prodotta da una centrale a ciclo combinato alimentata con gas naturale.

I risultati delle due analisi di sensitività sono riportati in Tabella 5. La diminuzione dell'efficien-

Tabella 5 – Risultati delle due analisi di sensitività effettuate e variazioni rispetto al sistema

Categoria d'impatto	Unità di misura	Sensitività efficienza captazione biogas	Sensitività mix produttivo energia evitata
Cambiamento climatico	kg CO _{2eq}	-389 (+8%)	-452 (-6,9%)
Distruzione fascia di ozono	kgCFC-11 _{eq}	-0,00011 (+0,2%)	-0,00011 (+0,2%)
Tossicità umana, cancerogena	CTUh	8,38E-05 (+0,1%)	8,41E-05 (-0,4%)
Tossicità umana, non cancerogena	CTUh	-1,45E-05 (+2,3%)	-1,33E-05 (+12,1%)
Materiale particolato	kg PM _{2,5eq}	-0,18 (+0,3%)	-0,18 (+0,9%)
Formazione fotochimica di ozono	kgNMVOC _{eq}	-1,072 (+1,9%)	-1,11 (-1,9%)
Acidificazione	molc H ⁺ _{eq}	-2,33 (+0,5%)	-2,33 (+0,7%)
Eutrofizzazione terrestre	molc N _{eq}	-3,335 (+0,8%)	-3,41 (-1,5%)
Eutrofizzazione acqua dolce	kg P _{eq}	-0,059 (+1,2%)	-0,055 (+7,6%)
Eutrofizzazione marina	kg N _{eq}	-0,277 (+0,4%)	-0,28 (-1,6%)
Ecotossicità acqua dolce	CTUe	722 (+1,1%)	753,07 (+5,1%)
Uso del suolo	kg C deficit	-2972 (+0,1%)	-2993,83 (-0,6%)
Esaurimento risorse idriche	m ³ water _{eq}	-0,465 (+2,2%)	-0,43 (+9,9%)
Esaurimento risorse minerali, fossili e rinnovabili	kg Sb _{eq}	-0,0028 (+5%)	-0,0021 (+30,8%)
Impatto energetico totale	MJ	-14182 (+0,5%)	-13853 (+2,9%)

za di raccolta del biogas in discarica ha un impatto non trascurabile sui cambiamenti climatici, come del resto ci si poteva aspettare, che è dell'ordine dell'8% rispetto allo scenario iniziale. Tutte le altre categorie di impatto manifestano delle variazioni inferiori al 5%. Applicando l'energia marginale basata sulle centrali a gas naturale per modellizzare l'energia evitata si ottiene un quadro più variegato, in cui alcuni indicatori peggiorano mentre su altri si osserva una variazione migliorativa. Tuttavia, concentrandosi su variazioni superiori al 10%, peggiorano solo gli indicatori della tossicità umana non cancerogena e dell'esaurimento delle risorse, mantenendo comunque un generale valore negativo.

4. CONCLUSIONI

La ricerca presentata nel documento è stato dedicato alla valutazione energetica e ambientale di un caso di studio riguardante la produzione di CSS da rifiuti urbani residui e della sua co-combustione nella fornace di un cementificio alimentato con petcoke. Il CSS è stato prodotto in un impianto TMB a flusso unico (bio-essiccazione seguita da raffinazione meccanica), in cui i residui di processo vengono conferiti in una discarica adiacente gestita come bioreattore, che consente una produzione di biogas più veloce e più stabile.

Dai risultati ottenuti tramite l'analisi LCA e dai confronti effettuati con alcune filiere di trattamento analoghe, il sistema in oggetto si è dimostrato ef-

ficiente sia dal punto di vista energetico sia da quello ambientale grazie al fatto che la maggior parte degli impatti risultano essere più che compensati dai benefici legati alle sostituzioni di materia ed energia. Il punto di forza di questo sistema di gestione del rifiuto è sicuramente il cementificio, in cui il CSS prodotto sostituisce parzialmente nel processo di co-combustione il petcoke, evitando in questo modo gli impatti legati al suo ciclo di vita e al rilascio del carbonio fossile presente in questo combustibile. Questa unità è fondamentale in una filiera simile, in quanto gli impatti provocati dal trattamento meccanico biologico del rifiuto non troverebbero giustificazione in mancanza di un impianto adatto al co-incenerimento del CSS ottenuto. Anche la fase di riciclo dei metalli separati dal TMB consente di ottenere un discreto numero di impatti evitati tranne per le categorie di tossicità, i cui risultati sembrano però essere condizionati dall'incertezza dei fattori di caratterizzazione di alcuni metalli pesanti che tendono a sovrastimare, in maniera cautelativa, il valore finale dei relativi indicatori. La discarica gestita in modalità bioreattore, attraverso il recupero energetico del biogas prodotto grazie alla riattivazione degli scarti del TMB, permette di mitigare l'impatto provocato dalle emissioni di metano contenuto nella quota parte di biogas che sfugge alla rete di captazione. Inoltre, grazie proprio al recupero energetico del biogas captato dalla discarica bioreattore, il funzionamento del TMB può raggiungere una situazione di regime stazionario in cui l'elettricità prodotta so-

stiene l'autoconsumo dell'impianto stesso. Tale approccio è risultato valido ed efficace tanto che potrebbe essere replicato in contesti territoriali, normativi e logistici paragonabili a quello analizzato in questo studio.

5. RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Aitec, (2012). Sustainability report 2012 (available on www.aitecweb.com).
- Barlaz, M.A., Chanton, J.P., Green, R.B., (2009). Controls on landfill gas collection efficiency: instantaneous and lifetime performance. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 59 (12), 1399-1404.
- Benson, C.H., Barlaz, M.A., Lane, D.T., Rawe, J.M., (2007). Practice review of five bioreactor/recirculation landfills. *Waste Manage.* 27 (1), 13-29.
- Cho, Moon, Kim, (2012). Effect of quantity and composition of waste on the prediction of annual methane potential from landfills. *Bioresour. Technol.* 109, 86-92.
- Cimpan, C., Wenzel, H., (2013). Energy implications of mechanical and mechanical-biological treatment compared to direct waste-to-energy. *Waste Manage.* 33, 1648-1658.
- Clemens, J., Cuhls, C., (2003). Greenhouse gas emissions from mechanical and biological waste treatment of municipal waste. *Environ. Technol.* 24 (6), 745-754.
- Consonni, S., Giugliano, M., Grosso, M., (2005a). Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste: Part B: emission and cost estimates. *Waste Manage.* 25, 137-148.
- Consonni, S., Giugliano, M., Grosso, M., (2005b). Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste: Part A: mass and energy balances. *Waste Manage.* 25, 123-135.
- Del Borghi, M., Strazza, C., Del Borghi, A., (2009). Utilizzo di combustibili alternativi nei forni da cemento. Influenza sulle emissioni atmosferiche: l'esperienza italiana. *La Rivista dei Combustibili* 63, 27-40.
- Dong, Y., Gandhi, N., Hauschild, M.Z., (2014). Development of comparative toxicity potentials of 14 cationic metals in freshwater. *Chemosphere* 112, 26-33.
- Ekvall, T., Assefa, G., Bjorklund, A., Erikson, O., Finnveden, G., (2007). What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. *Waste Manage.* 27, 989-996.
- European Commission, (2012). Product Environmental Footprint (PEF) Guide. Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, H08 Sustainability Assessment Unit.
- European Commission, JRC (Joint Research Center), (IES) Institute for Environment and Sustainability (Eds.), (2010). ILCD Handbook: General Guide for Life Cycle Assessment and Detailed Guidance. Available at: <http://ict.jrc.ec.europa.eu/assessment/publication> (accessed 15 March 2012).
- Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., (2009). Recent developments in life cycle assessment. *J. Environ. Manage.* 91, 1-21.
- Garg, A., Smith, R., Hill, D., Longhurst, P.J., Pollard, S., Simms, N., (2009). An integrated appraisal of energy recovery options in the United Kingdom using solid recovered fuel derived from municipal solid waste. *Waste Manage.* 29, 2289-2297.
- Genon, Brizio, (2008). Perspectives and limits for cement kilns as a destination for RDF. *Waste Manage.* 28, 2375-2385.
- Helftewes, Flamme, Nelles, (2012). Greenhouse gas emissions of different waste treatment options for sector-specific commercial and industrial waste in Germany. *Waste Manage. Res.* 30, 421-431.
- Hischier R., Weidema B., Althaus HJ, Bauer C., Doka G., Donnes R., et al., (2010). Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. ecoinvent report No. 3, v2.2. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Kim, Townsend, (2012). Wet landfill decomposition rate determination using methane yield results for excavated waste sample. *Waste Manage.* 32, 1427-1433.
- Nessi, S., Rigamonti, L., Grosso, M., (2014). Waste prevention in liquid detergent distribution: a comparison based on life cycle assessment. *Sci. Total Environ.* 499, 373-383.
- Reinhart, D., Al-Yousfi, B.A., (1996). The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. *Waste Manage. Res.* 14, 337-346.
- Reza, Soltani, Ruparathna, Sadiq, Hewage, (2013). Environmental and economic aspects of production and utilization of RDF as alternative fuel in cement plants: a case study of Metro Vancouver Waste Management. *Resour. Conserv. Recycl.* 81, 105-114.
- Rigamonti, L., Falbo, A., Grosso, M., (2013). Improvement actions in waste management systems at the provincial scale based on a life cycle assessment evaluation. *Waste Manage.* 33, 2568-2578.
- Rigamonti, L., Grosso, M., Biganzoli, L., (2012). Environmental assessment of refusederived fuel co-combustion in a coal-fired power plant. *J. Ind. Ecol.* 16 (5), 748-760.
- Scheutz, Fredenslund, Nedenskov, Samuelsson, Kjeldsen, (2011). Gas production, composition and emission at a modern disposal site receiving waste with a low-organic content. *Waste management* 31: 946-955.
- Spokas, K., Bognerb, J., Chantonc, J.P., Morceted, M., Arand, C., Graffa, C., Moreau-Le Golvane, Y., Hebef, I., (2006). Methane mass balance at three landfill sites: what is the efficiency of capture by gas collection systems? *Waste Manage.* 26, 516-525.
- Terna, (2013). "L'elettricità nelle regioni" (statistical data on electric energy production at the regional level). Available on http://www.terna.it/default/Home/SISTEMA_ELETTICO/statistiche/dati_statistici.aspx pdf (accessed 15 September 2015).
- US EPA (US Environmental Protection Agency) (ed.), (2005). Landfill Gas Emissions Model User's Guide. Retrieved from <http://www.epa.gov/ttn/catc/dir1/landgem-v302-guide.pdf> (accessed 15 September 2015).

RINGRAZIAMENTI

Il lavoro è stato svolto in stretta collaborazione con A2A Ambiente, che ha finanziato la ricerca. Il contributo di Buzzi Unicem per l'acquisizione dei dati di funzionamento del forno del cementificio e del Dott. Garuti per la modellizzazione della discarica bioreattore sono stati di fondamentale importanza per lo svolgimento dell'analisi.



INGEGNERIA DELL'AMBIENTE

per il 2016 è sostenuta da:

