

ALMA MATER STUDIORUM UNIVERSITA' DI BOLOGNA

FACOLTA' DI SCIENZE MATEMATICHE FISICHE E NATURALI

Corso di laurea magistrale in SCIENZE PER L'AMBIENTE

**Life Cycle Assessment comparativo tra il processo di
co-digestione della frazione organica dei rifiuti solidi
urbani e dei fanghi di depurazione disidratati e il
sistema di gestione attuale.
Il caso di Bagnacavallo (RA)**

Tesi di laurea in Gestione Ambientale

Relatore

Dott.ssa **Serena Righi**

Presentata da

Luigi Oliviero

Correlatori

Dott. **Chato Della Casa**
Dott. **Antonio Primante**

III sessione
Anno Accademico 2009 - 2010

SOMMARIO

1. INTRODUZIONE.....	1
1.1. PREMESSA.....	1
1.2. CONTESTO DI RIFERIMENTO.....	7
1.2.1. LA PRODUZIONE RIFIUTI IN EUROPA E IN ITALIA.....	7
1.2.2. LA GESTIONE DEI RIFIUTI IN EUROPA E IN ITALIA.....	12
1.2.3. LA PRODUZIONE E LA GESTIONE DEI FANGHI DI DEPURAZIONE IN EUROPA E IN ITALIA.....	18
1.2.4. CONSIDERAZIONI FINALI.....	22
1.3. METODI DI GESTIONE.....	24
1.3.1. TRATTAMENTI PER LA FRAZIONE ORGANICA.....	24
1.3.1.1. COMPOSTAGGIO.....	24
1.3.1.2. DIGESTIONE ANAEROBICA.....	25
1.3.2. TRATTAMENTI PER I FANGHI DI DEPURAZIONE.....	26
1.3.2.1. INCENERIMENTO.....	27
1.4. LIFE CYCLE ASSESSMENT.....	28
1.4.1. DEFINIZIONE DELLO SCOPO E DEL CAMPO DI APPLICAZIONE.....	30
1.4.2. RACCOLTA DATI DI INVENTARIO (LCI).....	32
1.4.3. VALUTAZIONE DEGLI IMPATTI DEL CICLO DI VITA.....	33
1.4.3.1. CATEGORIE DI IMPATTO.....	34
1.4.3.2. STRUMENTI PER LA CARATTERIZZAZIONE.....	38
1.4.4. INTERPRETAZIONE DEI RISULTATI.....	41
1.5. STATO DELL'ARTE.....	41
1.6. ABSTRACT.....	51
2. MATERIALI E METODI.....	54
2.1. GABI SOFTWARE 4.4.....	54
2.2. FASE 1: DEFINIZIONE DELLO SCOPO E DEL CAMPO DI APPLICAZIONE.....	56
2.2.1. DESCRIZIONE E ANALISI DEGLI SCENARI.....	59
2.2.1.1. SCENARIO HERA.....	60
2.2.1.2. SCENARIO FORBIOGAS.....	65
2.2.1.3. SCENARIO RIFERIMENTO.....	70
2.3. FASE 2: RACCOLTA DATI DI INVENTARIO.....	71
2.3.1. QUALITA' DEI DATI.....	71
2.3.1.1. DATI PER MODELLAZIONE SCENARI.....	72
2.4. FASE 3: VALUTAZIONE DEGLI IMPATTI.....	75
2.4.1. IL METODO CML2001.....	75
2.4.2. CATEGORIE DI IMPATTO.....	76

3. RISULTATI E DISCUSSIONE.....	79
3.1. VALUTAZIONE GLOBALE DEGLI SCENARI.....	79
3.1.1. ANALISI DEL CICLO DI VITA FD.....	80
3.1.2. ANALISI DEL CICLO DI VITA FORSU.....	82
3.1.3. CONFRONTO FRA I QUATTRO SCENARI.....	84
3.2. ANALISI DEGLI SCENARI RIDOTTA.....	87
3.2.1. AP, EP, FAETP, TETP.....	89
3.2.2. HTP.....	97
3.2.3. GWP.....	99
3.2.4. ADP.....	100
3.2.5. ODP E POCP.....	102
3.3. ANALISI DI SENSITIVITÀ E DI INCERTEZZA.....	105
3.4. CONSIDERAZIONI.....	110
4. CONCLUSIONI.....	115
5. BIBLIOGRAFIA.....	119

1 INTRODUZIONE

1.1 Premessa

Tra le sfide poste in essere dal millennio appena iniziato c'è senza alcun dubbio quella della gestione sostenibile dei rifiuti. Insieme alla crescente preoccupazione per il paventato esaurimento delle risorse non rinnovabili (come petrolio o carbone) in tempi relativamente brevi e ai preoccupanti quanto dibattuti cambiamenti climatici, i rifiuti sono tra le principali questioni scientifiche alle quali si sta cercando delle risposte pratiche soddisfacenti.

L'Unione Europea sta facendo molto in questa direzione. La normativa vigente, Direttiva 2008/98/CE¹, definisce le “misure volte a proteggere l'ambiente e la salute umana prevenendo o riducendo gli impatti negativi della produzione e della gestione dei rifiuti, riducendo gli impatti complessivi dell'uso delle risorse e migliorandone l'efficacia” (Art. 1). All'articolo 4, tale normativa individua nella cosiddetta “gerarchia dei rifiuti” una possibile soluzione all'aumento sia della produzione dei rifiuti che delle problematiche ad essa legate.

¹ Direttiva 2008/98/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 19 novembre 2008 relativa ai rifiuti e che abroga alcune direttive.

La gerarchia mira ad incentivare, in ordine d'importanza, la prevenzione della formazione del rifiuto, la preparazione del rifiuto al riutilizzo, il riciclaggio attraverso la raccolta differenziata, il recupero di energia dal rifiuto, ed infine, lo smaltimento in discarica.

Ancora all'articolo 4, si legge che “nell'applicare la gerarchia dei rifiuti di cui al paragrafo 1, gli Stati membri adottano misure volte a incoraggiare le opzioni che danno il miglior risultato ambientale complessivo. A tal fine può essere necessario che flussi di rifiuti specifici si discostino dalla gerarchia laddove ciò sia giustificato dall'impostazione in termini di ciclo di vita in relazione agli impatti complessivi della produzione e della gestione di tali rifiuti”.

Come si evince facilmente le discariche e gli inceneritori dovrebbero essere soluzioni accettabili solo qualora non siano praticabili prevenzione, riutilizzo e riciclaggio. Purtroppo, però, ad alcune amministrazioni locali, come evidentemente dimostrato, non più di qualche mese fa, dalle emergenze che hanno interessato alcuni comuni di Napoli e Palermo, discariche e inceneritori appaiono come le soluzioni più vantaggiose da adottare rispetto a quelle offerte dai più recenti strumenti tecnici forniti dal mondo accademico-scientifico.

Aldilà di ciò che succede nella pratica, infatti, oggi ci sono moltissimi sistemi innovativi per il trattamento dei rifiuti.

Il CNR, per esempio, ha messo a punto già da qualche anno un impianto, il T.HO.R. (*Total house waste recycling – riciclaggio completo dei rifiuti domestici*), che, bypassando la raccolta differenziata, è capace di generare, per ogni “50 tonnellate di rifiuti solidi urbani (RSU) indifferenziati, una media giornaliera di 30 tonnellate di combustibile, 3 tonnellate di vetro, 2 tonnellate tra metalli ferrosi e non ferrosi e 1 tonnellata di inerti, nei quali è compresa anche la frazione ricca di cloro dei rifiuti, che viene separata per non

inquinare il combustibile; il resto dei rifiuti è acqua, che viene espulsa sotto forma di vapore durante il processo di “micronizzazione”².

Anche la raccolta differenziata, però, fa molti passi avanti. In Italia, per esempio, si è passati da una resa pari al 22,7% nel 2004, al 30,6% nel 2008 (ISPRA, 2010).

Si moltiplicano le iniziative volte al recupero e al riutilizzo di quello che anni fa avremmo tranquillamente smaltito in discarica. Basti pensare al Freecycle³ o all’Upcycle⁴ e alle varie forme d’arte contemporanea che oggi prendono spunto proprio dal problema dei rifiuti.

Anche solo da queste poche informazioni si intuisce quanta poca frazione dei rifiuti dovrebbe essere conferita in discarica.

E, in effetti, il trend, almeno per quel che riguarda l’Europa, è in costante calo (EAA, 2008).

Il lavoro presentato in questa tesi, in accordo a quanto sostenuto nella normativa europea, mira a paragonare sulla base di una valutazione del ciclo di vita (in inglese, Life Cycle Assessment, LCA) due sistemi di gestione: 1) quello attuale, gestito da HERA S.p.A.⁵, e 2) una modalità alternativa sviluppata dal C.I.R.S.A.⁶ dell’Università di Bologna e dalla società cooperativa R.E.S.⁷. Le due modalità di gestione messe a confronto trattano in modo diverso due particolari tipologie di rifiuti: la frazione organica di rifiuti solidi urbani (FORSU), e i fanghi disidratati provenienti dalla depurazione delle acque reflue (FD).

² Cit. Paolo Plescia, ricercatore dell’Ismn-Cnr e ideatore di Thor.

³ <http://www.freecycle.org/>

⁴ <http://www.upcycle.co.za/>

⁵ Holding Energia Risorse Ambiente, <http://www.gruppohera.it/>

⁶ Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali, <http://C.I.R.S.A..ambra.unibo.it/cgi-bin/C.I.R.S.A./home.pl>

⁷ Reliable Environmental Solution, <http://www.resitalia.org/index.html>

La FORSU e i FD insieme costituiscono una frazione significativa del totale dei rifiuti solidi prodotti dall'Unione Europea. Si valuta che circa il 25-45% dei rifiuti solidi urbani (RSU) sia costituito dalla frazione organica (chiamata, anche, frazione biodegradabile) (Francia et al., 2001; Giró, 2003; European Commission, 2008; Parfitt, 2009). Tale frazione è costituita, secondo la Direttiva 2008/98/CE, da “rifiuti biodegradabili di giardini e parchi, rifiuti alimentari e di cucina prodotti da nuclei domestici, ristoranti, servizi di ristorazione e punti vendita al dettaglio e rifiuti simili prodotti dagli impianti dell'industria alimentare” (Art. 3). I fanghi comuni (provenienti dal trattamento acque reflue urbane, produzioni agro-alimentari e residui di dragaggio non pericolosi) costituiscono circa il 2% del totale di rifiuti solidi prodotti in Europa (Eurostat, 2010). I reflui sono trattati con lo scopo di allontanarne gli inquinanti organici e inorganici presenti. Durante le sue diverse fasi, il processo di depurazione produce fanghi (primari, secondari e terziari) che generalmente sono smaltiti in discarica. Il trattamento con recupero energetico e di materia è, per queste tipologie di rifiuti, una delle migliori soluzioni possibili in quanto permette di ben ottemperare alle richieste dalla direttiva 2008/98/CE.

Il sistema sviluppato dal C.I.R.S.A. in collaborazione con R.E.S. si fonda sull'integrazione del ciclo di depurazione acque reflue con quello dello smaltimento della FORSU e prevede la co-digestione delle due frazioni (in rapporto 2:1) con sviluppo di biogas, utilizzato per la cogenerazione di energia, e di ammendante agricolo. Il sistema di trattamento oggetto dello studio ha alcuni importanti caratteri innovativi. L'integrazione di FORSU e fanghi di depurazione ed i vantaggi da essa conseguibili sono noti da tempo (Cecchi e Pavan, 1996; Sosnowski et al., 2003; Rada et al., 2006). Il nuovo trattamento

proposto prevede invece la co-digestione di FORSU pretrattata (FORSU-P) e fanghi di depurazione disidratati (FD) grazie all'utilizzo di un digestore anaerobico a semisecco (di tipo plug-flow orizzontale miscelato) che consente di alimentare il digestore con un'ampia gamma di matrici anche ad elevato contenuto di sostanza secca. Tale processo permette di ridurre notevolmente le fluttuazioni nel tempo del carico organico in ingresso al digestore e di bilanciare il rapporto C/N, ciò comporta un processo biologico più equilibrato e costante. I vantaggi finali sono: 1) produzione di energia costante nel tempo; 2) maggiore semplicità di gestione e 3) ottimizzazione dei costi. L'impiego di fanghi già disidratati, inoltre, permette elevati vantaggi operativi in termini di 1) esigenze di trasporto, 2) volumi occupati e 3) bisogni energetici. Ma l'aspetto che presenta una maggiore innovazione è di tipo gestionale. La tecnologia scelta e il processo configurato, infatti, essendo economicamente sostenibili anche a scala ridotta, permettono di valorizzare in maniera sinergica gli scarti biodegradabili disponibili in una piccola comunità portando alla collettività locale le ricadute positive della gestione di tali scarti.

Dal punto di vista tecnico, questo processo di trattamento è stato analizzato da Piccioli (2009) che nella sua tesi ne ha valutato: fattibilità, condizioni operative e rese. Il presente lavoro affianca lo studio di Piccioli analizzando, come spiegato precedentemente, gli effetti ambientali del processo. Questi sono stati comparati con quelli connessi all'attuale sistema di gestione delle frazioni FORSU e FD effettuato da HERA. Il territorio scelto per la localizzazione del caso studio è il Comune di Bagnacavallo (Provincia di Ravenna): di piccole dimensioni, dove si effettua una raccolta "porta a porta" della FORSU e dove è in funzione un impianto di depurazione di acque miste (civili e dell'industria agro-alimentare). L'analisi è stata condotta applicando

la metodologia del Life Cycle Assessment (LCA). La prima parte del lavoro comprende anche la valutazione dell'intero ciclo di vita di produzione dei fanghi di depurazione (dall'ingresso del refluo alla disidratazione dei fanghi) e della fasi di raccolta-compattazione-trasporto della FORSU al punto di trattamento. Nella seconda parte del lavoro i confini del sistema sono stati ridotti in modo da comprendere solo quelle fasi delle gestioni analizzate che si differenziano le une dalle altre. Lo scopo della seconda fase è quindi quello di rendere la comparazione più semplice e i suoi risultati più leggibili. È stata effettuata, inoltre, una suddivisione di ogni processo in sotto-processi per definire le fasi di trattamento più critiche dal punto di vista ambientale nei sistemi analizzati: ciò allo scopo di poter facilitare un miglioramento complessivo delle performance ambientali dei diversi sistemi.

Il confronto fra i due metodi di gestione è stato effettuato con l'ausilio di "Gabi Software 4.4", un software di supporto specifico per gli studi di LCA che verrà ampiamente descritto nel capitolo 2. Di seguito nel presente capitolo, invece, forniremo una panoramica sulla gestione dei rifiuti (con particolare riguardo a quelli analizzati nel presente lavoro) in ambito comunitario, nazionale e regionale (paragrafo 1.1), daremo alcune delucidazioni circa le tecniche e gli impianti di trattamento dei rifiuti (paragrafo 1.2), introdurremo alcuni concetti relativi alla metodologia LCA (paragrafo 1.3) e illustreremo lo "stato dell'arte" relativamente agli studi di LCA eseguiti sui sistemi di gestione dei rifiuti (paragrafo 1.4).

1.2 Contesto di riferimento

Essenziale ai fini di una corretta comprensione di quello che si leggerà più avanti è fornire un quadro generale all'interno del quale il nostro sistema si inserisce. I paragrafi successivi forniranno, quindi, una panoramica europea e nazionale riguardante la gestione sia della FORSU che dei FD.

1.2.1. La produzione rifiuti in Europa e in Italia

Ogni anno in Europa sono prodotte circa 3.000 Mt di rifiuti di cui nel 2006 oltre 88 Mt sono state classificate come pericolose (Eurostat, 2010). La figura 1, tratta dall'ultimo rapporto Eurostat sull'ambiente (Eurostat, 2010), mostra la composizione percentuale per tipologia dei rifiuti prodotti nell'Unione Europea. I rifiuti domestici e assimilabili ammontano a 205 Mt annue e, come è possibile osservare dalla figura 1 rappresentano il 7% del totale. I fanghi comuni, invece, ammontano a 65 Mt annue e rappresentano il 2% del totale. La figura 2 fornisce il dato separatamente per ogni Stato membro dell'Unione.

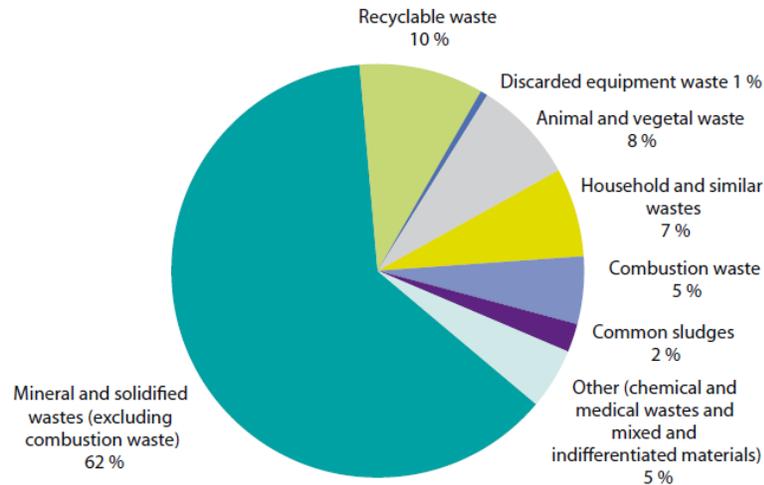
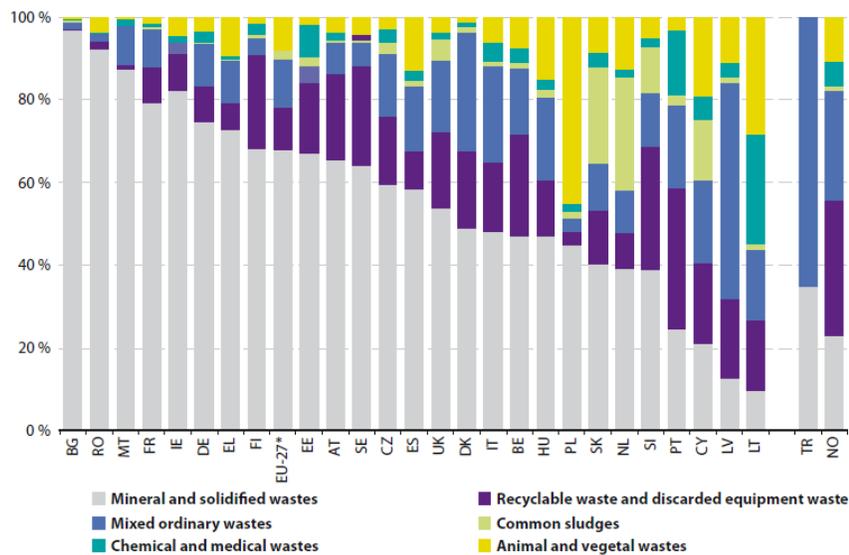


Figura 1 – Rifiuti generati per tipologia nell’UE-27 nel 2006 (Fonte: Eurostat, 2010)

I rifiuti municipali, o rifiuti solidi urbani (RSU), sono costituiti principalmente dai rifiuti domestici più un’aliquota di rifiuti assimilabili, come natura e composizione, ai domestici.



LU: the breakdown by type of waste is not available due to confidential data.

* EU-27: mixed ordinary waste (which includes households' waste) summed up under chemical and medical waste.

Figura 2 - Rifiuti generati per tipologia negli Stati Europei nel 2006 (Fonte: Eurostat, 2010)

Di provenienza domestica è anche un’aliquota di rifiuti riciclabili separati all’origine e un’aliquota di rifiuti pericolosi. L’ultima relazione fornita dall’Agenzia Europea per l’Ambiente (EEA, 2010) mostra

chiaramente come il problema degli RSU sia tutt'altro che risolto. La figura 3 riporta la produzione pro-capite di RSU nell'Unione Europea tra il 1995 e il 2008. In Italia la produzione di RSU nel 2006 è stata pari a 32,5 Mt corrispondente a circa il 20% dei rifiuti totali prodotti (ISPRA, 2009).

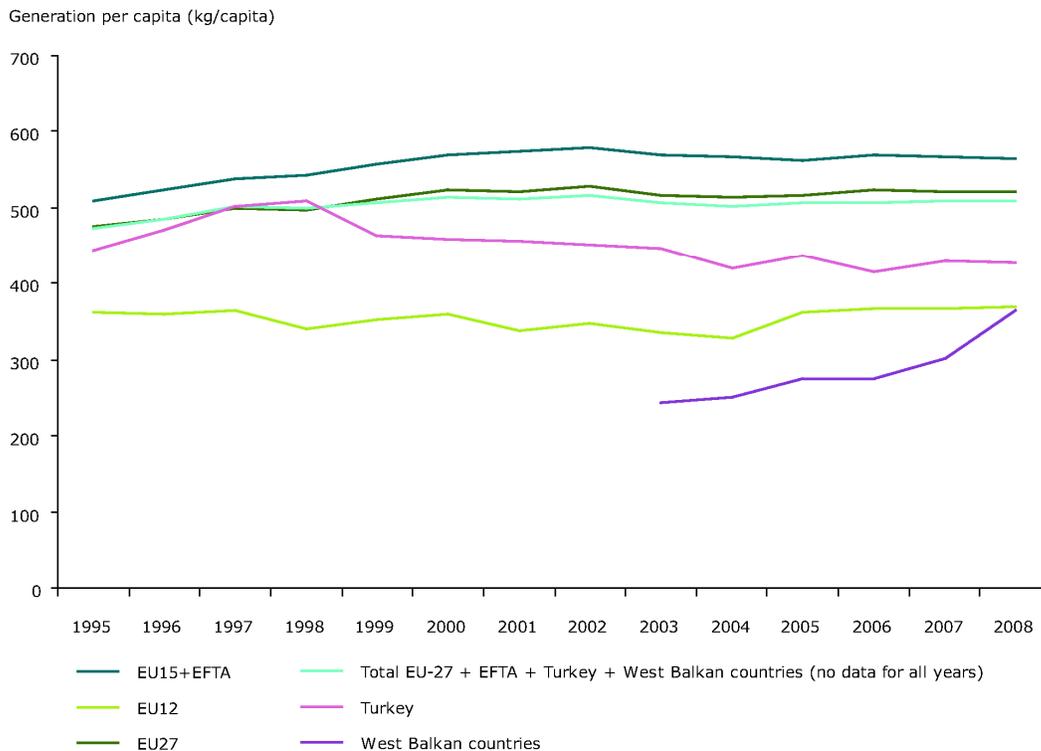


Figura 3 - Quantità di rifiuti urbani prodotti annualmente pro-capite

Gli RSU, in realtà, come sottolineato nella relazione, costituiscono solo il 10% dei rifiuti totali, ma il loro uso come indicatori è giustificato dal fatto che tutte le politiche ambientali si focalizzano su questa porzione di rifiuti, anche perché contiene molti materiali per i quali ha senso una raccolta differenziata che predisponga al riciclo.

Fatta questa piccola premessa, è opportuno notare che EU27 (la c.d. Europa a 27, in cui è presente anche l'Italia) ha subito aumenti nella produzione pro-capite dei rifiuti sino al 2002 per poi attestarsi intorno ai 500 kg/a a testa. E' quindi evidente che l'obiettivo fissato nel

“Quinto programma d'azione per l'ambiente” non è stato raggiunto. Tale obiettivo prevedeva di ritornare nel 2000 alla produzione media annua pro-capite di RSU del 1985, ossia 300 kg, e poi di stabilizzarsi su questo valore.

La figura 4 mostra la produzione annua pro-capite di RSU negli Stati membri dell'UE-27 nel 2008. In media, la produzione era pari a 524 kg pro-capite e variava da 800 kg pro-capite in Danimarca a 300 kg pro-capite nella Repubblica Ceca. Il valore italiano si attestava intorno a 550 kg pro-capite. Le differenze fra i vari Paesi sono dovute sia a differenti tipologie di rifiuti raccolte dalle autorità municipali sia a differenti modelli di consumo.

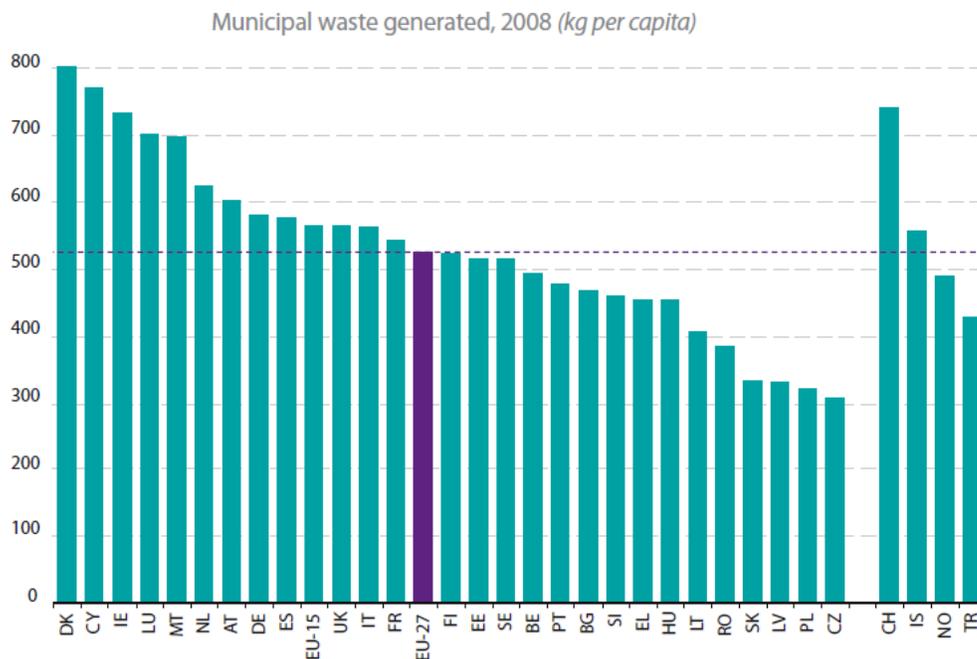


Figura 4 - Produzione annua pro-capite di RSU negli Stati Europei (Fonte: Eurostat, 2010)

Dall'analisi dei dati statistici si ricava anche che la produzione pro-capite di RSU fra il 1995 e il 2008 è aumentata in quasi tutti i Paesi europei. Nella maggior parte degli Stati membri l'incremento è stato maggiore del 10%. Solo 7 Paesi producono nel 2008 meno RSU

rispetto al 1995: Ungheria, Turchia, Lituania, Norvegia, Germania, Slovenia e Bulgaria. In figura 3 si osserva come i paesi balcanici occidentali stanno aumentando in modo vertiginoso la loro produzione di rifiuti urbani passando da circa 250 kg/a pro-capite nel 2003 a circa 350 kg/a nel 2008. Al contrario la Turchia mostra un trend decrescente passando da circa 500 kg/a pro-capite nel 1998 a poco più di 400 kg/a nel 2008.

Gli RSU includono numerosi tipi di materiali: vetro, carta, cartone, scarti di cucina, plastica, alluminio, ferro, scarti vegetali, ecc. I rifiuti organici biodegradabili sono rifiuti putrescibili e solitamente umidi, prodotti in due flussi principali: i rifiuti verdi derivanti da parchi, giardini eccetera e rifiuti di cucina. I primi comprendono in genere il 50-60% di acqua e una maggiore quantità di legno (lignocellulosa), i secondi non contengono legno ma possono essere costituiti all'80% da acqua. L'aliquota di rifiuto biodegradabile sul totale di RSU è variabile. A livello di Unione Europea, vengono prodotte annualmente 76,5-102 Mt di FORSU che rappresentano il 30-40% (da un minimo del 18% a un massimo del 60%) del totale di RSU (European Commission, 2008). In un documento relativo alla raccolta differenziata del rifiuto organico in Italia pubblicato da Federambiente, (Francia et al., 2001) essa risulta rappresentare il 30-35% del totale.

In Emilia-Romagna la produzione dei rifiuti urbani nel 2007 è stata pari a circa 2,9 Mt corrispondenti a 492 kg/(abitante * anno), con un trend in leggera crescita rispetto agli anni precedenti. Sempre nello stesso anno la percentuale di rifiuti urbani raccolti in modo differenziato è stata pari al 37% e l'avvio della frazione biodegradabile al compostaggio è stata di 360.000 t (139.000 t di frazione organica,

138.000 t di frazione verde, 17.000 t di fanghi e 66.000 t di altre frazioni) (ISPRA, 2009).

1.2.2. La gestione dei rifiuti in Europa e in Italia

L'UE imposta la gestione dei rifiuti su principi precisi quali:

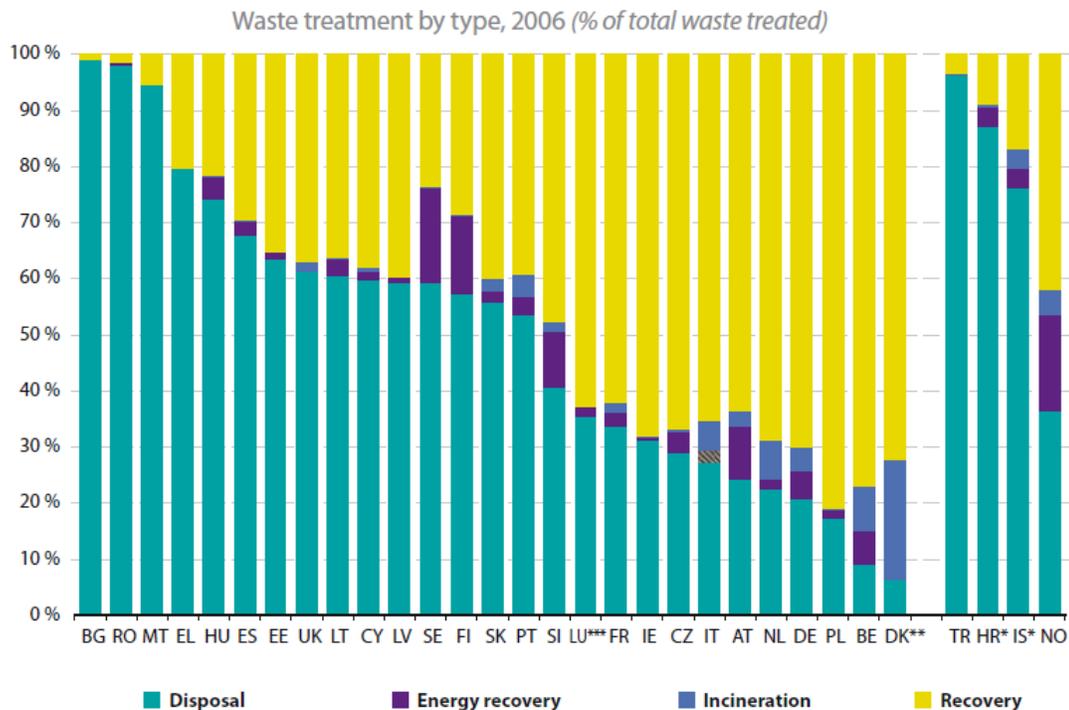
- il principio di prevenzione: ridurre al minimo ed evitare per quanto possibile la produzione di rifiuti;
- la responsabilità del produttore e il principio del «Chi inquina paga»: chi produce rifiuti o contamina l'ambiente deve pagare interamente il costo di queste operazioni;
- il principio di precauzione: prevedere i problemi potenziali;
- il principio di prossimità: smaltire i rifiuti il più vicino possibile al punto di produzione.

Questi principi sono stati resi più concreti nella strategia generale sui rifiuti dell'UE (1996) che stabilisce la gerarchia preferenziale delle operazioni di gestione dei rifiuti:

- 1) prevenzione dei rifiuti;
- 2) riciclo e riutilizzo;
- 3) smaltimento finale ottimale e migliore monitoraggio.

In quest'ottica, lo smaltimento in discarica risulta l'ultima opzione e dovrebbe essere attuata solo quando le altre soluzioni non sono adottabili. In media, nell'EU-27, ancora poco più del 50% dei rifiuti viene smaltito in discarica (Eurostat, 2010). Gli altri principali metodi di trattamento sono: incenerimento, recupero energetico e recupero

di materia (es. riciclaggio). La figura 5 mostra le diverse modalità di gestione dei rifiuti negli Stati membri dell'UE-27.



* HR and IS: 2004, ** DK, *** LU: energy recovery and incineration are together due to confidential data.

Figura 5 - Gestione dei rifiuti negli Stati Europei (Fonte: Eurostat, 2010)

Lo smaltimento in discarica è ancora il primo metodo di gestione in 8 Stati membri dell'Unione, Bulgaria e Romania depositano ancora più del 95% dei loro rifiuti in discarica. Come è possibile osservare, in Italia predomina il recupero e solo poco meno del 30% dei rifiuti viene inviato in discarica.

Per quanto riguarda gli RSU, mediamente nell'UE-27 il 40% dei rifiuti viene inviato in discarica, il 23% è riciclato, il 20% incenerito e il 17% compostato. Sebbene sia ancora il principale metodo di trattamento, lo smaltimento in discarica sta progressivamente diminuendo dal 1995 (-30%). L'incenerimento è aumentato del 56%, mentre

compostaggio e riciclaggio sono aumentati del 217% e 155%, rispettivamente. La discarica, comunque, rappresenta per più del 50% degli RSU la destinazione finale in 19 dei 27 Stati membri (figura 6 e 7).

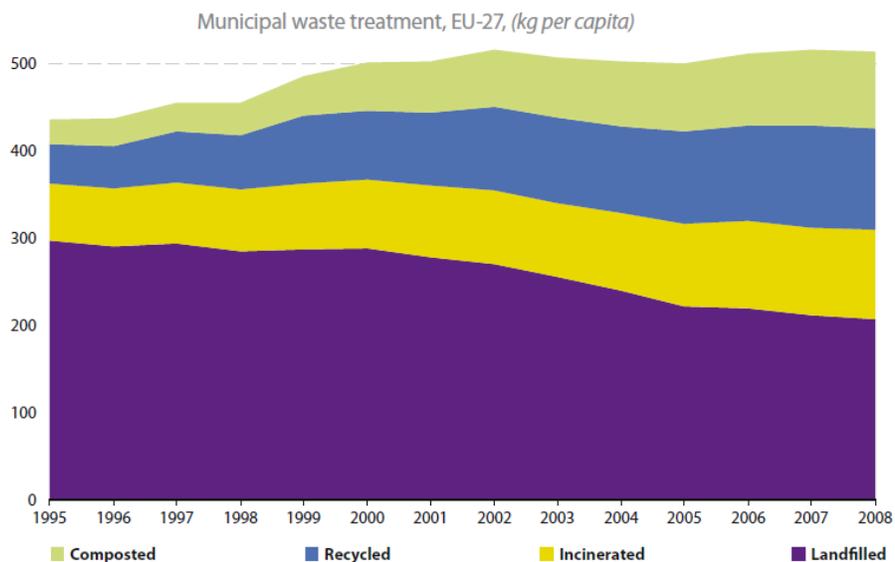


Figura 6 - Gestione degli RSU nell'UE-27 dal 1995 al 2008 (Fonte: Eurostat, 2010)

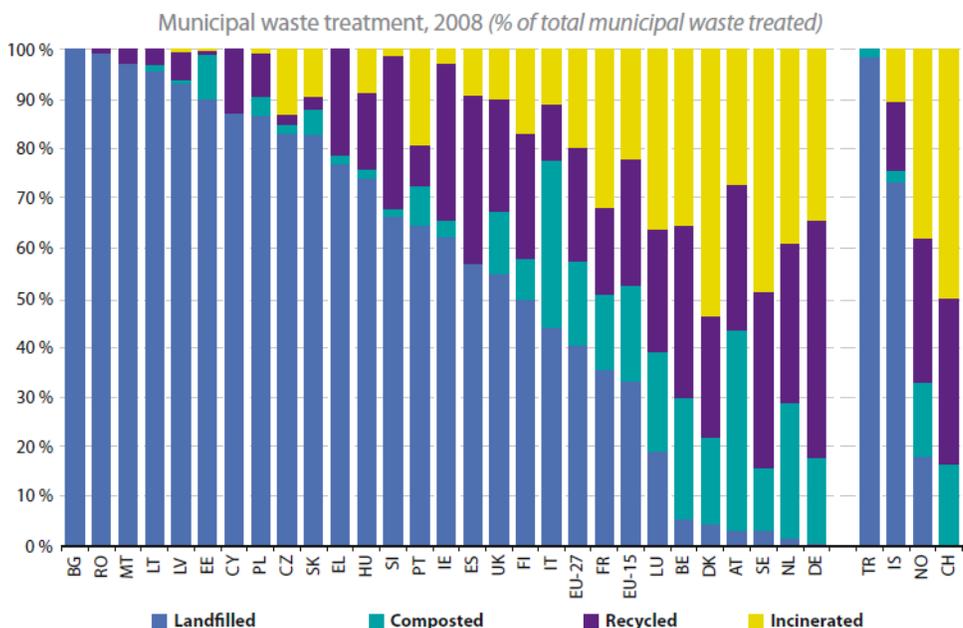


Figura 7 - Gestione degli RSU negli Stati Europei (Fonte: Eurostat, 2010)

Lo smaltimento in discarica è responsabile, sempre secondo la relazione EEA del 2010, della quasi totalità delle emissioni di tutta la gestione dei rifiuti. Nella figura 8, è possibile osservare graficamente questo dato.

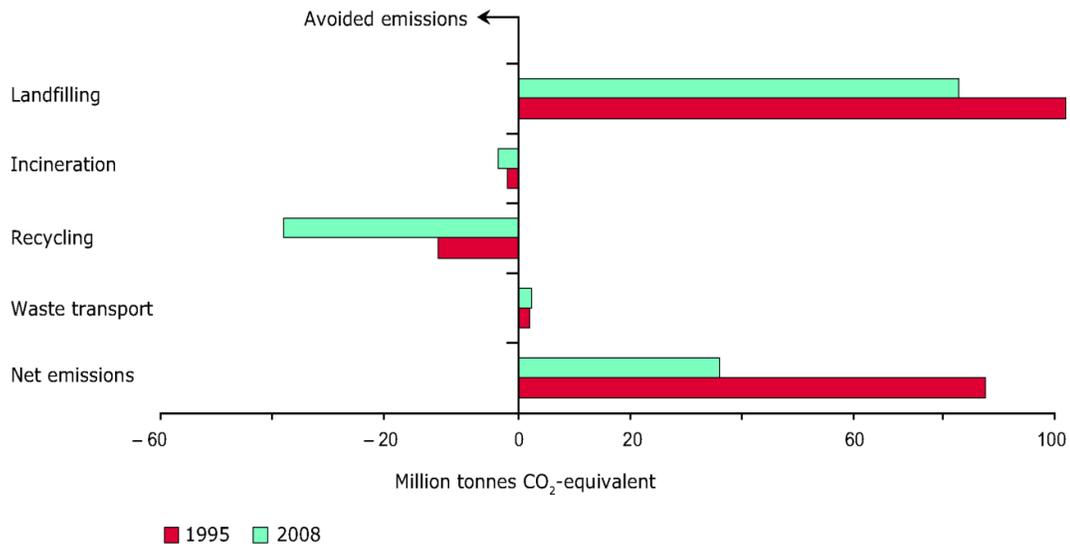


Figura 8 - Emissioni relative alla gestione dei rifiuti urbani in EU-27, escluso Cipro, con Norvegia e Svizzera, nel 1995 e nel 2008

Anche se in fase decrescente, l'impatto dello smaltimento in discarica è ancora molto significativo, soprattutto se paragonato al netto delle emissioni. Molto importante è il dato riguardante il riciclaggio che, in aumento nel periodo analizzato, è responsabile di una buona parte del totale delle emissioni evitate totali.

Per quanto riguarda la gestione dei rifiuti organici biodegradabili, tra le opzioni disponibili figurano, oltre alla prevenzione alla fonte, la raccolta (differenziata o indifferenziata), la digestione anaerobica e il compostaggio, l'incenerimento e la messa in discarica. Quest'ultima, pur essendo l'opzione peggiore secondo la gerarchia dei rifiuti, è ancora il metodo di smaltimento della FORSU più usato nell'UE (in media 41%) (European Commission, 2008). L'incenerimento dei rifiuti organici biodegradabili avviene generalmente insieme ai rifiuti solidi

urbani. Poiché i rifiuti organici biodegradabili umidi riducono l'efficacia dell'incenerimento, potrebbe essere opportuno separarli dai rifiuti urbani. Il trattamento biologico (compresi compostaggio e digestione anaerobica) può essere classificato come riciclaggio quando il compost (o il digestato) è utilizzato sul terreno o per la produzione di substrati di coltivazione. Se non si prevede un uso di questo genere, il compost dovrebbe essere classificato come pre-trattamento prima della messa in discarica o dell'incenerimento. Inoltre la digestione anaerobica, che produce biogas a fini energetici, dovrebbe essere considerata un recupero di energia.

Il Legislatore Europeo ha voluto determinare, tramite la Direttiva 1999/31/EC, la graduale riduzione dei rifiuti organici destinati allo smaltimento in discarica. Secondo la direttiva, la quantità di rifiuti municipali biodegradabili smaltiti in discarica dovrà essere così ridotta:

- non più tardi di 5 anni dal recepimento della direttiva, la frazione biodegradabile del rifiuto urbano da collocare in discarica deve essere ridotta, per quanto possibile, al 75% del totale (in peso) di rifiuto urbano biodegradabile prodotto nel 1995 o nell'ultimo anno per cui sono disponibili i dati standardizzati dall'Eurostat;
- non più tardi di 8 anni dal recepimento della direttiva, la frazione biodegradabile del rifiuto urbano da collocare in discarica deve essere ridotta, per quanto possibile, al 50% del totale (in peso) di rifiuto urbano biodegradabile prodotto nel 1995 o nell'ultimo anno per cui sono disponibili i dati standardizzati dall'Eurostat;
- non più tardi di 15 anni dal recepimento della direttiva la frazione biodegradabile del rifiuto urbano da collocare in discarica deve essere ridotta al 35% (in peso) di rifiuto urbano biodegradabile

prodotto nel 1995 o nell'ultimo anno per cui si anno per cui sono disponibili i dati standardizzati dall'Eurostat.

Le politiche nazionali e la direttiva sulle discariche hanno permesso di ridurre la media comunitaria di FORSU messa in discarica. Come indicato nella figura 9, molti sono i paesi che hanno rispettato gli obiettivi fissati al 2006: ossia lo smaltimento in discarica di una frazione di FORSU inferiore al 75%. E' anche in quest'ottica che si deve leggere l'enorme aumento della pratica di compostaggio che si avuto negli ultimi anni nell'UE-27 (figura 6).

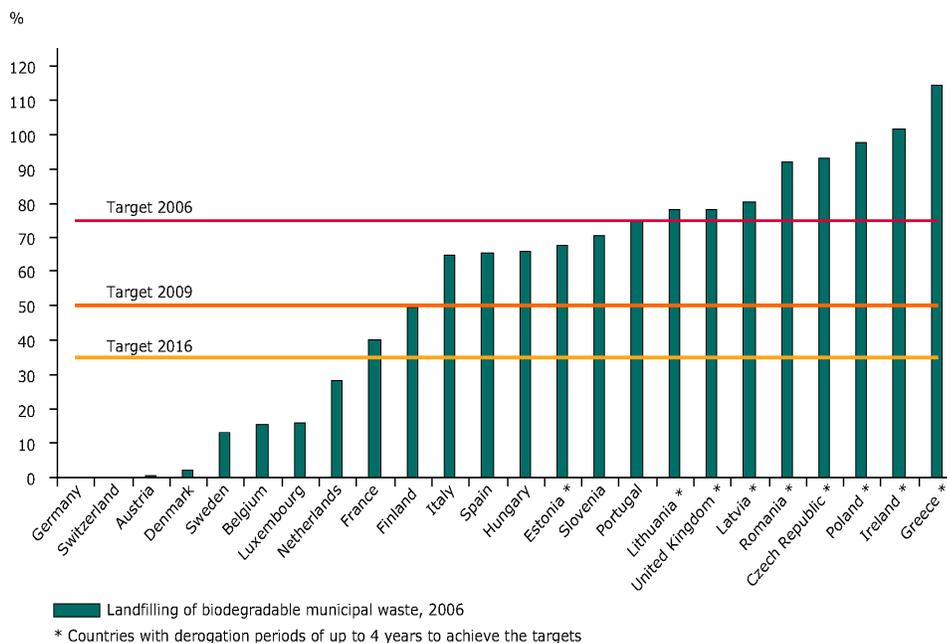


Figura 9 - Percentuale di frazione biodegradabile smaltita in discarica nel 2006 confrontata con i target della Direttiva Europea sulle discariche

Praticamente tutta l'Europa occidentale nel 2006 era al di sotto del target fissato per quell'anno. Francia e Finlandia erano già al di sotto del target fissato per il 2009. Il Be-Ne-Lux, Svezia, Danimarca, Germania, Austria e Svizzera rappresentano le eccellenze in questo

senso poiché già nel 2006 smaltivano in discarica meno di quanto oggi fissato per il 2016.

In Europa, sono stati individuati complessivamente 6.000 impianti per il trattamento dei rifiuti organici in generale (non solo dei rifiuti organici biodegradabili), tra cui 3.500 impianti di compostaggio e 2.500 impianti per la digestione anaerobica (perlopiù unità di piccole dimensioni presso l'azienda). Nel 2006 erano operativi 124 impianti per la digestione anaerobica destinati al trattamento dei rifiuti organici biodegradabili e/o dei rifiuti urbani (compresi impianti di trattamento meccanico-biologico basati sulla digestione anaerobica), con una capacità complessiva di 3,9 milioni di tonnellate. Il numero degli impianti è destinato ad aumentare (Eurostat, 2008).

Gli obiettivi della Direttiva 1999/31/EC sono stati introdotti a livello nazionale dal D.Lgs. 36/2003 che ha fissato dei target di riduzione da raggiungersi a livello di ambito territoriale ottimale o, qualora questi ultimi non siano costituiti, a livello provinciale.

1.2.3. La produzione e la gestione dei fanghi di depurazione in Europa e in Italia

I fanghi di depurazione sono un sotto-prodotto del trattamento delle acque reflue civili e industriali. La problematica del trattamento e smaltimento dei fanghi prodotti dai processi di depurazione delle acque reflue assume sempre più importanza sia a livello nazionale che internazionale. Nella Unione Europea la progressiva attuazione della Direttiva 91/271/CEE, concernente il trattamento delle acque

reflue urbane, ha comportato un costante aumento dei quantitativi di fanghi originati dai processi di depurazione. Come sopra riportato, nel 2006 la produzione di fanghi comuni in Europa è stata pari a 65 Mt. In figura 10 è possibile confrontare le diverse quantità di fanghi di depurazione prodotti pro-capite nei diversi Paesi europei (Eurostat, 2010). La produzione di fanghi varia da 10 a 30 kg annui pro-capite in quasi tutti gli Stati membri.

La direttiva 2008/98/Ce sui rifiuti comprende anche i fanghi di depurazione. La nuova direttiva europea dovrebbe contribuire a minimizzare il ricorso allo smaltimento anche per i FD. Per loro si persegue il recupero inteso come “Trattamento in ambiente terrestre a beneficio dell’agricoltura o dell’ecologia.

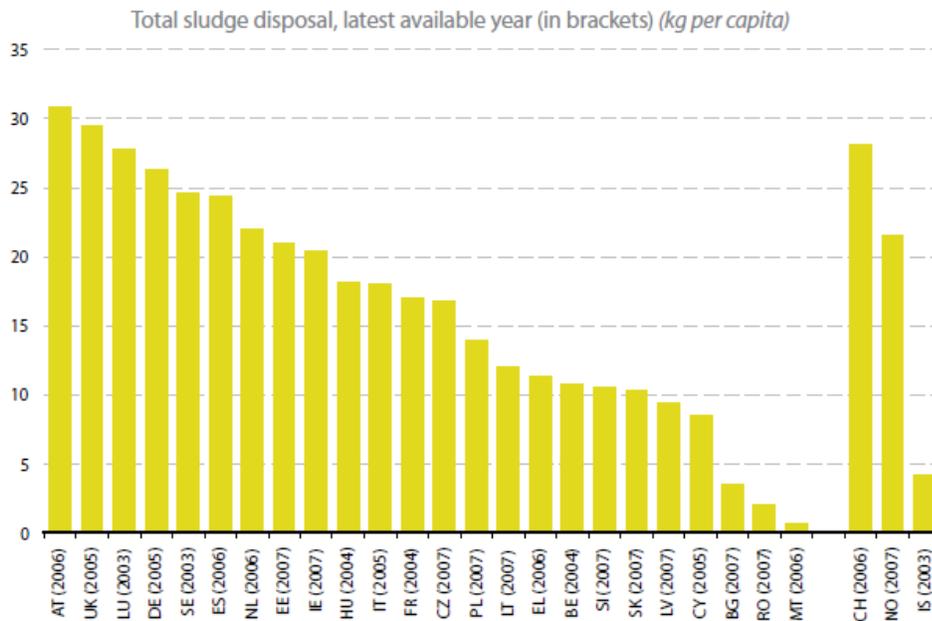


Figura 10 - Quantità di fanghi di depurazione prodotti pro-capite negli Stati Europei (Fonte: Eurostat, 2010).

Ovviamente le caratteristiche dei fanghi variano in funzione delle caratteristiche delle acque da cui provengono: i fanghi industriali avranno un contenuto più elevato di composti non biodegradabili

mentre i fanghi di origine agricola possono avere un maggior contenuto di organismi patogeni. I fanghi di depurazione in generale hanno una elevata concentrazione di sostanze nutrienti come azoto e fosforo e un buon contenuto di sostanza organica. Questo è il motivo per cui i fanghi di depurazione vengono spesso utilizzati come ammendanti del suolo. A livello comunitario l'utilizzo dei fanghi di depurazione in agricoltura è regolato dalla Direttiva 86/278/CEE.

I fanghi di depurazione, a causa dell'elevato contenuto di inquinanti chimici e microbiologici, non possono essere semplicemente smaltiti in discarica ma precedentemente devono essere trattati in modo adeguato. Nell'ambito dell'EU, diverse sono le alternative possibili per i fanghi di depurazione: smaltimento in discarica, incenerimento o altre forme di riciclaggio (digestione anaerobica, compostaggio o spandimento su suoli agricoli). La figura 11 mostra percentualmente le diverse opzioni di smaltimento scelte dagli Stati membri.

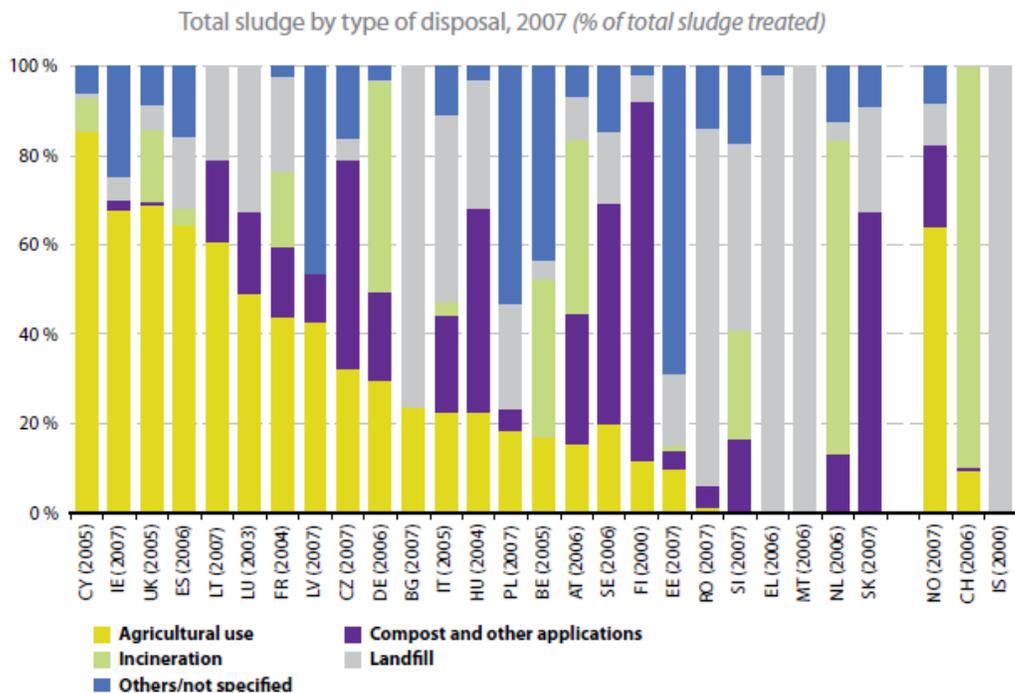


Figura 11 - Gestione dei fanghi di depurazione negli Stati Europei (Fonte: Eurostat, 2010)

Come è possibile osservare dalla figura, in quasi tutti gli Stati analizzati il riciclaggio (inteso come uso in agricoltura e compostaggio) è la modalità di gestione più comune. In Gran Bretagna, Francia, Germania, Belgio, Austria, Slovenia, Olanda e Svizzera l'incenerimento interessa una percentuale rilevante (a volte anche predominante) di fanghi di depurazione. In alcuni paesi (Bulgaria, Romania, Grecia, Malta e Islanda), la messa in discarica rimane il tipo di smaltimento più comune. In Italia, le modalità di smaltimento/utilizzo dei fanghi più frequenti sono: lo smaltimento in discarica, seguito dal riutilizzo in agricoltura tal quali o previo compostaggio; l'inserimento nella produzione di laterizi, asfalti, calcestruzzi ed infine l'incenerimento da soli o il co-incenerimento con i rifiuti.

Sempre all'interno dei nostri confini, negli ultimi anni, il quantitativo di fanghi prodotto è in costante aumento: secondo l'ISPRA, si è passati da una produzione annuale di circa 500.000 t (di sostanza secca) nel 1995 a una produzione di circa 905.000 t nel 2003 (APAT, 2004). Quanto al suo smaltimento, come è possibile constatare nella fig. 12, per una percentuale che oscilla attorno al 20%, esso viene smaltito su suoli agricoli.

La disciplina sui fanghi di depurazione⁸ è stata recepita, dalla normativa italiana, nel D.Lgs. 152/99 sostituito poi dal D.Lgs. 152/06. In Emilia-Romagna i fanghi di depurazione prodotti dagli impianti di trattamento delle acque reflue urbane nel 2006 sono stati circa 69.000 t (come s.s.); di questi oltre il 50% è inviato in discarica,

⁸ Direttiva 86/278/CEE del Consiglio, del 12 Agosto 1986, relativa all'utilizzazione dei fanghi di depurazione e Direttiva 91/676/CEE del Consiglio, del 12 dicembre 1991, relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole.

mentre quasi il 20% è destinato ai suoli agricoli - direttamente o previo compostaggio (Giapponesi, 2009).

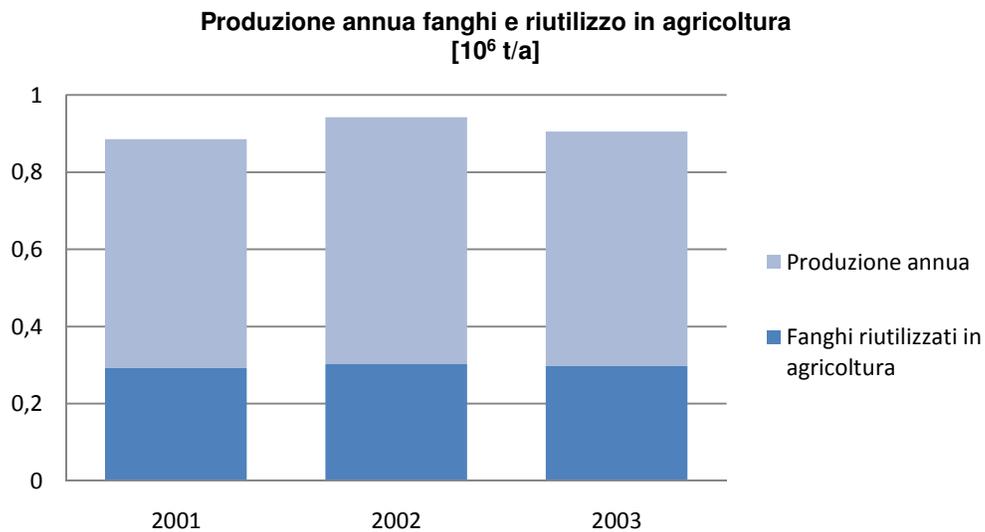


Figura 12 - Quantitativo di fango prodotto annualmente (in milioni di tonnellate) e quantitativo riutilizzato in agricoltura. Fonte: rielaborazione dati APAT, 2004.

1.2.4. Considerazioni finali

Dall'analisi condotta sulla produzione e la gestione dei rifiuti e dei fanghi di depurazione in Europa, Italia ed Emilia-Romagna, relativamente a questo lavoro di tesi, è possibile trarre le conclusioni elencate di seguito.

- La produzione di rifiuti solidi urbani è molto elevata sia in Europa (205 Mt nel 2006) sia in Italia (32,5 Mt) sia in Emilia-Romagna (2,9 Mt). I RUS costituiscono circa il 10% del totale dei rifiuti prodotti in Europa e circa il 20% di quelli prodotti in Italia. Nel 2006 la produzione pro-capite di RSU è risulta pari 524 kg pro-capite in Europa, 550 kg pro-capite in Italia e 677 kg pro-capite in Emilia-Romagna.

- Il rifiuto biodegradabile costituisce una percentuale rilevante dei RSU. Nell'Unione Europea vengono prodotte annualmente 76,5-102 Mt di rifiuto biodegradabile che rappresenta mediamente il 30-40% del quantitativo totale di RSU. In Italia, la frazione biodegradabile dei rifiuti urbani costituisce circa il 30-35% degli RSU, ossia circa 10 Mt all'anno.
- Il metodo di smaltimento della FORSU più usato nell'UE (in media 41%) è ancora la messa in discarica, ma negli ultimi anni si è registrato un forte aumento del compostaggio e digestione anaerobica.
- La normativa europea prevede una graduale ma continua diminuzione della FORSU smaltita in discarica in favore di trattamenti di recupero di energia e materia.
- Il quantitativo di fanghi comuni di depurazione continua ad aumentare e ciò è dovuto all'aumento negli anni di acque reflue trattate (65 Mt in Europa, circa 1 Mt in Italia e 0,06 Mt in Emilia-Romagna nel 2006). I FD rappresentano circa il 2% dei rifiuti prodotti in Europa.
- In Europa il riciclaggio (inteso come uso in agricoltura e compostaggio) è la modalità di gestione più comune dei FD. In Italia e in Emilia-Romagna, la modalità di smaltimento più comune è la messa in discarica seguita dall'uso di in agricoltura.

Da tutto ciò si ricava da un lato che la produzione di rifiuti biodegradabili sta crescendo e dall'altro che è sempre più pressante la necessità di recuperare materiale ed energia da tali rifiuti.

1.3 Metodi di Gestione

Quanto alle tipologie di gestione appena menzionate, vale la pena soffermarsi in maniera più approfondita sulle singole opzioni a disposizione.

1.3.1. Trattamenti per la Frazione Organica

Come anticipato la frazione organica, lì dove differenziata dalla restante parte dei RSU, può avere diversi destini.

1.3.1.1. Compostaggio

Il processo alla base del compostaggio è una degradazione della materia organica, presente in diverse frazioni di rifiuti come i residui della potatura, gli scarti alimentari, il letame o i rifiuti da giardinaggio, tramite l'azione di diversi organismi che operano in condizione aerobiche, quindi in presenza di ossigeno.

Tra gli organismi che permettono alla materia organica di diventare compost, ci sono funghi e batteri. Essi svolgono al meglio la loro azione quando si verificano tre condizioni fondamentali:

- presenza di ossigeno, quindi una porosità tale da garantire una circolazione di aria efficace in tutto il volume da trattare;
- presenza di umidità, che viene o dalla parte più umida della frazione o dalle piogge o, eventualmente, apportata manualmente.

- presenza di nutrienti, come sostanze azotate o carboniose.

Su base industriale, un compostaggio propriamente detto è costituito da due momenti (Keener et al., 1993):

- prima fase di maturazione, che dura dai 60 ai 120 giorni, in cui i rifiuti vengono disposti in cumuli costantemente inumiditi e periodicamente rivoltati;
- seconda fase di maturazione, che ha una durata variabile tra i 30 e i 60 giorni, con la quale il compost prodotto dopo la prima fase viene stoccato al fine di rendere stabili alcuni parametri, come il contenuto di umidità.

Il prodotto finale di tutto il processo può essere utilizzato come fertilizzante o anche come ammendante. Il compost così prodotto (a differenza dei concimi sintetici) ha una rilevanza ambientale notevole visto che fornisce al suolo sostanza organica, ne migliora la struttura e contribuisce all'aumento della biodiversità della microflora che lo abita.

1.3.1.2. Digestione Anaerobica

Il processo di digestione anaerobica è sostanzialmente simile al compostaggio a meno di qualche variazione. Il nocciolo è sempre una degradazione della materia organica. La differenza fondamentale è che i microorganismi che la attuano agiscono in anaerobiosi, ovvero in mancanza di ossigeno.

I fattori fondamentali della digestione anaerobica sono: il pH e la temperatura.

Quest'ultima discrimina due tipi di digestione:

- in termofilia, con l'utilizzo di batteri termofili, che lavorano a temperature comprese fra i 50 e i 70 °C;
- in mesofilia, che utilizza batteri mesofili, che lavorano a temperature ambiente o di poco superiori ai 40 °C.

Le temperature di esercizio influenzano il tempo di residenza del materiale da digerire. In termofilia, le temperature elevate permettono tempi più rapidi. La mesofilia, invece, a dispetto di tempi di esercizio più lunghi, permette rese più stabili.

L'ambiente anaerobico è creato all'interno di reattori ermeticamente isolati dall'ambiente circostante. La temperatura è continuamente monitorata durante tutta la digestione.

Il prodotto finale è una frazione solida, il digestato, che può diventare, se compostato, fertilizzante, e una frazione gassosa, il biogas che può essere usato come combustibile.

A livello industriale, si distinguono due tipi di digestori. La tipologia più diffusa lavora in continuo, è alimentato costantemente da altri dispositivi che provvedono anche a mescolare il nuovo materiale in ingresso. Esistono anche digestori batch, che lavorano quindi in maniera discontinua. Prendono in carico un dato quantitativo di materiale e lo lavorano fino al termine del processo di digestione.

1.3.2. Trattamenti per i fanghi di depurazione

Altra sfida innovativa è rappresentata dalla gestione dei fanghi di depurazione.

Per adesso la scelta più comune è il conferimento in discarica. Alternative sono costituite dall'incenerimento (Rada et al. 2006) e, sotto alcuni limiti, anche lo spargimento su suolo agricolo.

Anche per i fanghi, però, è possibile prevedere una stabilizzazione aerobica o una digestione anaerobica.

Alcuni trattamenti, come il compostaggio o la stabilizzazione alcalina, producono una sensibile diluizione dei contaminanti; a seconda del processo e del contaminante in questione, il trattamento può inibire o in certi casi aumentare la biodisponibilità e/o la solubilità dei contaminanti stessi (Richards et al., 1997).

Processi termici o anaerobici possono ridurre fortemente il volume dei fanghi e contribuire alla bonifica dei suoli.

1.3.2.1. Incenerimento

Tra gli impianti più discussi, gli inceneritori rappresentano, almeno stando alla normativa, l'extrema ratio al problema rifiuti. Nella scala gerarchica, gli inceneritori sono preferiti soltanto alla discarica mentre rispetto ad essi si cerca di favorire riciclo e riutilizzo.

Possono essere inceneriti sia RSU che Rifiuti Speciali.

Il processo che sta alla base è la combustione di una massa di rifiuti che produce cenere, polveri e una miscela gassosa rovente che, in alcuni casi, sono usati per recuperare energia.

Non esiste, però, una sola tipologia di impianto. Accanto all'inceneritore "a griglie", che resta il più diffuso, i rifiuti vengono inceneriti anche "a letto fluido" o a "forno rotativo".

Le differenze sostanziali si osservano tra impianti che prevedono il recupero di energia e impianti che disperdono il calore prodotto.

I primi utilizzano il vapore in uscita dal processo per recuperare energia o sottoforma di energia elettrica o come energia termica da usare per l'incenerimento stesso.

I sistemi di incenerimento in generale, però, richiedono molti step successivi per il trattamento dei gas esausti prodotti per assicurare che le sostanze tossiche presenti non vengano rilasciate in atmosfera. In più, le polveri prodotte sono difficilmente riutilizzabili senza ulteriori trattamenti a causa dell'elevato tenore di metalli pesanti (Feridun, 2009).

1.4 Life-Cycle Assessment

La valutazione del Ciclo di Vita rappresenta “il principale strumento operativo del “Life Cycle Thinking”: si tratta di un metodo oggettivo di valutazione e quantificazione dei carichi energetici ed ambientali e degli impatti potenziali associati ad un processo o attività produttiva lungo l'intero ciclo di vita (fig. 13), dall'acquisizione delle materie prime al fine vita (“from cradle to grave”).”⁹

Nata per valutare gli impatti ambientali di singoli prodotti, la tecnica è in continua espansione, anche grazie al suo carattere innovativo che consiste nel pensare a tutte le fasi di un processo produttivo come correlate e dipendenti.

⁹ Cit. ISPRA, [http://www.apat.gov.it/site/it-IT/Temi/Mercato_verde/Life_Cycle_Assessment_\(LCA\)/](http://www.apat.gov.it/site/it-IT/Temi/Mercato_verde/Life_Cycle_Assessment_(LCA)/)

Oggi è di comune utilizzo anche per le analisi ambientali sui servizi, come i trasporti, la fornitura di energia o la gestione, appunto, dei rifiuti.



Figura 13 - Schema di un'analisi LCA

La metodologia LCA è regolamentata, a livello internazionale, dalle norme ISO 14040 e 14044 del 2006 (ISO, 2006).

Un forte incentivo all'uso dell'LCA come strumento di analisi viene anche dall'Unione Europea grazie ad alcuni Regolamenti recentemente adottati: l'EMAS (761/2001/CE) e l'Ecolabel (1980/2000/CE).

L'LCA, del resto, rappresenta un supporto fondamentale allo sviluppo di schemi di Etichettatura Ambientale: nella definizione dei criteri ambientali di riferimento per un dato gruppo di prodotti (etichette ecologiche di tipo I: Ecolabel), o come principale strumento atto ad

ottenere una Dichiarazione Ambientale di Prodotto: DAP (etichetta ecologica di tipo III).

Essa consta di 4 fasi principali (fig.14):

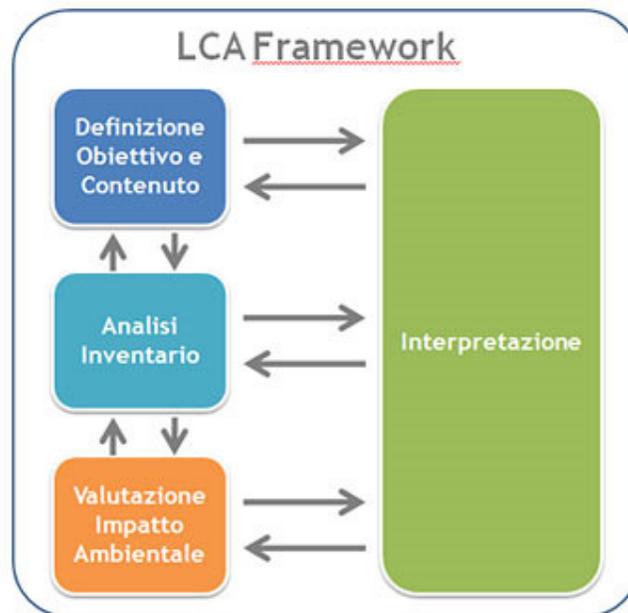


Figura 14 - Fasi di uno studio LCA

1.4.1. Definizione dello scopo e del campo di applicazione

Il passo fondamentale di questa fase è la definizione dell'**Unità Funzionale (UF)**, cioè il prodotto, il servizio o la funzione su cui impostare l'analisi e il confronto con le possibili alternative (1 kg di prodotto, 1 kWh di energia, 1 t di rifiuti gestiti, ecc.).

L'unità funzionale indica l'oggetto riferimento del nostro studio a cui tutti i dati in ingresso ed in uscita saranno normalizzati (Rebitzer et al., 2004).

Nella ISO 14040:2006, è definito come “scopo principale dell’unità funzionale” quello “di fornire un riferimento a cui legare i flussi in uscita ed in entrata” (ISO, 2006).

L’UF è uno strumento indispensabile quando si effettuano LCA di tipo comparativi tra sistemi di produzione o gestione che spesso risultano molto diversi nei quantitativi.

In questa fase sarà anche definito lo scopo dell’analisi, quale risultato si vuole raggiungere e con quale finalità.

L’LCA contempla due tipologie di studi:

- gli **LCA comparativi** che mirano a confrontare tra loro due prodotti, oppure confrontare l’oggetto dello studio con uno standard di riferimento;
- gli **LCA completi** che hanno lo scopo di individuare i punti deboli all’interno del ciclo di vita di un prodotto/servizio per pianificare dei miglioramenti e giungere ad un *ecoprofilo* più sostenibile.

Altro passo importante è la definizione del campo di applicazione, ovvero quanto dettagliato dovrà essere lo studio, quali devono essere i confini del sistema. In linea teorica, la valutazione del ciclo di vita dovrebbe analizzare gli impatti prodotti dalla culla, quindi dagli impatti dell’estrazione delle materia prime, alla tomba, ovvero agli impatti derivanti dallo smaltimento dei rifiuti prodotti.

Sovente, però, soprattutto negli LCA comparativi, si tende ad apportare dei “cut-off” al campo di applicazione per restringerlo e snellire lo studio che altrimenti risulterebbe assai dispendioso in termini di tempo e denaro. Quest’operazione è giustificata quando alcune fasi di produzione di un prodotto sono praticamente identiche, ad esempio la raccolta delle materie prime: si passa così da uno

studio “dalla culla alla tomba” a uno studio “dal cancello alla tomba”¹⁰ o, in caso di confronti di singole sottofasi all’interno di processi più ampi, “dal cancello al cancello”¹¹.

1.4.2. Raccolta dati di inventario (LCI)

Questa fase consiste nella descrizione quantitativa di tutti i flussi di materiali ed energia che attraversano i confini del sistema sia in ingresso che in uscita.

All’interno dei confini del sistema può essere utile creare un diagramma di flusso che rappresenti schematicamente il processo produttivo da esaminare.

Questo semplifica molto il passo successivo, che è la raccolta dati vera e propria.

I dati necessari allo scopo possono essere reperiti in tre modalità differenti, le quali ne discrimineranno l’affidabilità.

Esistono:

- dati primari, quelli raccolti direttamente dal produttore o dal gestore del servizio;
- dati secondari, messi a disposizione da banche dati disponibili all’interno del software;
- dati terziari, reperiti dalla letteratura scientifica inerente lo scopo dello studio.

Tutti i dati raccolti saranno suddivisi, per ogni box del diagramma, tra input (materia o energia in ingresso) e output (materia/energia prodotta in uscita).

¹⁰ Dall’inglese: “gate to grave”.

¹¹ Dall’inglese: “gate to gate”.

A questo punto, sarà inevitabile imbattersi in problemi di **allocazione degli impatti**: come quantificare gli impatti derivanti dalla generazione di co-prodotti o sotto-prodotti riutilizzabili.

Purtroppo però la questione è sempre una variabile dello studio e del campo di applicazione e perciò non esistono strategie univocamente determinate che semplifichino la risoluzione del problema.

1.4.3. Valutazione degli impatti del ciclo di vita (LCIA)

L'ultimo step prima di ottenere risultati significativi e confrontabili con altri studi, consiste nel valutare gli impatti del sistema considerato. Tale valutazione è un processo tecnico-quantitativo che integra gli effetti degli impatti ambientali delle sostanze identificate nell'inventario.

All'interno di questa fase sono contemplati quattro ulteriori passaggi:

- la classificazione degli impatti: la scelta di categorie ambientali (**impact categories**) in cui raggruppare i potenziali impatti (p.e. il riscaldamento globale, l'acidificazione del suolo, l'eutrofizzazione dei corpi idrici, ecc.);
- la caratterizzazione degli impatti: dove gli impatti vengono quantificati tramite formule standardizzate a livello internazionale che forniscono un valore puntuale (**impact score**) per ogni categoria di impatto;
- la normalizzazione: aiuta nella comprensione dei risultati tramite il paragone degli impatti prodotti con gli impatti che si avrebbero con un sistema di produzione comune (p.e. gli impatti derivanti dalla

produzione di sacchetti in mater-bi sono confrontati con gli impatti della produzione di sacchetti comuni non biodegradabili);

- e la pesatura: in cui ogni impact score viene opportunamente pesato e la somma dà un valore unico col quale fornire un giudizio sintetico di tutta la valutazione..

Le uniche fasi obbligatorie ai sensi della norma ISO 14040 sono quelle di Classificazione e Caratterizzazione.



Figura 15 - Fasi della Valutazione degli Impatti.

1.4.3.1. Categorie di impatto

Nel presente paragrafo seguirà l'elenco delle categorie di impatto usate in questo studio accompagnate da una breve descrizione.

Il **GWP**¹² esprime il contributo al riscaldamento globale dato da un'emissione gassosa in atmosfera. Un qualsiasi gas con determinate caratteristiche¹³ è in grado di interagire con le normali reazioni che avvengono nell'atmosfera e incoraggiare (con risultati negativi) il fenomeno naturale dell'effetto serra.

¹² Global Warming Potential, Potenziale di riscaldamento globale.

¹³ Elenco delle caratteristiche, risonanza, 2 o più atomi, ecc.ecc.

Tutte le molecole hanno un potenziale relativo alla molecola di CO₂, il cui potenziale è 1 e fa da riferimento.

Il valore finale assunto da quest'indicatore sarà espresso in unità di massa di CO_{2eq}.

La miscela gassosa viene considerata composta da sole molecole di CO₂ con massa pari al valore dell'Impact Score.

L'**AP**¹⁴ esprime il potenziale di acidificazione di una serie di sostanze con la capacità di formare protoni (nella forma H⁺). I singoli contributi sono calcolati in riferimento alla molecola di SO₂, il cui potenziale è 1 e fa da riferimento.

Il valore finale assunto da quest'indicatore sarà espresso in unità di massa di SO_{2eq}.

Tutti i composti acidificanti vengono riassunti tutti in una quantità di SO₂ pari al valore espresso in massa dell'Impact Score.

L'**EP**¹⁵ è dovuto a sostanze che alterano i normali processi biologici. Il fenomeno causato è l'eutrofizzazione in cui alcuni organismi traggono un enorme vantaggio a scapito di altre forme di vita. La principale conseguenza è l'enorme sequestro di O₂ e l'instaurarsi di una situazione anossica con il conseguente proliferare di indesiderabili processi anaerobici.

Il potenziale è definito come quantità di nutrienti che supera la richiesta stessa delle biomasse.

Il valore finale assunto da quest'indicatore sarà espresso in unità di massa di PO_{4eq}.

¹⁴ Acidification Potential, Potenziale di acidificazione.

¹⁵ Eutrophication Potential, Potenziale di eutrofizzazione.

Le sostanze eutrofizzanti sono concettualmente riassunte in un'unica massa di PO_4 con valore dato dal risultato dell'Impact Score.

L'**HTP**¹⁶ è uno degli indicatori con il più complesso sistema di modellazione è il potenziale di tossicità umana. Esso esprime sinteticamente il contributo di specie tossiche per l'uomo rilasciate in suoli, acque e aria.

Data la difficoltà di sviluppo, l'HTP va considerato come un'indicazione di massima piuttosto che come valore assoluto di tossicità.

E' calcolato sulla base della tossicità relativa della singola molecola confrontata con la molecola di 1,4-DCB, che fa da riferimento.

Il valore finale assunto da quest'indicatore sarà espresso in unità di massa di 1,4-DCB_{eq}.

Stesso discorso e stesse criticità per gli altri due indicatori di tossicità, il **FAETP**¹⁷ e il **TETP**¹⁸.

Il **POCP**¹⁹ stima il potenziale di creazione di agenti foto-ossidanti in troposfera. Uno dei problemi più diffusi, soprattutto nei grossi centri urbani, è la formazione dello smog fotochimico. La degradazione di composti organici volatili (in inglese, Volatile Organic Compounds, VOC)²⁰ in presenza di radiazione luminosa e di ossidi di azoto (NO_x)

¹⁶ Human Toxicity Potential, Potenziale di tossicità umana.

¹⁷ Freshwater Aquatic Ecotoxicity Potential, Potenziale di tossicità in acque dolci.

¹⁸ Terrestrial Ecotoxicity Potential, Potenziale di tossicità terrestre.

¹⁹ Photo-chemical Ozone Creation Potential, Potenziale di creazione di ozono foto-chimico

²⁰ I composti organici volatili raggruppano una numerosa schiera di molecole molto eterogenea nel comportamento chimico-fisico. Si classificano come VOC, infatti, sia gli idrocarburi contenenti carbonio ed idrogeno come unici elementi (alcheni e composti aromatici) sia composti contenenti ossigeno, cloro o altri elementi tra il carbonio e l'idrogeno, come gli aldeidi, eteri, alcool, esteri, clorofluorocarburi (CFC) ed idroclorofluorocarburi (HCFC). In generale, si definiscono VOC, tutti quei composti che, a temperatura ambiente (20 °C), hanno una pressione di vapore pari a 0,01 kPa o superiore (Art. 268 del D.Lgs. 152/2006 e smi).

provenienti principalmente dal traffico urbano è la causa della formazione di molecole di ozono (O_3) in troposfera²¹ dove però costituisce un elemento di pericolo per piante e animali.

L'indicatore esprime sinteticamente il potere ossidante di un'emissione gassosa in atmosfera, misurato sulla base dei singoli contributi relativi al potenziale della molecola di etilene (C_2H_4), posto uguale a 1.

Il valore finale assunto da quest'indicatore sarà espresso in unità di massa di C_2H_{4eq} .

La miscela gassosa viene considerata composta da sole molecole di etilene con massa pari al valore dell'Impact Score.

Sempre la stessa molecola, l'ozono, è responsabile di effetti benefici se, invece, consideriamo la sua presenza in stratosfera²². Qui viene incessantemente formato e distrutto ad opera della radiazione luminosa. Queste reazioni sono responsabili dell'assorbimento di buona parte dei raggi UV che, altrimenti, sarebbero molto dannosi se riuscissero a raggiungere la superficie terrestre.

Pur se estremamente sottile, lo strato di ozono svolge un ruolo vitale e insostituibile che però è minacciato dalla presenza di alcune sostanze, di quasi esclusiva natura sintetica, capaci di interferire con il normale ciclo dell'ozono stratosferico.

Sono soprattutto i composti del cloro a minacciare lo strato di ozono. Tra gli altri, i famosi CFC (clorofluorocarburi)²³, gli idrocarburi alogenati o altri composti organici volatici.

²¹ La parte più bassa dell'atmosfera, quella che risente dell'azione antropica.

²² La parte dell'atmosfera compresa tra i 15 e i 40 km di altitudine in cui avvengono le reazioni che bloccano (poiché assorbono) la maggior parte dei raggi UV provenienti dal sole.

²³ Col nome commerciale di FREON, sono stati usati soprattutto come refrigeranti fino al 1990, anno della loro messa al bando.

L'**ODP**²⁴ misura, sulla base della reattività specifica e del tempo di residenza, il contributo di un'emissione gassosa in atmosfera all'assottigliamento dello strato di ozono stratosferico sulla base dei singoli contributi calcolati relativamente al potenziale della molecola di CFC-11²⁵, considerata la più pericolosa, con un valore teorico pari a 1.

Il valore finale assunto da quest'indicatore sarà espresso in unità di massa di CFC-11_{eq}.

La miscela gassosa viene considerata composta da sole molecole di CFC-11 con massa pari al valore dell'Impact Score.

L'**ADP**²⁶ è una misura del graduale depauperamento delle risorse abiotiche (non organiche). L'indicatore tiene conto del consumo delle risorse non rinnovabili. L'unità di misura che lo identifica è il kg di Sb-equivalenti.

1.4.3.2. Strumenti per la caratterizzazione

L'Impact score (IS) appena menzionato è un valore numerico che sintetizza tutta l'informazione presente per una data *categoria di impatto*, espresso nella relativa unità di misura. L'esempio classico che permette un'immediata comprensione è il caso delle emissioni di gas serra (in inglese, GHG-emissions) che contribuiscono al riscaldamento globale.

²⁴ Ozone Depletion Potential, Potenziale di riduzione dell'ozono (stratosferico).

²⁵ Conosciuto col nome di TricloroFluoroMetano, con formula chimica CCl₃F.

²⁶ Abiotic Depletion Potential, Potenziale di depauperamento delle risorse abiotiche.

La categoria di impatto che descrive il fenomeno è il potenziale di riscaldamento globale (GWP)²⁷. Il GWP, come detto, è calcolato considerando il potenziale contributo all'effetto serra di ogni singola molecola che costituisce un'emissione gassosa in atmosfera. Il singolo contributo molecolare è il fattore **di impatto** (in inglese, IF, impact factor). L'IS tiene conto di tutti i singoli IF e delle abbondanze relative delle rispettive sostanze.

Quello che succede nella pratica è sintetizzabile con questa formula:

$$IS = \sum_{i=1}^n [A_i] * IF_i$$

dove:

$[A_i]$ è la quantità in massa della specie i-esima;

IF_i è il fattore di impatto della specie i-esima.

L'IF non è un dato di semplice comprensione e non è quasi mai il frutto di calcoli immediati ma, piuttosto, deriva da complessi quanto laboriosi passaggi matematici.

Per semplificare, considerando la nostra emissione gassosa, essa sarà costituita da una miscela di gas. Ciascun gas sarà caratterizzato da un IF calcolato sulla base del potenziale effetto serra della CO₂ (che quindi avrà IF=1). Considerando il GWP₁₀₀, il metano ha IF=25, ovvero una molecola di metano ha un potenziale effetto serra in atmosfera uguale a venticinque molecole di anidride carbonica. Moltiplicando la quantità di metano presente nell'emissione per 25, si otterrà l'IS del metano, ovvero il singolo contributo del metano all'effetto serra.

²⁷ Essendo la risultante delle interazioni di diverse sostanze gassose presenti in atmosfera, con tempi di residenza variabili, ci sono diversi modi di valutare il GWP. Può essere, infatti, calcolato sui prossimi 20 anni, quindi GWP₂₀, oppure sui prossimi 100, GWP₁₀₀, o addirittura sui prossimi 500, GWP₅₀₀.

Tornando alla formula precedente, la sommatoria dei singoli contributi di tutte le specie chimiche di un'emissione fornirà l'IS che sarà quindi espresso in massa di CO_{2eq}²⁸.

Analogamente, ci sarà un IS per tutte le categorie di impatto: il potenziale di acidificazione (AP) espresso in equivalenti di biossido di zolfo (SO_{2eq}); il potenziale di eutrofizzazione (EP) espresso in equivalenti di fosfato (PO_{4eq}), ecc.

Una categoria di impatto rappresenta una problematica ambientale ben precisa e per essa ne quantifica gli impatti potenziali sulla base dei dati inseriti in fase di inventario.

Ogni studio di LCA deve essere caratterizzato da diverse IC che descrivano gli impatti dell'intero ciclo.

La scelta delle categorie è soggettiva ma valgono alcune condizioni chiave:

- come raccomandazione generale, si consiglia di scegliere categorie di impatto per le quali è stato raggiunto un ampio consenso internazionale;
- non scegliere troppe categorie;
- è consigliabile scegliere due categorie indipendenti per evitare conteggi ridondanti;
- i metodi di caratterizzazione, e relativi fattori, presenti in ciascuna categoria, dovrebbero essere disponibili.

²⁸ Equivalenti di biossido di carbonio (in inglese, CDE, Carbon dioxide equivalent)

1.4.4. Interpretazione dei risultati

In questa fase si andranno ad analizzare i maggiori contributi al risultato finale, si effettuerà un'analisi di sensitività e un'analisi di incertezza.

L'interpretazione non è un passaggio banale e totalmente soggettivo ma, anzi, è una tecnica sistematica per identificare, quantificare, controllare e stimare l'informazione derivante da tutte le fasi precedenti.

Lo scopo dell'interpretazione è determinare il livello di confidenza del risultato finale e renderlo disponibile in maniera completa, accurata e comprensibile.

E' possibile raggiungere tale obiettivo attraverso l'identificazione degli elementi che contribuiscono più significativamente a ogni categoria di impatto, stimando la sensitività dei dati, ovvero quanto il risultato dipende dal variare del dato stesso, valutando la completezza e la consistenza dello studio, e tracciare conclusioni e raccomandazioni basate sulla chiara comprensione di come è stato condotto lo studio e di come sono stati sviluppati i risultati (Guinée, 2002).

1.5 Stato dell'arte

L'LCA come strumento di supporto alla decisioni riguardanti la gestione dei rifiuti, sta subendo una rapida espansione in virtù di alcune sue proprietà come la gestione trasparente dei dati e delle

analisi del sistema oggetto di studio e la sua facilità nel ripercorrere, rivedere e quindi sottoporre a revisione tutto l'iter che ha portato a determinati risultati.

Di seguito, è riportata una breve sintesi di alcuni articoli scientifici che hanno come oggetto uno studio LCA comparativo applicato alla gestione dei rifiuti biodegradabili e nei quali una delle opzioni analizzate è la digestione anaerobica. Lo scopo di questo paragrafo è di fornire una panoramica sui risultati ottenuti negli ultimi anni in questo campo, sulle problematiche ancora aperte, ecc.

Sonneson et al. (2000) hanno effettuato un'analisi comparativa sia ambientale che economica di quattro differenti trattamenti di rifiuti organici (costituiti da FORSU e reflui civili). Nei primi tre scenari cambia il trattamento della FORSU (incenerimento con recupero di energia, compostaggio e digestione anaerobica) ma rimane invariato il trattamento dei reflui (trattamento convenzionale a tre step). Nella quarto scenario si effettua una digestione anaerobica della FORSU e un trattamento separato diversificato per i reflui civili. I risultati indicano che la digestione anaerobica è meno impattante rispetto agli altri sistemi di gestione, ma la più costosa. Il compostaggio comporta vantaggi ambientali rispetto all'incenerimento senza accrescere in modo significativo i costi. Tale conclusione è valida però solo se il biogas permette la produzione del calore necessario al trattamento di digestione anaerobica, in caso contrario le prestazioni dell'incenerimento non sono differenti da quelle della digestione anaerobica per GWP, AP ed EP.

Come si può osservare dalla figura 15, i costi principali sono dovuti per l'incenerimento e il compostaggio al trasporto dei rifiuti, mentre

per la digestione anaerobica essi derivano soprattutto dal processo di trattamento. Per quanto riguarda i ricavi, invece, quelli maggiori derivano per l'incenerimento dalla produzione di calore, per il compostaggio dal compost e per la digestione anaerobica dal biogas utilizzato come combustibile per i veicoli.

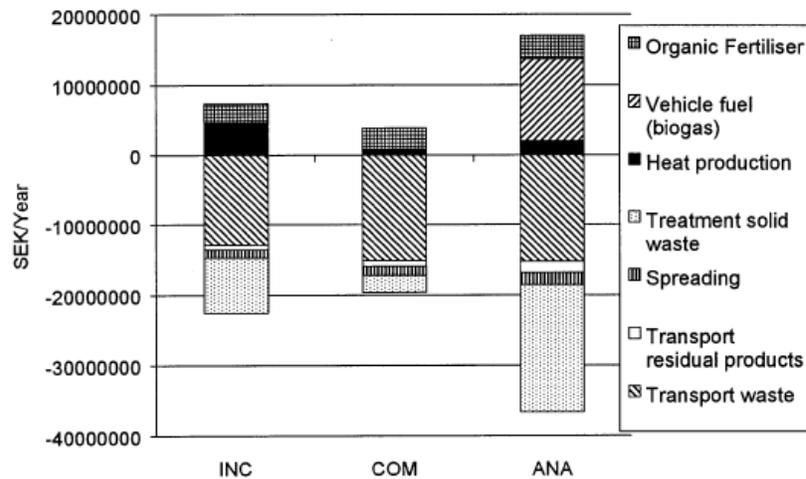


Figura 16 - Comparazione economica di incenerimento, compostaggio e digestione anaerobica (Fonte: Sonesson et al., 2000)

Finnveden et al. (2005) propongono uno studio²⁹ nel quale per ciascuna frazione di rifiuti considerata (combustibile, riciclabile e organica) vengono analizzati diversi metodi di trattamento. Per la frazione organica, i metodi analizzati sono digestione anaerobica, compostaggio, incenerimento e smaltimento in discarica.

L'unità funzionale scelta è l'ammontare di rifiuti (per tipologia) prodotti in un anno in Svezia. Il rifiuto è un input del sistema, quindi lo studio non contempla gli impatti della sua produzione e della sua raccolta³⁰.

Tra i risultati più interessanti, vi è l'evidenza che le emissioni di gas clima-alteranti (espressi in CO₂-equivalente) relativi alla digestione anaerobica risultano negative.

²⁹ Lo studio si focalizza sulle condizioni svedesi ma dà indicazioni generali interessanti.

³⁰ In accordo alla definizione di LCA dal momento che per tutti i processi si considera la stessa quantità di rifiuto di identica composizione.



Figura 17 - Risultati per l'indicatore di riscaldamento globale relativo a tutto il sistema e suddiviso per categoria di rifiuti (Fonte: Finnveden et al., 2005)

Come mostrato in fig. 17, per quanto riguarda la frazione organica ("Food waste"), l'unico processo in grado di avere un impatto negativo (che nella fattispecie sta a significare un contributo che contrasta l'aumento di effetto serra) è la digestione anaerobica. L'incenerimento ha un'emissione praticamente nulla mentre è facile notare quanto sia ambientalmente sfavorevole lo smaltimento in discarica che emette più di 2 tonnellate di CO₂ equivalente per tonnellata di rifiuto trattato.

La gerarchizzazione dei diversi metodi ottenuta da Finnveden e coautori varia fra le varie categorie di impatto e fra differenti scenari (fig. 18). In generale la digestione anaerobica è preferibile rispetto al compostaggio e alla discarica. La preferibilità fra incenerimento e digestione varia in funzione di categorie di impatto e scenari, altrettanto la preferibilità fra compostaggio e discarica. Il compostaggio diventa un'alternativa interessante se le distanze percorse sono brevi. Quindi, secondo gli autori, il compostaggio di grandi dimensioni è di limitato interesse mentre quello casalingo o di

piccole dimensioni può avere la sua valenza. Bisogna notare comunque che i risultati sono legati ad alcune importanti ipotesi. La prima è che il materiale in uscita da compostaggio e digestione sia utilizzato come fertilizzante ma ciò non è scontato a causa della possibile presenza di contaminanti. Inoltre si è assunto che digestato e compost possano sostituire N e P, ma non si è valutato il loro apporto in termini di sostanza organica e micronutrienti.

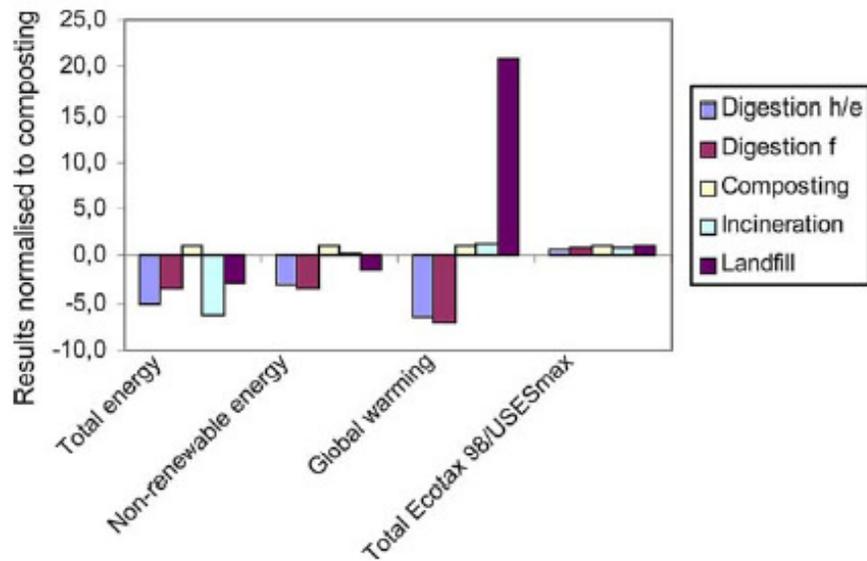


Figura 18 - Risultati di un'analisi comparativa tra quattro differenti opzioni di trattamento di rifiuti organici (Fonte: Finnveden et al., 2005)

Chaya e Gheewala (2007) confrontano la gestione di RSU raccolti in modo indifferenziato tramite incenerimento e digestione anaerobica ottenendo per quasi tutti gli impatti selezionati (GWP, AP, POCP, ODP, Energy Demand) una netta preferenza per la digestione anaerobica. L'unica categoria di impatto verso la quale la digestione anaerobica mostra effetti peggiori rispetto all'incenerimento è l'eutrofizzazione a causa delle elevate emissioni di ammoniaca in acqua derivanti dal processo di digestione.

Cherubini et al. (2009) in uno studio effettuato sulla gestione dei rifiuti nel comune di Roma confrontano la gestione degli RSU tramite tre differenti scenari: 1) smaltimento in discarica con recupero di biogas, 2) raccolta differenziata con separazione di frazione inorganica ed organica e produzione di biogas e compost e 3) incenerimento del rifiuto indifferenziato. L'analisi è svolta non solo con l'ausilio della metodologia LCA ma includendo anche altri strumenti fra cui l'impronta ecologica (IE) e il Material Flow Accounting (MFA). I risultati mostrano che la separazione dei rifiuti con correlata produzione di biogas e compost è l'opzione preferibile nonostante i problemi ambientali locali derivanti dalle emissioni in atmosfera. La produzione di energia comporta rilevanti vantaggi a scala globale (GWP e AP) e riduce fortemente l'impronta ecologica della gestione dei rifiuti. Dal punto di vista del MFA uno degli aspetti più interessanti è che lo smaltimento in discarica richiede un consumo assai più basso della risorsa idrica rispetto alla digestione anaerobica e all'incenerimento.

Altri studi (Khoo, et al. 2010; Rigamonti, et al. 2010) hanno cercato di investigare la migliore strategia di gestione per ogni singola frazione derivante dalla raccolta differenziata.

Rigamonti et al. (2010) riassumono una serie di valutazioni del ciclo di vita fatte precedentemente sulle diverse sotto-unità che compongono i RSU.

Lo scopo dello studio è quello di definire un sistema di gestione che integri i migliori trattamenti per ciascuna frazione di rifiuto. Per quanto riguarda la frazione organica sono messi a confronto compostaggio e digestione anaerobica. Rigamonti e coautori sottolineano che i

risultati ottenuti cambiano notevolmente a seconda della tecnologia usata, del tipo di processo (secco o umido, batch o continuo, ecc.) e della scala dell'impianto.

Le variabili più sensibili per definire correttamente gli impatti, sempre secondo lo studio, sono:

1. la resa del biogas;
2. Il consumo di acqua ed energia;
3. l'utilizzo del biogas;
4. il destino del digestato.

Per quanto riguarda i punti 1. e 4., gli autori adottano le stesse condizioni sviluppate anche nel presente lavoro. Un tasso di produzione del biogas del 30-35% e il digestato che subisce un ulteriore trattamento, aerobico, al fine di rientrare nelle specifiche della normativa italiana riguardo al compost. Stando a queste condizioni, si legge, il processo di digestione anaerobica si mostra vantaggioso rispetto al compostaggio per i diversi indicatori ambientali considerati (GWP, AP e HTP).

I valori sotto riportati (fig. 19) sono abbastanza favorevoli sia per la digestione anaerobica che per il compostaggio (evidenziati nel riquadro rosso). Come anticipato, non è possibile esprimere un commento preciso poiché i risultati sono espressi come intervalli di valori che cambiano al variare dei parametri descritti precedentemente. Si può, però, affermare che la digestione anaerobica mostra delle tendenze generalmente preferibili al compostaggio.

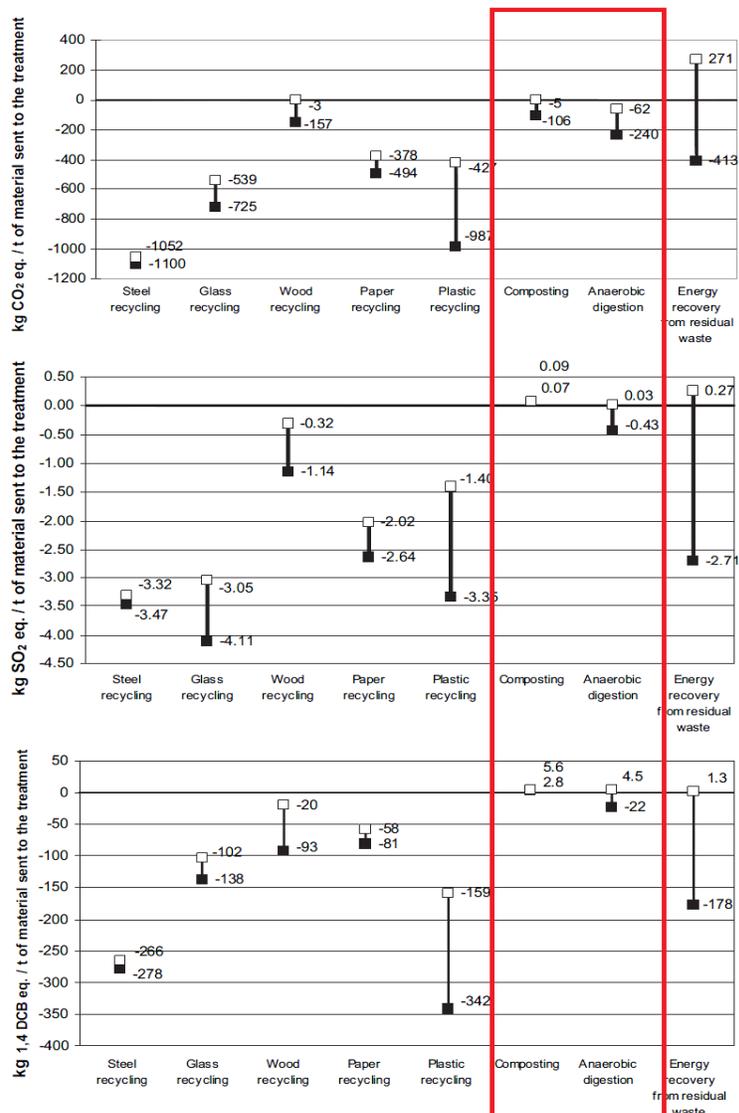


Figura 19 - Intervalli dei valori per i principali indicatori ambientali. Dall'alto: GWP, AP, HTP. (Fonte: Rigamonti et al., 2010)

Anche Khoo et al. (2010) effettuano un LCA comparativo tra quattro possibili scenari per il trattamento dei rifiuti alimentari.

Nello scenario 1 viene usato un digestore anaerobico da 3,5 MW di potenza installata, successivo compostaggio del digestato e il resto dei rifiuti inceneriti;

lo scenario 2 prevede un impianto da 6 MW, con compostaggio del digestato, e il resto dei rifiuti inceneriti;

lo scenario 3 usa sia l'impianto da 3,5 MW che quello da 6 MW, compostaggio per il digestato, e il resto dei rifiuti inceneriti;

lo scenario 4 prevede entrambi gli impianti, compostaggio per il digestato, e del resto dei rifiuti il 50% viene incenerito e l'altro 50% viene trattato in un impianto di compostaggio aerobico di piccola scala.

L'unità funzionale scelta per tutti gli scenari è l'ammontare annuo di rifiuti alimentari prodotti da Singapore (570.000 t).

Le categorie di impatto scelte sono: GWP, AP, EP, POCP e Energy Demand.

Quello che emerge dallo studio, dopo la normalizzazione dei dati, è sintetizzato nella figura 20.

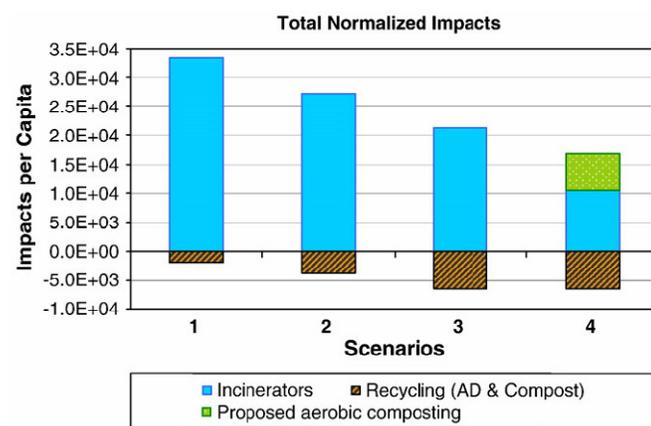


Figura 20 - Risultati globali dopo la normalizzazione relativi a 4 differenti scenari di trattamento dei rifiuti (Fonte: Khoo et al., 2010)

In figura è possibile notare i quattro scenari messi a confronto. E' facile notare che all'aumentare della quota di rifiuti riciclati (quindi al diminuire della quota incenerita) le prestazioni ambientali migliorano (scenari 1-3). E' possibile anche osservare che il compostaggio aerobico è preferibile all'incenerimento (scenario 3 e 4). Il guadagno netto è dato soprattutto dagli indicatori del GWP, alla luce delle minori emissioni dell'impianto di compostaggio proposto, e dell'EP, in quanto

il biocompost evita la produzione di fertilizzante sintetico riducendo il rischio di eutrofizzazione per eccesso di nutrienti. Gli autori sottolineano anche che la digestione anaerobica è preferibile al compostaggio soprattutto grazie alle minore emissioni di CO₂ e NH₃.

Hospido et al. (2005) operano un confronto, sempre sulla base di un'analisi LCA, che evidenzia alcune criticità nel trattare i fanghi di depurazione.

Lo scopo è di paragonare diversi trattamenti per i fanghi: la pirolisi, l'incenerimento e lo spandimento su suoli agricoli. L'unità funzionale scelta per operare questo confronto è 1 t di fango misto (primario+secondario) inspessito.

I tre metodi di gestione sono stati paragonati con l'ausilio di altrettanti scenari rappresentativi.

Lo scenario 0, per lo spandimento in agricoltura, prevede un primo momento in cui il fango è trattato in un impianto di digestione anaerobica seguito dallo spandimento su suolo agricolo;

lo scenario 1, per l'incenerimento, prende in considerazione un primo processo di dewatering, attraverso ventidue centrifughe, poi l'incenerimento vero e proprio a 850 °C;

lo scenario 2, per la pirolisi, prevede un dewatering iniziale a cui segue il processo di pirolisi che, in un caso considera il syngas (il gas prodotto dalla pirolisi) come unico prodotto riutilizzabile per recuperare energia (scenario 2a), nell'altro considera tutti i co-prodotti della pirolisi riutilizzati in modi differenti (scenario 2b).

Le categorie di impatto scelte da Hospido et al. sono AP, EP, GWP, HTP e TETP (TTP nello studio).

Lo studio non porta a risultati univoci, come si può notare in fig. 21.

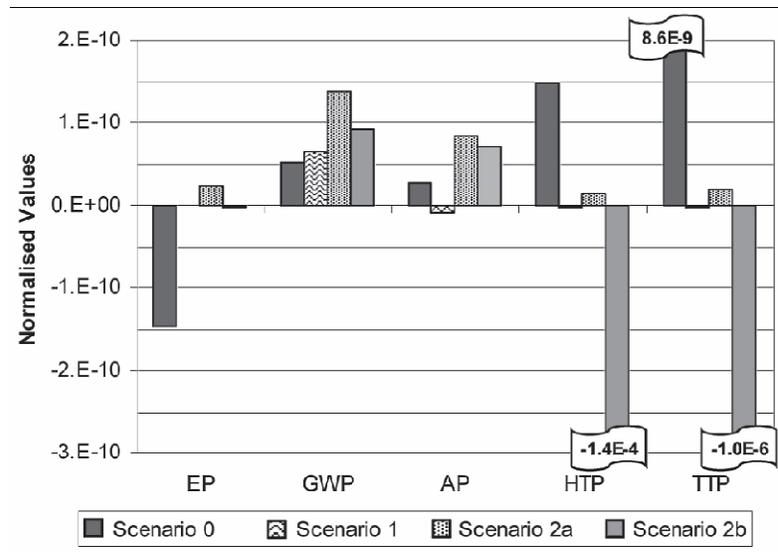


Figura 21 - Risultati normalizzati per ogni categoria di impatto

Si evince chiaramente che lo scenario 2b mostra impatti molto positivi per quanto riguarda l'HTP e il TETP. Lo scenario 0 (quello attuale) è molto migliorativo per quanto riguarda l'EP, questo perché consente di risparmiare fertilizzante minerale e quindi l'eccesso di nutrienti, e abbastanza migliorativo anche per il GWP in funzione delle minori emissioni dell'impianto di digestione anaerobica.

1.6 Abstract³¹

Waste management is becoming, year after year, always more important both for the costs associated with it and for the ever increasing volumes of waste generated.

³¹ Il lavoro appena introdotto è stato presentato al 17esimo convegno SETAC sull'LCA. Il paragrafo riporta l'abstract prodotto per la selezione.

The discussion on the fate of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) leads everyday to new solutions. Many alternatives are proposed, ranging from incineration to composting passing through anaerobic digestion.

"For Biogas" is a collaborative effort, between C.I.R.S.A. and R.E.S. cooperative, whose main goal is to generate "green" energy from both biowaste and sludge anaerobic co-digestion.

Specifically, the project include a pilot plant receiving **dewatered sludge** from both urban and agro-industrial sewage (DS) and the **organic fraction of MSW** (in 2/1 ratio) which is digested in absence of oxygen to produce biogas and digestate.

Biogas is piped to a co-generation system producing power and heat reused in the digestion process itself, making it independent from the national grid.

Digestate undergoes a process of mechanical separation giving a liquid fraction, introduced in the treatment plant, and a solid fraction disposed in landfill (in future it will be further processed to obtain compost).

This work analyzed and estimated the impacts generated by the pilot plant in its operative phase.

Once the model was been characterized, on the basis of the *CML2001* methodology, a comparison is made with the present scenario assumed for OFMSW and DS.

Actual scenario treats separately the two fractions: the organic one is sent to a composting plant, while sludge is sent to landfill.

Results show that the most significant difference between the two scenarios is in the GWP category as the project "For Biogas" is able to generate "zero emission" power and heat.

It also generates a smaller volume of waste for disposal.

In conclusion, the analysis evaluated the performance of two alternative methods of management of OFMSW and DS, highlighting that "For Biogas" project is to be preferred to the actual scenario.

2 MATERIALI E METODI

In accordo alla norma ISO 14040:2006 lo studio di valutazione comparativa del ciclo di vita ha compreso le quattro fasi prima menzionate.

I successivi paragrafi (2.2, 2.3 e 2.4) descriveranno le prime tre fasi dello studio LCA effettuato, mentre la fase di interpretazione sarà discussa nel Capitolo 3.

Prima di approfondire la metodologia LCA adottata, il paragrafo 2.1 proporrà una digressione sul software che ha supportato questo lavoro.

2.1 Gabi Software 4.4

Le fasi di modellazione degli scenari, inserimento dei dati di inventario e calcolo degli impatti sono state sviluppate e organizzate tramite Gabi 4.4 Professional, software prodotto dalla PE INTERNATIONAL³² per supportare valutazioni di ciclo di vita.

³² <http://www.pe-international.com/company/about-pe-international/>

Tra le altre funzionalità, Gabi permette di ricreare qualsiasi realtà organizzandola in Piani, Processi e Flussi, i tre pilastri della struttura interna del software.

Un piano è un oggetto che raccoglie un insieme di informazioni (processi e flussi) correlate fra loro (per es. gli scenari descritti in seguito, corrispondono, nel software, ad altrettanti piani).

Un processo è un oggetto che raccoglie dei dati in input e dei dati in output. Più processi, collegati tramite dei flussi, possono far parte di un unico piano.

I flussi, di materia o energia, equivalgono ai dati raccolti in inventario e sono organizzati in input e output nei processi con il loro proprio quantitativo e relativa unità di misura.

L'organizzazione descritta è riassunta nella figura 22:

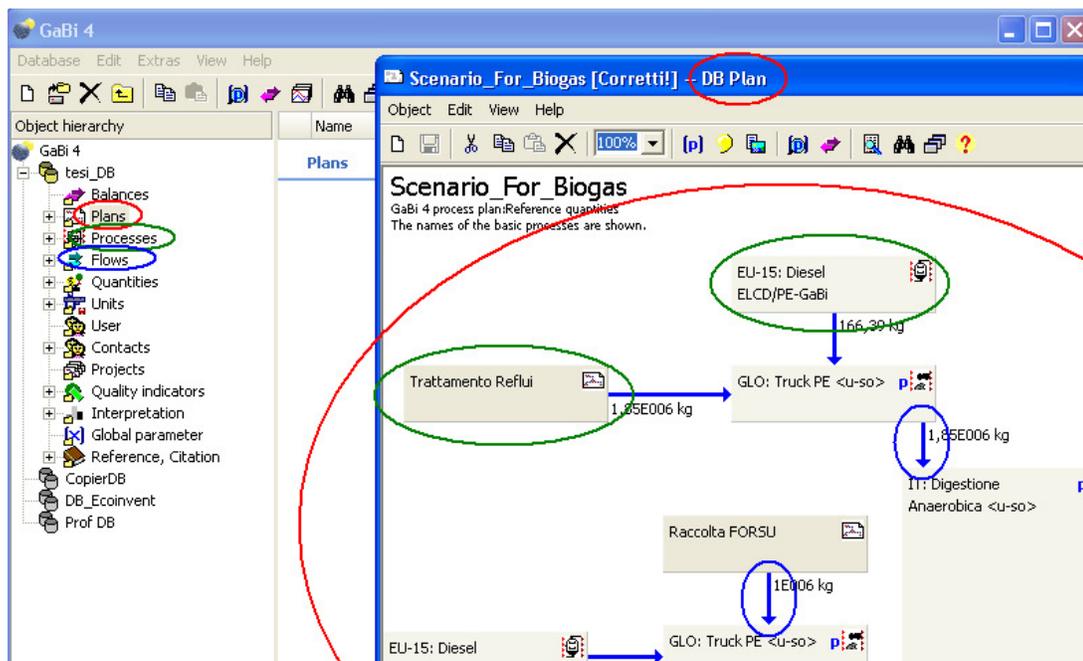


Figura 22 - Ambiente di lavoro del software Gabi 4.4

Nei cerchi rossi sono rappresentati i “Piani”, nei verdi i “Processi” e nei cerchi rossi i “Flussi”.

Quello che operativamente è stato realizzato consiste nella realizzazione di tre differenti scenari in altrettanti piani.

2.2 Fase 1: Definizione dello scopo e del campo di applicazione

Gli studi LCA si distinguono in due grosse macrocategorie:

- **studi retrospettivi**, che guardano a quella che è stata una situazione passata o ancora in atto, con lo scopo di valutarne a *posteriori* e con il giusto grado di approfondimento, gli aspetti ambientalmente più rilevanti;
- e **studi prospettivi** che, invece, mirano a valutare le conseguenze delle scelte tra due o più alternative, fornendo agli stakeholders tutti gli strumenti necessari per decidere correttamente (in inglese, vengono anche definiti “change-oriented studies”).

Il presente è uno studio prospettivo che ha due obiettivi principali:

- il primo è **fornire una serie di informazioni** e indicazioni rispetto agli impatti globali derivanti dalla gestione operata nel Comune di Bagnacavallo della FORSU e dei FD “dalla culla alla tomba”;
- il secondo è **paragonare due sistemi di gestione** di rifiuti alternativi: il sistema attuale³³, gestito da HERA S.p.A., e il sistema innovativo proposto con il progetto “For Biogas”.

Una criticità di questo confronto è rappresentata dai volumi annui trattati rispettivamente. La società HERA ha trattato, nel 2009, circa

³³ Che prevede il compostaggio per la FORSU e il conferimento in discarica (per la copertura degli strati) per i FD.

25000 t di rifiuti organici solo nell'impianto di compostaggio di Voltana (RA) e 750 t di fanghi prodotte soltanto dal trattamento delle acque reflue di Bagnacavallo (RA). L'impianto previsto dal progetto "For Biogas" lavora circa 1000 t di FORSU e 2000 t di FD. Numeri così diversi rendono impossibile una comparazione sulla base dei dati acquisiti direttamente, riferiti ad un anno di esercizio.

Va inoltre sottolineato che, se da un lato, il progetto "For Biogas" gestisce in maniera congiunta i due rifiuti, con un rapporto ben preciso (che è circa FORSU:FD=1:2), HERA li gestisce in maniera separata e quindi con quantitativi variabili in maniera indipendente. I due problemi sono stati risolti scegliendo come unità funzionale di entrambi i sistemi la gestione di 1 tonnellata di rifiuto (risolvendo la questione dei diversi quantitativi trattati) composta da 351 kg di FORSU e 649 kg di FD (risolvendo, così, anche la diversa proporzione). La stessa unità funzionale è stata impiegata in numerosi studi di Life Cycle Assessment applicati alla gestione dei rifiuti (Chaya e Gheewala, 2007; Cherubini et al., 2009; Martínez-Blanco et al., 2010; Rigamonti et al., 2010)

Il paragone ha incluso anche i processi in comune ai due sistemi di gestione:

- la raccolta e il trasporto della FORSU al punto di trattamento;
- l'impianto di depurazione di acque reflue di Bagnacavallo (RA).

Sono state, altresì fatte delle importanti assunzioni al fine di semplificare il lavoro:

- per tutti gli scenari considerati, la valutazione del ciclo di vita è stata effettuata soltanto alla fase di esercizio. Le fasi di costruzione degli impianti e di smantellamento, in accordo alla normativa ISO 14040:2006 sono state escluse dai confini del sistema in quanto la

- durata dell'esercizio degli impianti è sicuramente superiore ai 3 anni (tempo limite oltre il quale è permessa quest'assunzione);
- tutto il quantitativo di fanghi è supposto essere smaltito in discarica anche se una piccola aliquota viene in realtà trattata dalla ditta SOTRIS³⁴;
 - i fanghi di depurazione, previo trattamento di disidratazione, sono riutilizzati come inerti nelle procedure di capping della discarica per rifiuti non pericolosi, situata sulla S.S. Romea km 2,6, di Ravenna. Per rendere nel modo più vicino alla realtà il loro trattamento, nella modellazione i fanghi vengono smaltiti in una discarica per inerti; questo perché gli impatti associabili al fango così trattato risultano molto più simili ad un rifiuto inerte che ad un rifiuto normale, molto più reattivo;
 - non è stato possibile prendere in considerazione il trattamento che i fanghi subiscono presso l'impianto DISIDRAT che ha lo scopo di disidratare fortemente i fanghi provenienti dal depuratore di Bagnacavallo prima di inviarli alla discarica sulla S.S. Romea km 2,6 di Ravenna per essere usati per le operazioni di copertura. Questa impossibilità è stata dovuta al fatto che l'impianto DISIDRAT non è gestito direttamente da HERA e quindi non è stato possibile recuperare i dati. Siccome gli impatti relativi al processo che avviene presso DISIDRAT potrebbero essere abbastanza rilevanti (dato che la disidratazione è un processo energivoro) i risultati dell'LCA sullo scenario HERA sono probabilmente migliorativi rispetto alla situazione reale;
 - il processo che genera alluminato di sodio, usato nel trattamento delle acque reflue, non era presente nei database a nostra

³⁴ Assunto concordato con l'Ing. Galloni, responsabile Gestione Depurazione, HERA Ravenna S.r.l., durante un incontro privato.

disposizione: per ovviare, il processo è stato modellato sulla base della reazione (e quindi dei reagenti) che portano alla sua formazione in accordo a quanto suggerito da Hirschler et al. (2005).

- per i processi che generano energia (come, ad esempio, la cogenerazione del biogas) è stato necessario valutare gli impatti potenzialmente generati dalla produzione del medesimo quantitativo di energia, espresso in kWh/a, da fonti convenzionali (quindi anche combustibili fossili). Energia che è quindi del tutto equivalente e che va a evitare la produzione convenzionale, ragion per cui gli impatti ad essa associati sono stati sottratti al totale;
- nel caso della produzione di compost, è stato necessario valutare gli impatti derivanti dalla produzione di fertilizzante minerale, considerando il quantitativo di azoto totale come metro di paragone. Tale produzione è stata modellata grazie a un processo presente all'interno del database Ecoinvent, nel quale è prodotto un fertilizzante dal contenuto di azoto totale pari a circa il 32% in peso. Il compost prodotto sia da HERA che (potenzialmente) da "For Biogas" è caratterizzato da un quantitativo di azoto totale pari a circa il 2% sulla sostanza secca (nell'assunzione 2,2%).
Conoscendo il grado di umidità del compost, è stato possibile paragonare i due quantitativi sulla base dei quali stimare correttamente la quantità di fertilizzante minerale contenente la medesima quantità di azoto del compost. L'impatto del processo UREA AMMONIUM NITRATE è stato sottratto al totale in quanto il biocompost ha tutti i requisiti per sostituire il fertilizzante sintetico;
- tutte le distanze, tranne quelle relative alla raccolta FORSU, modellata diversamente, sono state considerate pari a 5 km per

semplicità di calcolo dal momento che differivano tutte di pochi chilometri.

2.2.1. Descrizione e analisi degli scenari

Tutte le informazioni raccolte (dati di gestione, input energetici, valori di emissioni, ecc.) sono state utilizzate per la costruzione di scenari che riflettono diversi contesti reali o potenziali.

Nel caso di studio proposto, sono stati investigati tre scenari distinti: **Scenario HERA**, **Scenario ForBiogas1** e **Scenario ForBiogas2**. Al fine poi, di comprendere meglio la significatività degli impatti estrapolati da ciascuno scenario, è stato creato uno scenario fittizio che servirà solo da riferimento chiamato, appunto, **Scenario Riferimento**.

2.2.1.1. Scenario HERA

Come anticipato in precedenza, il progetto “For Biogas” ha messo a punto un sistema di gestione FORSU/FD alternativo all’attuale metodo di gestione applicato sul territorio di Bagnacavallo, in provincia di Ravenna. Lo scenario attuale è rappresentato, dunque, dalla gestione HERA delle due tipologie di rifiuto.

Sul territorio di Bagnacavallo è presente un impianto di depurazione di acque reflue che nel 2009 ha trattato 1.275.000 m³ di reflui³⁵.

³⁵ Comunicazione personale fatta dall’Ing. Galloni, responsabile Gestione Depurazione, HERA Ravenna S.r.l., durante un incontro privato.

La produzione netta di fanghi disidratati è di 750 t che in parte (630 t) finiscono in discarica e in parte (120 t) sono trattati da un'azienda terza, la SOTRIS, che li recupera insieme alle lolle di riso.

Nella modellazione si è supposto che l'intero quantitativo di FD sia smaltito in discarica.

Nel centro storico di Bagnacavallo, il comune ha predisposto un'isola ecologica per la raccolta differenziata, supportata dal cosiddetto "porta a porta" per le varie frazioni. La frazione organica è raccolta tre volte a settimana, con un percorso fisso del minicompattatore, il cui consumo medio giornaliero è di 30 litri di gasolio.

Questa frazione organica, così raccolta, viene inviata all'impianto di compostaggio di Voltana (Ra), che tratta rifiuto organico, sia urbano che agricolo, e scarti vegetali provenienti dal bacino territoriale della Provincia di Ravenna.

Le fasi fondamentali che si svolgono nell'impianto sono:

- triturazione iniziale;
- miscelazione con matrici ligno-cellulosiche;
- deferrizzazione;
- ossigenazione accelerata in cumuli (per 25-28 gg.);
- maturazione secondaria (fino a 62 gg.);
- vagliatura e stoccaggio del prodotto finale.

L'impianto produce compost di qualità (ACM) e biostabilizzato (Compost Fuori Specifica).

Per la linea di produzione ACM, nel 2009, sono stati trattati 24.885 t di rifiuti organici (HERA, 2010).

Nello stesso anno, la quantità di compost prodotto ammontava a 5283 t pari a quasi il 25% del rifiuto in ingresso.

Il destino del compost così prodotto è per la maggior parte (circa 3.000 t) il pieno campo, un'aliquota (quasi 1.500 t) è utilizzata per la produzione di terriccio e la parte restante viene impiegata in attività di giardinaggio.

Nel software, questo scenario è modellato grazie a due piani distinti che si riferiscono alla gestione delle due tipologie di rifiuto nel solo anno 2009³⁶: il piano "Compostaggio" e il piano "Trattamento fanghi". La modellazione effettuata è mostrata in fig.23.



Figura 23 - Piano "Scenario_HERA"

Il processo 'UREA AMMONIUM NITRATE' rende conto della mancata produzione di fertilizzante sintetico. Gli altri due piani mostrati in fig.23 si riferiscono al trattamento della FORSU (Compostaggio 2009) e al

³⁶ La Dichiarazione Ambientale fa riferimento al triennio 2007-2009. Dal momento che le prestazioni ambientali e le rese sono sempre migliorate nei tre anni, ci è sembrato corretto utilizzare il solo 2009 come metro di paragone invece che la media dei tre anni.

trattamento dei fanghi (Destino_fanghi). A loro volta sono costituiti da un insieme di processi che vedremo in seguito.

In particolare, il piano 'Compostaggio 2009' comprende (fig. 24):

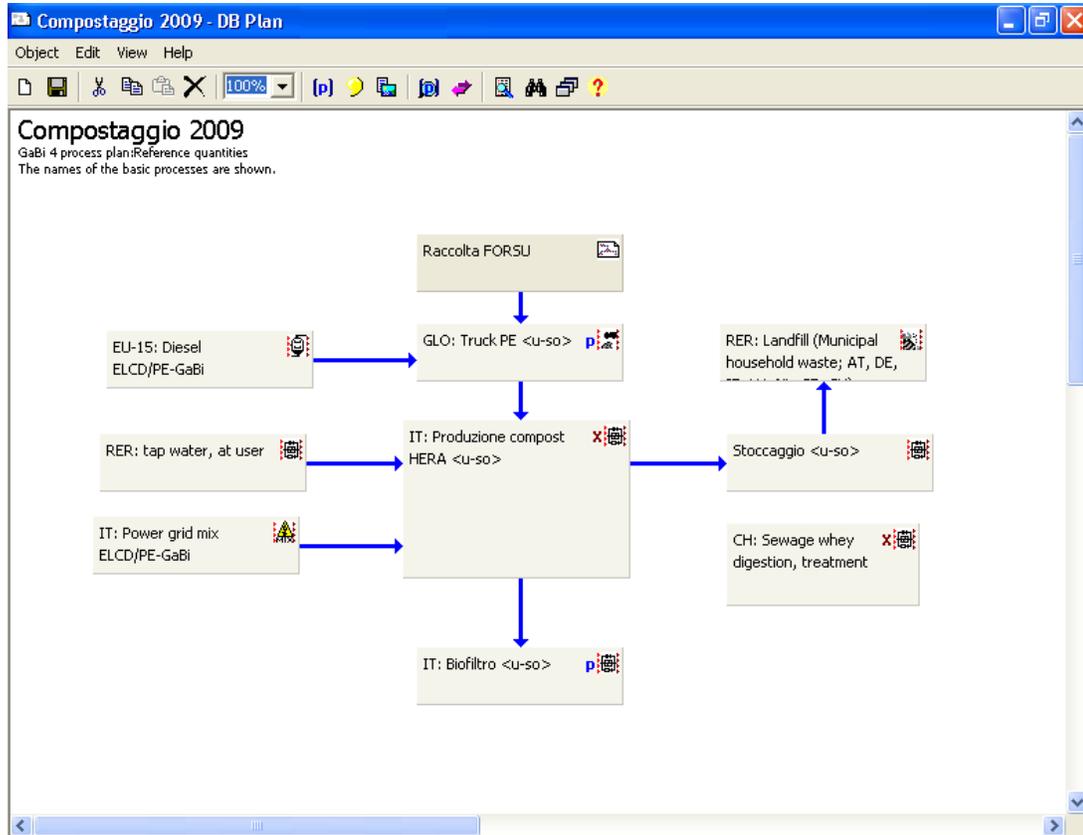


Figura 24 - Piano "Compostaggio 2009"

- la raccolta della frazione organica nel comune di Bagnacavallo(RA): essa avviene con il "porta-a-porta" tre giorni alla settimana tramite un mini-compattatore;
- il trasporto della frazione organica all'impianto di compostaggio di Voltana (RA);
- tutti i trattamenti subiti dalla FORSU nell'impianto fino alla sua promozione come Compost di qualità (ACM) a cui va aggiunta la gestione dei biofiltri per l'abbattimento delle emissioni della fase di ossigenazione accelerata;

- il trattamento del percolato, approssimato dal processo “Sewage whey digestion”.

Il compost prodotto è stato considerato come sostitutivo dei fertilizzanti sintetici, ragione per la quale è stato calcolato l’impatto derivante dalla produzione di fertilizzante sintetico e sottratto al piano Compostaggio.

Non è stato possibile, ma occorre sottolinearlo, allocare correttamente l’apporto di sostanza organica al suolo del compost prodotto (cosa che non accade con i fertilizzanti minerali) in quanto non esiste null’altro che provveda a questo scopo. È comprensibile, quindi, quanto questo sia un beneficio non trascurabile, anche considerando lo stato di impoverimento in cui versano i suoli oggi giorno.

Il piano ‘Destino_fanghi’ comprende (fig. 25):

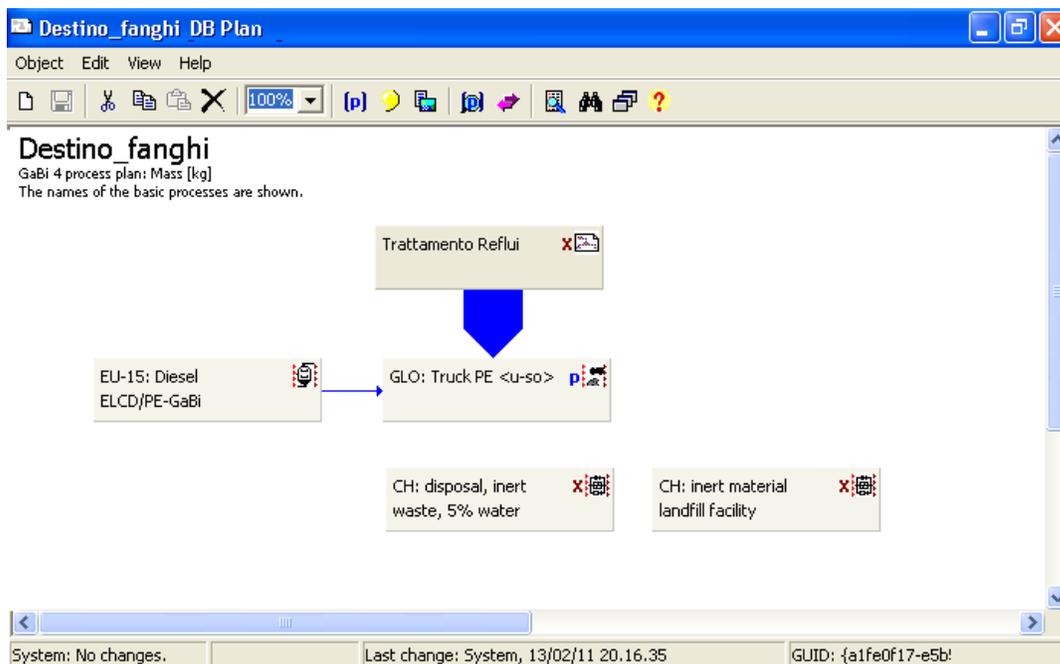


Figura 25 - Piano "Destino_fanghi"

- tutti i processi che avvengono nell’impianto di depurazione delle acque reflue di Bagnacavallo (RA)³⁷: trattamento primario, secondario e terziario per i reflui, trattamento linea fanghi;
- il trasporto dei fanghi all’impianto DISIDRAT di Ravenna;
- lo smaltimento in discarica, dove verrà usato come materiale inerte per ricoprire gli strati, approssimato dal processo “disposal, inert waste”.

2.2.1.2. Scenario FORBIOGAS

Frutto della collaborazione tra Il C.I.R.S.A. e la società RES, il progetto sperimentale “For Biogas: sperimentazione per la valorizzazione energetico-agronomica della frazione organica dei rifiuti solidi urbani e dei fanghi di depurazione” (Piccioli, 2009) rappresenta un’innovazione nel panorama accademico in tema di gestione dei rifiuti in quanto punta alla decentralizzazione dei servizi ambientali cruciali, come possono essere il trattamento della FORSU e la gestione dei fanghi di depurazione.

Il processo centrale è costituito dalla digestione anaerobica di una miscela di FD e FORSU (2:1) che origina, come detto, una frazione gassosa, il biogas, e una solida, il digestato.

Come indicato nel lavoro di Piccioli (2009), “la co-digestione anaerobica di queste due matrici presenta un duplice vantaggio: da un lato si migliora l’efficienza del processo e quindi si incrementa la produzione di biogas; dall’altro, mediante una separazione meccanica del digestato in uscita dal processo, si può ottenere una frazione

³⁷ Impianto che raccoglie reflui civili e agroindustriali.

palabile, che a seguito di un successivo trattamento di compostaggio, assume caratteristiche coerenti con quanto previsto dalla normativa che ne regola lo spandimento in agricoltura (D.Lgs. 217/2006), e una frazione liquida, potenzialmente riciclabile”.

Il biogas è usato come combustibile (in questo caso classificato come rinnovabile) da un motore a co-generazione che produce energia termica, che viene utilizzata dal processo di digestione stesso, ed energia elettrica, che viene invece usata per autoalimentare tutti i processi dell'impianto rendendolo indipendente dalla Rete Nazionale, e in più cedendo a quest'ultima l'aliquota in esubero.

Il digestato può subire un ulteriore step di compostaggio (più breve del normale) per essere promosso, infine, come compost riutilizzabile in agricoltura.

Ancora secondo Piccioli (2009), “la possibilità di utilizzare [...] [il digestato] come ammendante non rappresenta solo un diversivo alla produzione dell'ennesimo rifiuto da smaltire, ma anche un sistema attraverso il quale si restituiscono materiali organici ai suoli coltivati, così da ridurre l'impoverimento del terreno.”

Il progetto, purtroppo fermo alla sua fase pilota, è stato sviluppato per il comune di Bagnacavallo nel quale è presente un impianto di depurazione, che quindi ha fornito i fanghi di depurazione disidratati, e un'isola ecologica che forniva, per il periodo della sperimentazione, la frazione organica differenziata.

Nella sua scala reale, “For Biogas” parte dal presupposto innovativo di ribaltare l'approccio della raccolta e del trattamento delle matrici organiche dalla “centralizzazione” alla “diffusione” seguendo il famoso motto del “think globally, act locally”.

Tra l'altro, il business plan realizzato all'interno del progetto ha permesso di verificare che i benefici portati dalle soluzioni tecniche

adottate controbilanciano il vantaggio di scala degli impianti centralizzati, conferendo all'impianto "For Biogas" un valore di investimento per il futuro della collettività locale.

Il progetto "For Biogas" è stato modellato, all'interno di Gabi 4.4, rappresentando quello che, in sede di definizione del campo di applicazione, è stato incluso all'interno dei confini del nostro sistema.

Esso comprende:

- **la raccolta e il trasporto della FORSU** del comune di Bagnacavallo (RA);
- **il sistema di pretrattamento** per la FORSU, che ne allontana l'aliquota non biodegradabile;
- **l'impianto di depurazione** di acque reflue di Bagnacavallo (RA), che fornisce i fanghi di depurazione;
- **il digestore anaerobico** dove FORSU e FD vengono lavorati congiuntamente per generare biogas e digestato;
- **l'impianto di cogenerazione** che, bruciando biogas, produce energia elettrica ed energia termica;
- **l'impianto per il dewatering** del digestato, col quale si allontana umidità dalla matrice;
- **l'unità di compostaggio** per il digestato essiccato;
- di nuovo **l'impianto di depurazione**, dove ritorna la frazione liquida allontanata dal digestato;
- **la discarica**, dove gli inerti scartati dal pretrattamento sono conferiti.

Va ricordato che l'impianto di co-digestione progettato dalla cooperativa R.E.S.e dal C.I.R.S.A. di cui parliamo non è ancora stato sviluppato nella sua scala reale.

Lo scenario è stato modellato grazie ai dati ricavati dall'impianto pilota opportunamente scalati per la descrizione dell'impianto a scala reale.

Per questo scenario, inoltre, sono state proposte due diverse ipotesi future. Nella prima ipotesi, chiamata **ForBiogas1**, sono stati considerati gli impatti ambientali derivanti dalla gestione dei due rifiuti, dalla loro produzione al loro trattamento (congiunto). A questi impatti è stato sottratto l'impatto dovuto alla mancata produzione di energia da fonti convenzionali. Per il digestato si è ipotizzato che venga smaltito discarica. La seconda ipotesi, chiamata **ForBiogas2**, considera ancora tutti gli impatti ma sottrae, oltre agli impatti dovuti alla mancata produzione di energia da fonti convenzionali, anche gli impatti evitati grazie alla mancata produzione di fertilizzante minerale.

Lo schema dello scenario ForBiogas1 è riportato in fig. 26.

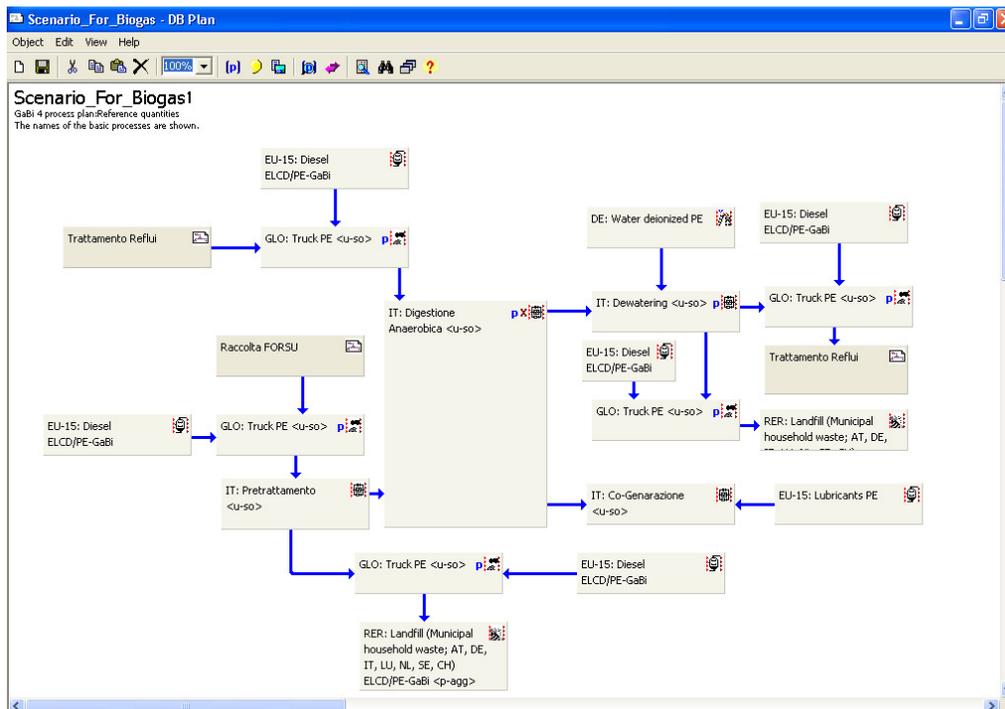


Figura 26 - Piano "Scenario_ForBiogas1"

Il piano è molto articolato. Leggendo da sinistra verso destra, si possono notare gli input alla co-digestione (FORSU e FD) a monte della raccolta e trasporto della FORSU e della produzione e trasporto dei FD.

E' stato modellato anche il piano che rende conto degli impatti evitati, ovvero:

- la produzione di energia, secondo quelli che sono gli standard di produzione italiani.

Lo scenario ForBiogas2, come già detto, è del tutto simile al precedente ma prevede un destino diverso per il digestato, il quale subisce una fase di compostaggio aerobica per dare compost (ACM).

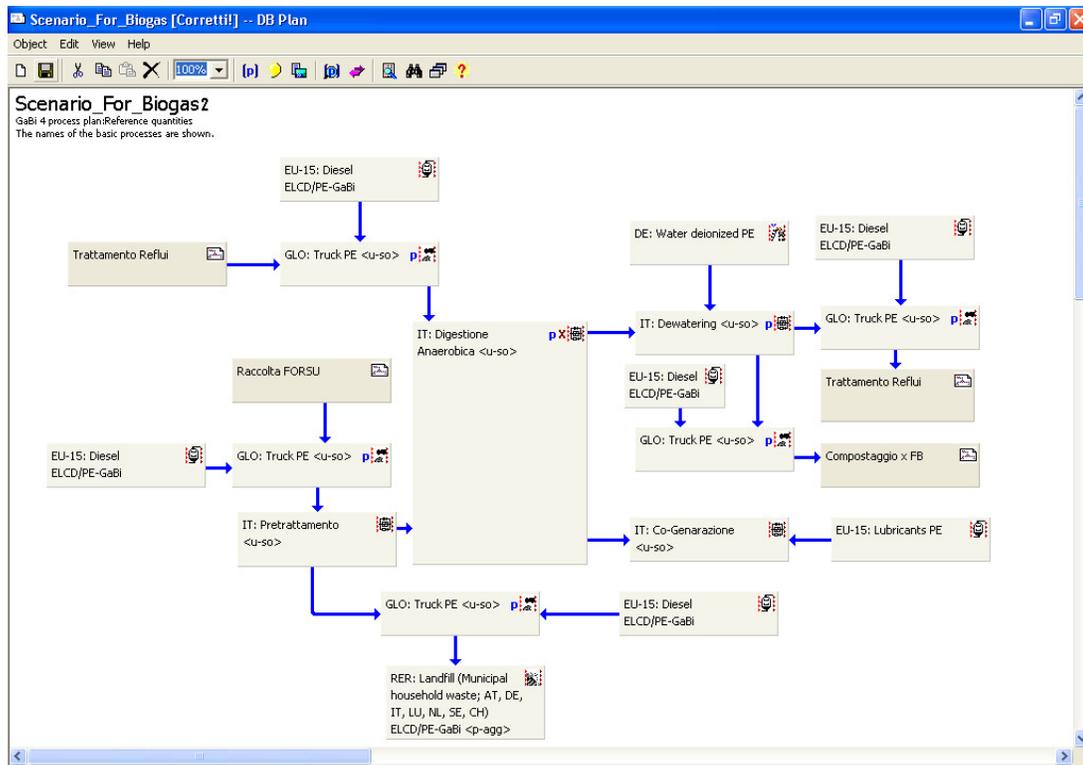


Figura 27 - Piano "Scenario_ForBiogas2"

2.2.1.3. Scenario RIFERIMENTO

Lo scenario di riferimento è stato inserito allo scopo di avere un termine di paragone per i risultati ottenuti dall'analisi dei tre scenari studiati. In questo scenario si è ipotizzato che i rifiuti considerati siano interamente smaltiti in discarica. E' evidente che tale scenario, più che realistico fino a qualche anno fa, non possa più essere ritenuto accettabile. Lo si ritiene però efficace nella definizione di un livello minimo di accettabilità ambientale nella gestione dei rifiuti.

Lo scopo dello scenario è quello di fornire un metro di paragone grazie al quale capire quanto e come la gestione attuale HERA e quella potenziale ForBiogas risultino migliorative dal punto di vista ambientale.

Per lo scenario di riferimento sono stati utilizzati due processi per approssimare le due diverse discariche dove conferire FORSU (discarica generica, processo proveniente dal database Gabi/ELCD) e FD (discarica per inerti, processo del database Ecoinvent).

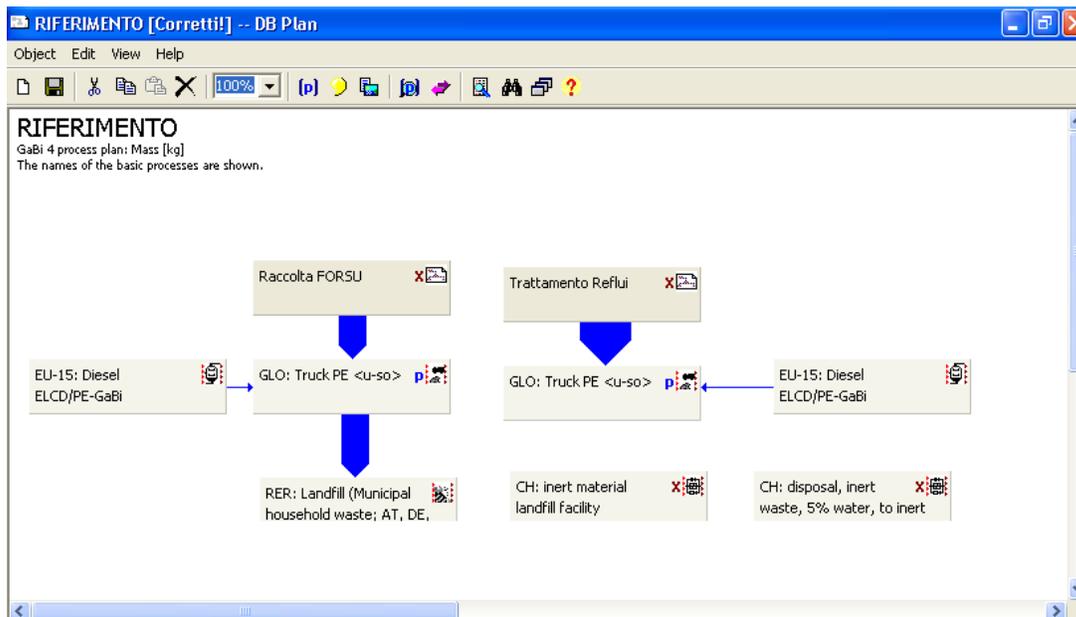


Figura 28 - Piano "Scenario_Riferimento"

2.3 Fase 2: Raccolta dati di inventario

Per rendere possibile la modellazione degli scenari, un passo fondamentale è quello della raccolta dei dati di inventario.

La raccolta costituisce il passo successivo alla definizione dello scopo e del campo di applicazione e racchiude buona parte di tutto il lavoro fatto per uno studio LCA.

I dati presenti in questa tesi hanno diverse provenienze. La distinzione classica che va fatta è tra dati primari, quelli provenienti direttamente dal campo³⁸, e dati secondari, già presenti nei database più diffusi. Esistono anche i cosiddetti dati terziari, che sono usati solo quando non si hanno a disposizione né dati primari, né dati secondari, e che sono essenzialmente dati provenienti da letteratura, da modellazioni, brevetti, ecc.

Una volta che tutti i dati sono stati raccolti, questi vengono trasferiti all'interno del software che li gestisce in maniera opportuna nella fase successiva.

2.3.1. Qualità dei dati

Quasi il 70% di tutti i dati di quest'elaborato provengono da fonti primarie.

Quando non è stato possibile reperire dati primari, ci si è affidati a dataset provenienti dalle banche dati internazionalmente più diffuse.

³⁸ Per questo lavoro, con “campo” si intende l'impianto oggetto di studio.

Questo succede per tutti quei prodotti o servizi di cui l'azienda si serve in maniera indiretta. Per fare un esempio, nella depurazione delle acque reflue si usano una serie di prodotti come i flocculanti o i disinfettanti di cui, però, non è possibile raccogliere dati primari per tenerne traccia nella valutazione degli impatti. Si deve, così, ricorrere ai database, i quali contengono processi simili che permettono una modellazione completa anche se con dati meno sito-specifici rispetto a quelli primari.

Altri esempi possono essere la produzione di lubrificanti usati nel motore della cogenerazione (scenario FORBIOGAS) o i trasporti usati nei due scenari. Sicuramente i dati secondari più importanti che sono stati utilizzati ai fini dello studio sono quelli relativi ai consumi energetici e quelli relativi ai fertilizzanti evitati.

I Database ai quali sarà fatto riferimento sono due. Uno è ELCD, banca dati di Gabi Software 4.4, l'altro è EcolInvent 2.1.

In seguito, per ogni processo usato nella modellazione degli scenari, verrà fornita una scheda dove, oltre a una serie di informazioni, verrà indicata anche la provenienza del dato.

2.3.1.1. Dati per modellazione scenari

Nella successiva tabella (tab.1) sono sintetizzati i dati raccolti nella fase di inventario raggruppati per scenario e per processo. Lì dove possibile è indicata anche la fonte. I dati sono da intendersi annui, a parte dove esplicitamente indicato.

Tabella 1 - Dati di inventario

Scenario	Processo	Flusso	Valore	U.m. ³⁹	Fonte
FORBIOGAS	Pretrattamento (INPUT)	FORSU	1000	t	R.E.S. ⁴⁰
		Energia Elettrica	42	kWh/t (FORSU)	R.E.S.
	Pretrattamento (OUTPUT)	FORSU-P ⁴¹	900	t	R.E.S.
		Sovvallo	100	t	R.E.S.
	Co-Digestione (INPUT)	FORSU-P	900	t	R.E.S.
		FD	1850	t	R.E.S.
		Energia Elettrica	11	kWh/t (miscela)	R.E.S.
		Energia Termica ⁴²	0	kWh termici	R.E.S.
	Co-Digestione (OUTPUT)	Biogas	219000	m ³	R.E.S.
		Digestato	2500	t	R.E.S.
	Co-Generazione (INPUT)	Biogas	219000	m ³	R.E.S.
		Lubrificanti	300	kg	R.E.S.
		Energia Elettrica	65	kWh/t (miscela)	R.E.S.
	Co-Generazione (OUTPUT)	Energia Elettrica	500000	kWh	R.E.S.
		Energia Termica ⁴³	0	kWh termici	R.E.S.
		HCl	18,4	kg	R.E.S.
		NO _x	920	kg	R.E.S.
		VOC	276	kg	R.E.S.
		CO	1472	kg	R.E.S.
		H ₂ S	31	kg	R.E.S.
		Dewatering (INPUT)	Digestato	2500	t
	Elettrolita		0,4	t	R.E.S.
	Acqua		187,5	t	R.E.S.
Dewatering (OUTPUT)	Digestato-D ⁴⁴	672	t	R.E.S.	
	Acqua di processo	2015,9	t	R.E.S.	

³⁹ Unità di misura.

⁴⁰ Dati forniti nell'arco di diversi incontri con Antonio Primante e Chato della Casa, responsabili della società cooperativa R.E.S.

⁴¹ Frazione organica dei rifiuti solidi urbani pretrattata.

⁴² Valore netto tra produzione dalla co-generazione e utilizzo della co-digestione.

⁴³ Vedi nota 42.

⁴⁴ Digestato disidratato.

HERA (compostaggio)	Trattamento (INPUT)	FORSU	24885	t	D.A., 2010 ⁴⁵
		Energia Elettrica	2230000	kWh	D.A., 2010
		Acqua	3896	t	D.A., 2010
	Trattamento (OUTPUT)	Compost	9283	t	D.A., 2010
		Sovvallo	3110	t	D.A., 2010
		Percolato	6910	t	D.A., 2010
		NH ₃	604,44	kg	D.A., 2010
		PM _{>10}	1471,7	kg	D.A., 2010
		H ₂ S	223,38	kg	D.A., 2010
		VOC	195,13	kg	D.A., 2010
Tutti	Trattamento acque reflue (INPUT)	Acque reflue	1275100	t	C.P. ⁴⁶
		Energia Elettrica	713000	kWh	C.P.
		NaAlO ₂	10	t	C.P.
		NaOH	2,1	t	C.P.
		O ₂ liquido		t	C.P.
		Elettrolita	3896	t	C.P.
	Trattamento (OUTPUT)	Acqua depurata	9283	t	C.P.
		FD	195,13	t	C.P.
	Raccolta FORSU (INPUT) Raccolta FORSU (OUTPUT)	Gasolio	4680	l	C.P.
		FORSU	n.d.	t	C.P.
Trasporti	Distanze	5	km	Assunto	

⁴⁵ Dati presenti all'interno della Dichiarazione Ambientale 2010 dell'impianto di Voltana (RA).

⁴⁶ Comunicazione Personale.

2.4 Fase 3: Valutazione degli impatti

Definiti i confini del sistema, raccolti i dati di inventario, restano le ultime due fasi di valutazione degli impatti e interpretazione.

Il software gestisce quasi completamente la fase di valutazione degli impatti. Quello che resta da definire è quale metodologia usare per definire gli Impact Score e quali categorie di impatto scegliere per descrivere le prestazioni ambientali degli scenari.

2.4.1. Il metodo CML2001

Una metodologia che riscuote un forte consenso internazionale è CML 2001 (Guinée et al., 2002).

In essa ci sono tutti gli indicatori più comuni, revisionati al novembre 2009.

La metodologia è stata messa a punto da diversi autori presso l'Institute of Environmental Sciences, Leiden University, Paesi Bassi.

Gli autori hanno pubblicato fattori di caratterizzazione per oltre 1700 diversi flussi.

La documentazione presente all'interno del manuale contiene anche tutte le formule usate praticamente per calcolare gli Impact Score per ogni categoria di impatto.

Nel novembre del 2009 è stata pubblicata una versione aggiornata.

2.4.2. Categorie di impatto

Dal momento che lo studio è “change-oriented”, sono state scelte le categorie di impatto che più delle altre risultano sensibili agli aspetti ambientali in gioco nella gestione dei rifiuti.

L'ADP non ha ancora raggiunto un consenso unanime sul suo calcolo. In particolare, non è stato ben chiarito cosa l'indicatore debba esprimere. Tuttavia, possono essere elencate quattro diverse macrocategorie: il decremento della risorsa stessa; il decremento nelle riserve fossili; il contributo della fase di estrazione della risorsa o la sua “restoration” (Finnveden, 2005); o il cambiamento nell'impatto di future estrazione delle medesime quantità. Il metodo usato nello studio si basa sulla quantità di riserve presenti e sul tasso di estrazione (Guinée & Heijungs, 1995).

Per quanto riguarda il GWP, esistono diversi orizzonti temporali su cui calcolarlo.

Nel nostro caso, i valori dell'indicatori sono riferiti al potenziale effetto serra calcolato su un orizzonte temporale pari a 100 anni (GWP₁₀₀) (Guinée et al., 2002). L'IPCC⁴⁷ ha messo a punto e aggiorna costantemente la lista dei fattori di impatto di quasi tutte le molecole clima-alteranti. L'ultima revisione è datata 2007 (Forster, et al., 2007) ed è quella su cui si basano i calcoli di questo lavoro.

⁴⁷ Intergovernmental Panel on Climate Change, Piattaforma intergovernativa sui cambiamenti climatici.

Per l'ODP il discorso è piuttosto simile a quello fatto per il GWP con una sostanziale differenza: il GWP può avere più orizzonti temporali di riferimento mentre l'ODP è calcolato al cosiddetto "steady-state" (stato stazionario). Analogamente c'è una lista di fattori di impatto per le molecole stilata dalla WMO⁴⁸ e in continuo aggiornamento. Attualmente si fa riferimento all'ultimo aggiornamento datato 2006 (WMO, 2007).

Nel caso dell'HTP si adotta usualmente un orizzonte temporale infinito (Guinée et al.1996; Hertwich et al., 1998 & 1999; Huijbregts 1999a & 2000) anche se sono comunque possibili delle integrazioni su periodi di tempo limitati (20, 100 o 500 anni). Ai fini pratici questo vuol dire che il potenziale di tossicità sarà molto sensibile alla presenza di metalli pesanti (molto più persistenti della materia organica) così come avranno molto peso i composti organo-alogenati persistenti.

Per quanto riguarda il suo calcolo, esistono svariati metodi di caratterizzazione che però fanno uso di fattori di caratterizzazione di tipo empirico. Per una trattazione dettagliata si rimanda alla lettura di Huijbregts, 2000.

I fattori di impatto per il FAETP e il TETP sono stati sviluppati da Guinée et al., 1996. Per queste categorie, tutti i metodi di caratterizzazione riscontrano, all'interno delle curve "dose-risposta", una concentrazione soglia al di sotto della quale non si osservano effetti significativi sui "bersagli". In più, il valore soglia di concentrazione dipende da molti fattori tra cui la concentrazione di fondo e la possibilità di interazione con altre sostanze.

⁴⁸ World Meteorological Organization, Organizzazione meteorologica mondiale.

Tutto ciò, purtroppo, non può essere trasportato in un'analisi LCA poiché quest'ultima è integrata matematicamente nel tempo e nello spazio.

Al momento l'EPA⁴⁹ provvede ad aggiornare la lista e il fattore di impatto delle sostanze tossiche conosciute (EPA, 2009).

Anche per quel che concerne il POCP, molti studi stanno ancora cercando di trovare un compromesso sul calcolo dell'indicatore che possa essere ampiamente accettato a livello scientifico. Attualmente i parametri più sensibili per il calcolo sono la concentrazione di fondo di VOC ed NO_x e il comportamento delle sostanze al momento del picco dell'emissione. Diversi autori suggeriscono di considerare anche le condizioni meteorologiche al momento dell'emissione o aggiustare i fattori delle sostanze a seconda dell'ora del giorno (Labouze, et al., 2004).

L'AP è calcolato secondo le linee guida di Heijbregts (1999b), al momento quelle consigliate per il calcolo dei fattori di caratterizzazione a livello centro-europeo. Questo perché nel calcolo dell'AP, lo stesso autore, ha proposto una differenziazione sulla base del rischio relativo dipendente dalla zona geografica alla quale si fa riferimento.

Discorso analogo anche per l'EP, le cui linee guida sono state dettate da Heijjungs (1992) ma che sono ancora oggetto di numerose correzioni. I potenziali, per adesso, sono ancora quelli definiti dall'autore.

⁴⁹ Environmental Protection Agency, Agenzia per la protezione dell'ambiente.

3 RISULTATI E DISCUSSIONE

Il presente capitolo è suddiviso in due parti. Nella prima, i confini del sistema studiato comprendono anche:

- 1)raccolta-compattazione e trasporto della FORSU al sito di trattamento, e
- 2)trattamento acque reflue, produzione fanghi disidratati e trasporto di questi ultimi al sito di smaltimento.

In questa fase, tutti i quattro scenari sono analizzati insieme e il fine è stabilire quale abbia le migliori performance ambientali.

Nella seconda parte del lavoro (paragrafo 3.2), sono esclusi dalla valutazione i processi di cui sopra poiché comuni alle diverse gestioni considerate (fig. 5) e, quindi, i confini del sistema sono stati ridotti (“gate-to-grave”).

3.1 Valutazione globale degli scenari

L'unità funzionale scelta, alla quale rapportare tutti gli impatti, è costituita, come si è detto nel capitolo precedente da 1 tonnellata di rifiuto composto da due particolari tipologie di rifiuto: la frazione

organica dei RSU e i fanghi di depurazione. Questo vuol dire che, prima del loro conferimento all'impianto di trattamento/in discarica, c'è un processo a monte che li ha generati.

Per i fanghi di depurazione, questo processo è il trattamento delle acque reflue.

Nel successivo paragrafo sarà valutato il peso del solo smaltimento in discarica dei fanghi sul processo di depurazione che li ha generati.

La FORSU è invece una frazione dei rifiuti domestici ed è raccolta in appositi contenitori che vengono poi trasportati al centro di raccolta e successivamente all'impianto di trattamento.

Nel paragrafo 3.1.2 verrà paragonato la fase di raccolta (e compattazione) e di trasporto della FORSU all'intero trattamento della frazione.

3.1.1. Analisi del ciclo di vita FD

Per dare un'idea di quanto impatti lo smaltimento in discarica dei fanghi rispetto al trattamento dei reflui dai quali si originano, in tab.2 sono riportati gli impatti dei due processi e in fig.29 è fornita la rappresentazione grafica in scala percentuale.

Tabella 2 – Dati ciclo di vita FD

	AP	EP	FAETP	GWP	HTP	ODP	POCP	TETP	ADP
Trattamento reflui	2,7E+00	1,2E-01	1,6E+00	4,7E+02	7,0E+01	2,6E-05	1,5E-01	8,1E-01	1,5E-04
Smaltimento fanghi	1,4E-02	3,5E-03	8,3E-03	2,0E+00	1,3E-01	2,1E-07	2,0E-03	3,6E-03	2,1E-06

I dati si riferiscono alla gestione attuale, quindi allo scenario HERA. In realtà gli stessi dati caratterizzano, almeno per la parte dei FD, anche lo scenario Riferimento.

La scala percentuale (in fig.29) è sicuramente una rappresentazione che consente un'immediata comprensione.

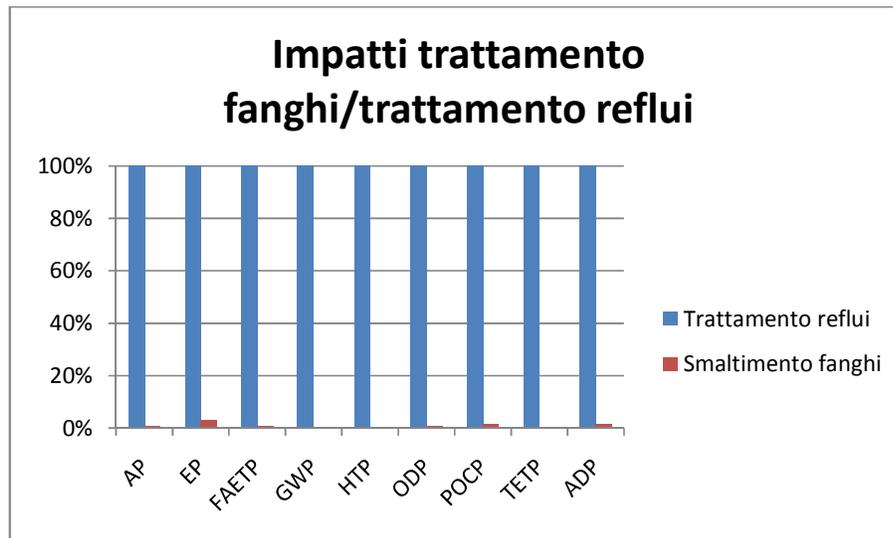


Figura 29 – Impact score in formato percentuale in riferimento al trattamento reflui.

Come è possibile ricavare dalla tabella e dal grafico, la fase di smaltimento dei fanghi costituisce per tutte le categorie di impatto considerate l'origine di non più di qualche punto percentuale rispetto all'intero ciclo di vita. In nessun caso, lo smaltimento dei fanghi rappresenta una percentuale significativa rispetto al trattamento dei reflui.

Questa premessa permette di trarre almeno due considerazioni:

- 1) il trattamento delle acque reflue, fatte salve tutte le assunzioni premesse e la variabilità dei dati esaminati, è un processo molto impattante e forse meriterebbe delle modifiche, ma questo esula dallo scopo del lavoro;
- 2) eliminando un impatto così evidente, comune a tutti gli scenari, sarà possibile valutare in maniera più dettagliata quanto e perché impatta lo smaltimento dei fanghi in discarica.

Nonostante il ridotto peso percentuale dello smaltimento dei fanghi in discarica rispetto al loro intero ciclo di vita, tale fase merita comunque molta attenzione in quanto:

- 1) la direttiva 2008/98/CE preme per politiche di prevenzione/recupero dei rifiuti e riduzione del ricorso alle discariche;
- 2) attualmente in Emilia-Romagna il metodo di gestione dei fanghi di depurazione più utilizzato è la messa in discarica (Giapponesi, 2009);
- 3) il quantitativo di fanghi comuni prodotti annualmente è molto elevato, in Emilia-Romagna circa 60-70.000 tonnellate (di sostanza secca) ogni anno (Giapponesi, 2009);

il contributo che i FD, opportunamente trattati, possono dare ai suoli è molto rilevante, non solo perché il loro quantitativo di nutrienti (quindi N e P) permette di evitare l'uso di fertilizzanti sintetici, ma anche perché l'apporto di sostanza organica che forniscono non ha surrogati che possano rimpiazzarli.

3.1.2. Analisi del ciclo di vita FORSU

La situazione è sostanzialmente invertita se si considerano gli impatti prodotti dal trattamento della FORSU paragonati alle fasi di raccolta e trasporto di quest'ultima⁵⁰. La tab.2 mostra i valori, sempre riferiti allo scenario HERA, relativi agli impatti delle fasi di raccolta e trasporto della FORSU, il suo trattamento (che quindi, nel caso HERA, equivale

⁵⁰ È importante sottolineare che non sono stati considerati gli impatti derivanti dalla produzione della frazione organica.

al compostaggio) e [quelli evitati] della mancata produzione di fertilizzante sintetico, sostituito dal compost.

Da notare che i dati che seguono non possono essere riferiti agli altri tre scenari.

Tabella 3 – Dati ciclo di vita FORSU

	AP	EP	FAETP	GWP	HTP	ODP	POCP	TETP	ADP
Trattamento FORSU	1,9E-01	2,3E-01	8,9E-02	6,0E+01	4,2E+00	1,6E-06	1,8E-02	1,0E-01	1,2E-05
Raccolta e Trasporto	1,8E-02	3,9E-03	6,6E-03	5,7E+00	1,8E-01	1,2E-08	2,4E-03	2,9E-03	1,2E-07
Fertilizzante evitato	-7,6E+00	-2,7E-02	-3,3E-01	-2,8E+01	-7,9E+00	-2,2E-06	-5,7E-03	-2,4E-01	-1,1E-04

In fig.30 è possibile avere una rappresentazione grafica delle prime due voci della tab.3.

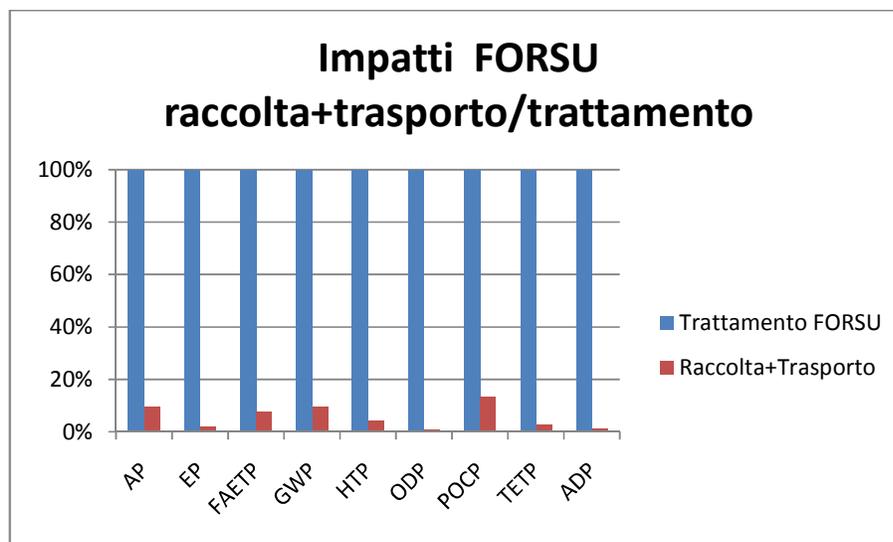


Figura 30 - score in formato percentuale in riferimento al

Come si diceva in precedenza, la situazione è invertita poiché in questo caso è la fase di trattamento della FORSU ad avere sempre e di gran lunga gli impatti maggiori mentre le fasi di raccolta e trasporto,

comuni ai due scenari e che verranno escluse dalle successive analisi, risultano impattare da meno dell'1% al 12%. Tale risultato è coerente con le scelte fatte dall'attuale sistema di gestione e che sono poi riprese negli scenari FORBIOGAS, ossia un trattamento della FORSU che viene fatto molto vicino al punto di generazione del rifiuto con un evidente risparmio in termini economici ma anche ambientali.

3.1.3. Confronto fra i quattro scenari

Come primo passo è stato scelto il confronto globale fra i quattro scenari. Di qui in avanti RIFER indicherà lo scenario Riferimento, HERA indicherà lo Scenario HERA, FB1 lo scenario FORBIOGAS1 e FB2 lo scenario FORBIOGAS2.

In tab.4 sono mostrati i punteggi (o "impact score") per le nove categorie di impatto scelte.

Tabella 4 - Impact score per le nove Impact Categories

Impact Categories	RIFER	HERA	FB1	FB2
AP [kg SO₂-Eq.]	2,8E+00	2,8E+00	2,1E+00	2,2E+00
EP [kg PO₄-Eq.]	7,4E-01	3,2E-01	2,0E-01	1,8E-01
FAETP inf. [kg DCB-Eq.]	1,7E+00	1,4E+00	1,3E+00	9,9E-01
GWP₁₀₀ [kg CO₂-Eq.]	7,3E+02	5,0E+02	3,7E+02	3,6E+02
HTP inf. [kg DCB-Eq.]	7,1E+01	6,6E+01	5,2E+01	4,7E+01

ODP, steady state [kg R11-Eq.]	2,6E-05	2,5E-05	1,9E-05	1,8E-05
POCP [kg C ₂ H ₄ -Eq.]	2,2E-01	1,7E-01	1,7E-01	1,7E-01
TETP inf. [kg DCB-Eq.]	1,1E+00	6,8E-01	6,5E-01	4,4E-01
ADP elements [kg Sb-Eq.]	1,5E-04	5,0E-05	1,4E-04	3,5E-05

Nella fig.31 è possibile apprezzare i risultati in maniera compatta in unico grafico per confrontarli visivamente.

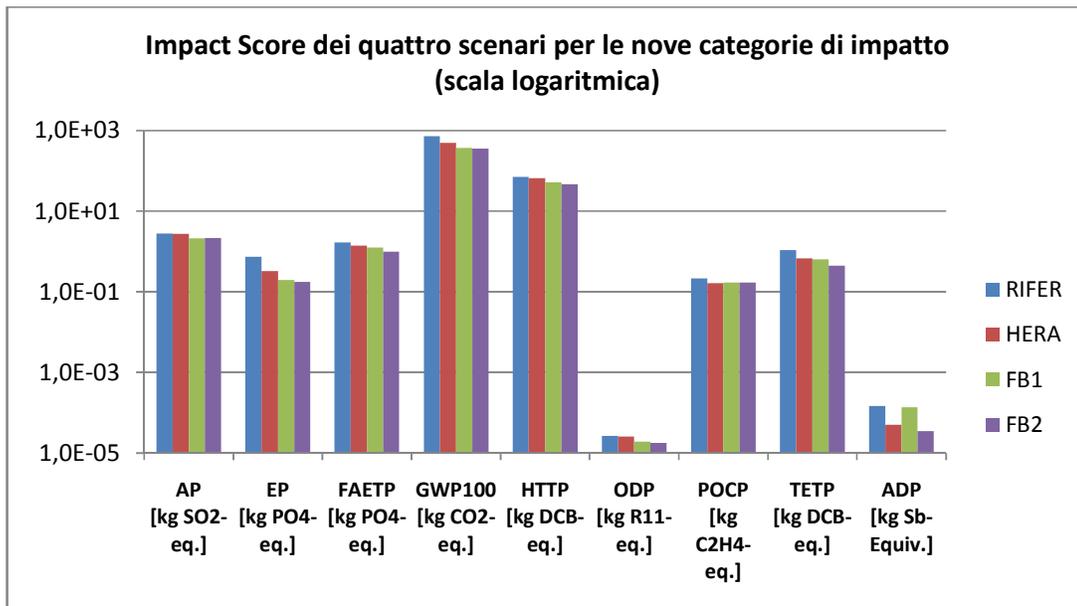


Figura 31 - Confronto tra i quattro scenari per ogni categoria. Si sottolinea che la scala è logaritmica.

Risulta evidente dalla fig.31 che la gestione attuale (HERA), riguardante sempre FORSU e FD, non risulta peggiorativa, rispetto al nostro riferimento, per nessuna categoria di impatto considerata. Stesso discorso vale anche per i due scenari “FORBIOGAS”. L’unica eccezione è rappresentata dalla categoria ADP, che mostra un

andamento anomalo rispetto a tutte le altre. In seguito, verrà approfondito l'aspetto.

Da precisare che l'asse verticale riporta i valori degli impact score in scala logaritmica per meglio rappresentare tutte le informazioni in un unico grafico. Per questa ragione tutte le colonne risultano sempre piuttosto simili.

La fig.32 aiuta a comprendere chiaramente, eliminando il fattore di scala, quali categorie di impatto mostrano differenze più evidenti.

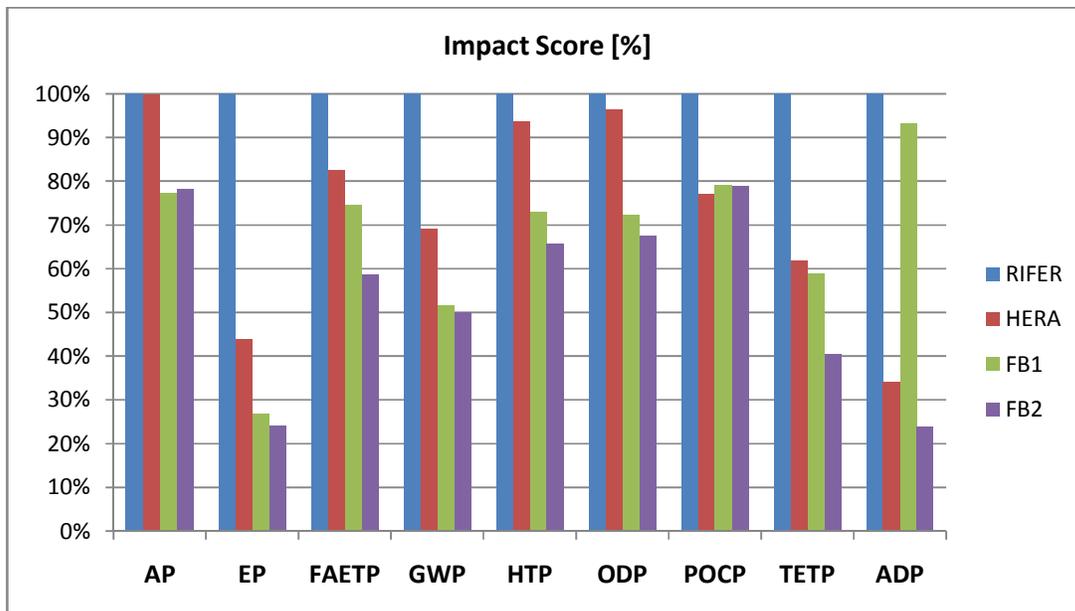


Figura 32 - Confronto tra i quattro scenari di riferimento espressi in percentuale, fatto 100% l'impatto dello Scenario Riferimento per ogni categoria.

Considerato pari a 100 l'impatto delle singole categorie per lo Scenario Riferimento, la fig.32 mostra il valore dei singoli impact score espressi come percentuali del riferimento.

Le due figure riassumono molte informazioni che in seguito verranno esplicitate ed approfondite. È utile, però, sottolineare fin d'ora le categorie che più di tutte hanno un comportamento molto migliorativo. Si nota che per l'EP e l'ADP, tutti gli scenari (eccetto FB1 per l'ADP)

mostrano riduzioni comprese fra il 55% e il 75%. Lo scenario HERA risulta sempre preferibile allo scenario di riferimento tranne che per l'AP dove non si apprezzano significative differenze. I due scenari "FORBIOGAS" non sembrano differire di molto se non in alcuni indicatori come l'ADP dove FB1 risulta piuttosto paragonabile al riferimento, e nei potenziali delle tossicità terrestri e acquatica (TETP e FAETP) dove scartano di più del 15%. Va comunque sottolineato come FB2 sia sempre la scelta migliore in tutte le categorie di impatto, salvo ADP e POCP dove però tutti gli altri scenari non mostrano risultati molto migliori.

3.2 Analisi degli Scenari ridotta

Per enfatizzare ancora di più quelli che sono i risultati sopra espressi, con un'ulteriore elaborazione dei dati, sono stati sottratti ai quattro scenari tutti quei processi che risultavano comuni. Questi sono, come si nota dalla fig. 33, il trattamento dei reflui, la raccolta della FORSU e i trasporti dei due rifiuti ai rispettivi trattamenti.

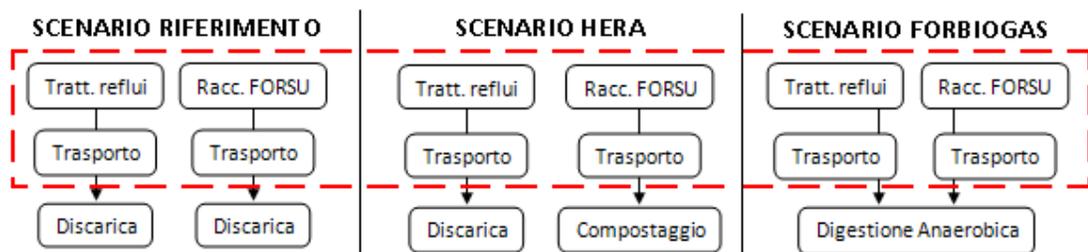


Figura 33 - Diagramma a blocchi semplificato che rappresenta i tre processi. All'interno del rettangolo rosso sono evidenziati i processi comuni.

Alla luce di quanto appena detto, tutti e quattro gli scenari che verranno menzionati in seguito, faranno riferimento ai nuovi confini del sistema.

Riassumendo, dunque:

- lo scenario di riferimento comprenderà soltanto i due processi di smaltimento in discarica sia per la FORSU (discarica generica) che per i FD (discarica per inerti);
- lo scenario HERA comprenderà la discarica per inerti in cui conferire i FD, il trattamento di compostaggio, il trasporto del sovrvallo in discarica, un processo per lo smaltimento del sovrvallo in discarica e un processo di produzione di fertilizzante sintetico (da sottrarre allo scenario per l’allocazione del compost prodotto);
- lo scenario “FORBIOGAS1” comprenderà il trattamento di digestione anaerobica (in cui comprendiamo il pretrattamento della FORSU, la cogenerazione del biogas e il dewatering del digestato), il trasporto del sovrvallo e del digestato in discarica, due processi di smaltimento in discarica sia per il sovrvallo (discarica generica) che per il digestato (discarica per inerti) e un processo di produzione di energia elettrica secondo il mix italiano (da sottrarre allo scenario per l’allocazione dell’energia prodotta);
- lo scenario “FORBIOGAS2” comprenderà il trattamento di digestione anaerobica (in cui comprendiamo il pretrattamento della FORSU, la cogenerazione del biogas, il dewatering del digestato e il compostaggio del digestato), il trasporto del sovrvallo in discarica, un processo di smaltimento in discarica per il sovrvallo , un processo di produzione di energia elettrica secondo il mix italiano (da sottrarre allo scenario per l’allocazione dell’energia prodotta) e un processo di produzione di fertilizzante sintetico (da sottrarre allo scenario per l’allocazione del compost prodotto).

Di seguito, i risultati ottenuti dagli scenari così configurati sono proposti nella loro scala naturale. Per questo motivo verranno riportati diversi grafici a seconda della scala relativa di ciascun Impact Score.

3.2.1. AP, EP, FAETP, TETP

In fig.34, sono state riassunte quattro categorie aventi scala simile.

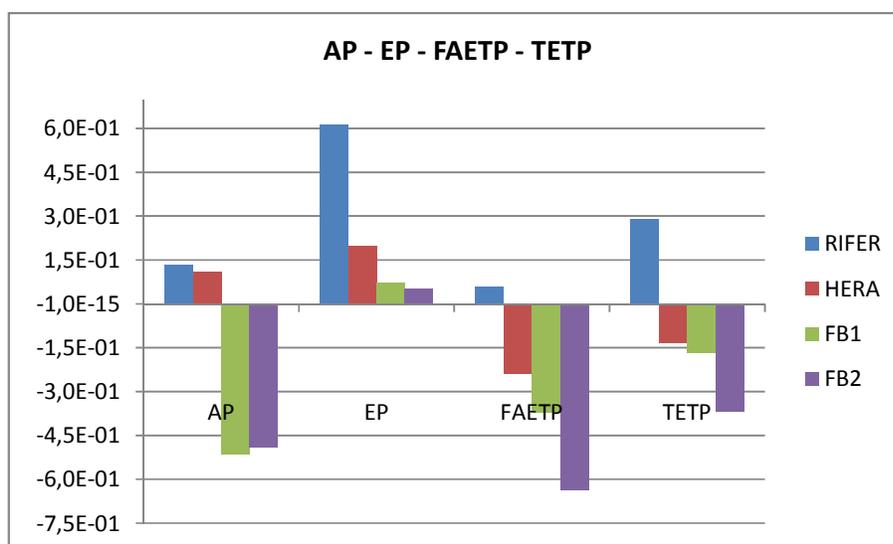


Figura 34 - Impact Score per AP, EP, FAETP e TETP

Oltre all'AP e all'EP, in fig.4, sono presenti anche due delle tre categorie riguardanti la ecotossicità, quella acquatica (FAETP) e quella terrestre (TETP). Proprio queste ultime due categorie mostrano comportamenti assai simili. Come è possibile osservare dalla fig. 6, per le categorie di impatto AP, FAETP e TETP i tre scenari alternativi allo scenario di riferimento procurano globalmente "impact score" negativi (ad eccezione di HERA per l'acidificazione). Ciò significa che globalmente sono maggiori gli impatti evitati rispetto a quelli causati. Discorso diverso è quello del potere di

eutrofizzazione per il quale gli scenari HERA, FB1 e FB2 procurano una forte riduzione dei punteggi ma non li rendono negativi. Di seguito è stata realizzata un'analisi di dettaglio per ogni categoria di impatto.

La fig. 35 dettaglia i contributi parziali al potenziale di acidificazione.

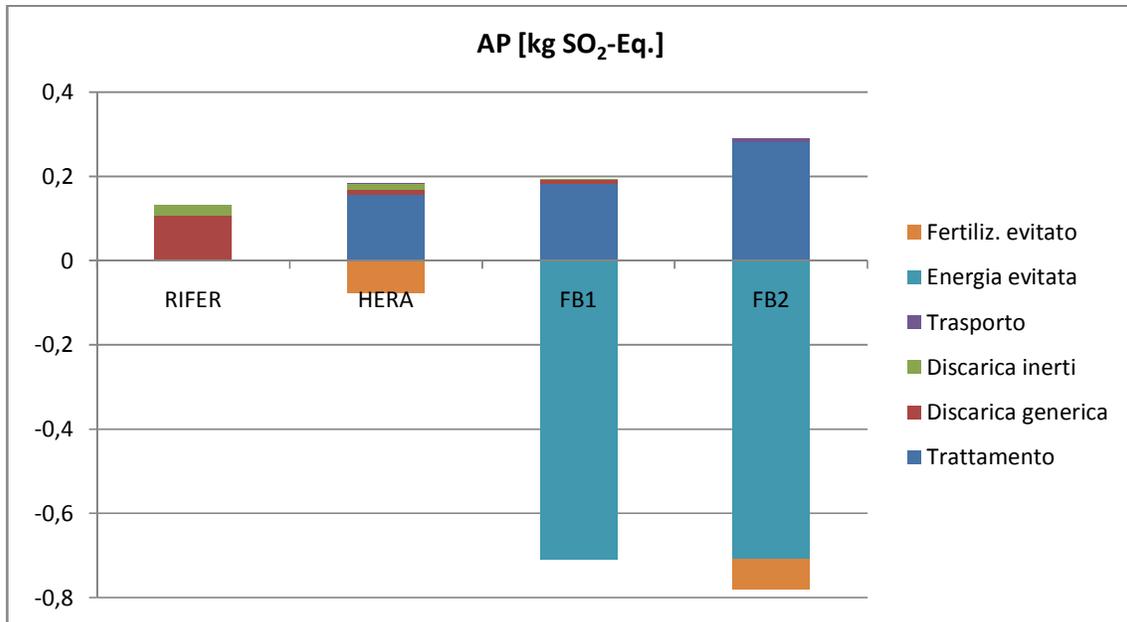


Figura 35 – Contributi parziali all'AP

Per lo scenario di riferimento, l'impatto è dato per il 75% dalla discarica generica e per il 25% da quella per inerti. In entrambi i casi, il fattore chiave è l'emissione di ossidi di azoto (65%) e biossido di zolfo (35%).

Lo scenario HERA mostra un impatto evidente del compostaggio dovuto: per il 75% ai consumi energetici (e quindi ancora a ossidi di azoto, 82%, biossido di zolfo, 15%, con una piccola percentuali di acido solfidrico, 3%), per il 9% alle emissioni in atmosfera non trattenute dal biofiltro, per l'8% dal sovrappeso messo in discarica e per un altro 8% dalla produzione di percolato. L'impatto evitato per la non

produzione di fertilizzante è equamente ripartito tra emissioni evitate di ammoniaca (30%), ossidi di azoto (30%) e biossido di zolfo (40%). Molto interessante è il confronto fra FB1 e FB2 poiché l'AP è l'unico indicatore a mostrare un vantaggio apprezzabile nello scenario FORBIOGAS1 rispetto al FORBIOGAS2. Questo perché il processo di compostaggio, presente in FORBIOGAS2, produce più emissioni di gas acidificanti di quante ne evita. Per entrambi gli scenari una voce molto importante nell'impatto complessivo prodotto è rappresentata dalla co-generazione che, come tutte le combustioni, emette ossidi di azoto (97% dell'impatto della co-generazione).

La fig. 36 schematizza gli impatti degli scenari riferiti all'EP. L'indicatore del potenziale di eutrofizzazione è tra i pochi a mostrare un netto di impatti prodotti per tutti gli scenari.

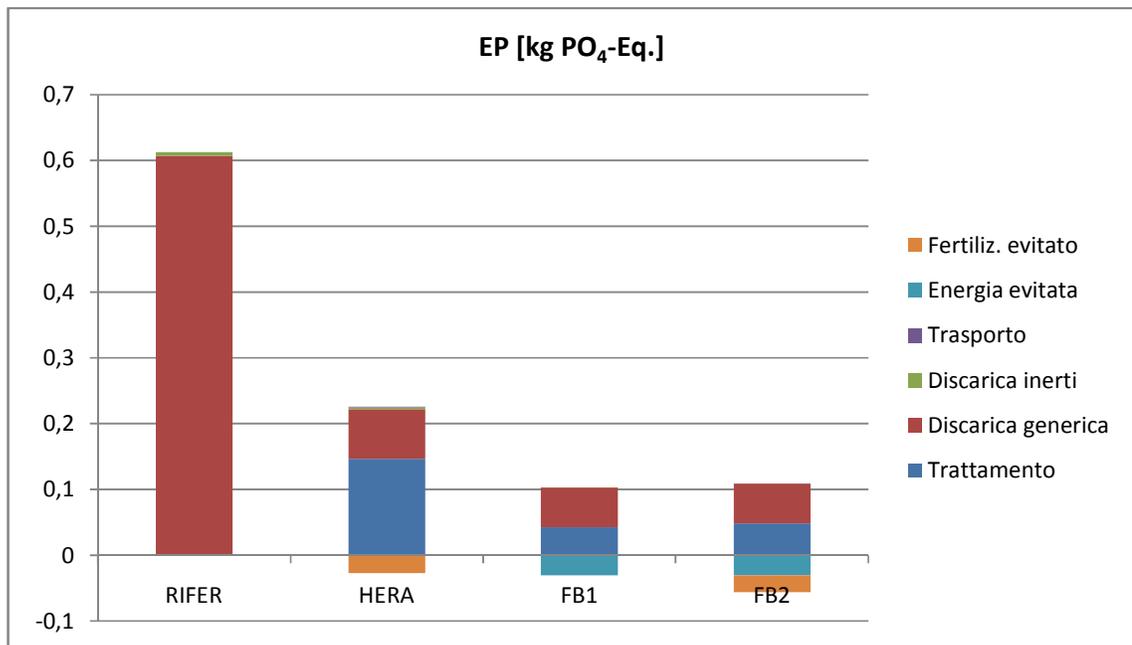


Figura 36 – Contributi parziali all'EP

L'impatto dello scenario Riferimento è quasi esclusivamente provocato dalla messa in discarica della FORSU. Lo smaltimento in

discarica RSU di sovrappeso (HERA e FB2) e digestato (FB1) provoca impatti rilevanti su questa categoria anche negli altri scenari. Nei confronti dell'eutrofizzazione, i trattamenti del rifiuto impattano fortemente. E' interessante notare che, nello scenario HERA e, anche se in modo meno spiccato, nello scenario FB2, il compostaggio impatta più di quello che evita con la produzione di compost. In ogni caso, già lo scenario HERA riduce fortemente le emissioni di sostanze eutrofizzanti rispetto allo scenario di riferimento e questo è dovuto al compostaggio della FORSU e alla produzione di ammendante. In FORBIOGAS1 circa il 40% degli impatti è causato dalla digestione anaerobica (principalmente durante la cogenerazione – 85%), la quota restante deriva per la maggior parte dalla messa in discarica del digestato. Gli impatti su EP di FB2 sono causati oltre che dalla messa in discarica del sovrappeso anche dal trattamento, in particolare la cogenerazione durante la digestione anaerobica (90) e il compostaggio (10%). In questo scenario l'EP evitato dipende circa al 50% da produzione di energia e produzione di ammendante.

I maggiori responsabili di eutrofizzazione potenziale per il processo di compostaggio sono le emissioni in acqua (oltre 60%) e al suolo (circa 30%); al suolo sono emessi NH_3 (50%) e P_{tot} (50%), in acqua sono emessi NH_3 (25%), NO_3 (25%) e PO_4 (50%). Per la discarica le emissioni rilevanti sono il rilascio al suolo di composti del fosforo e ammoniaca. Per la cogenerazione l'emissione principale è quella in aria degli NO_x . Il fatto che la produzione di energia di FB1 e FB2 non basti a bilanciare gli impatti dei consumi energetici della digestione anaerobica significa che l'EP della co-generazione è maggiore di quello della stessa quantità di energia prodotto dal mix energetico italiano.

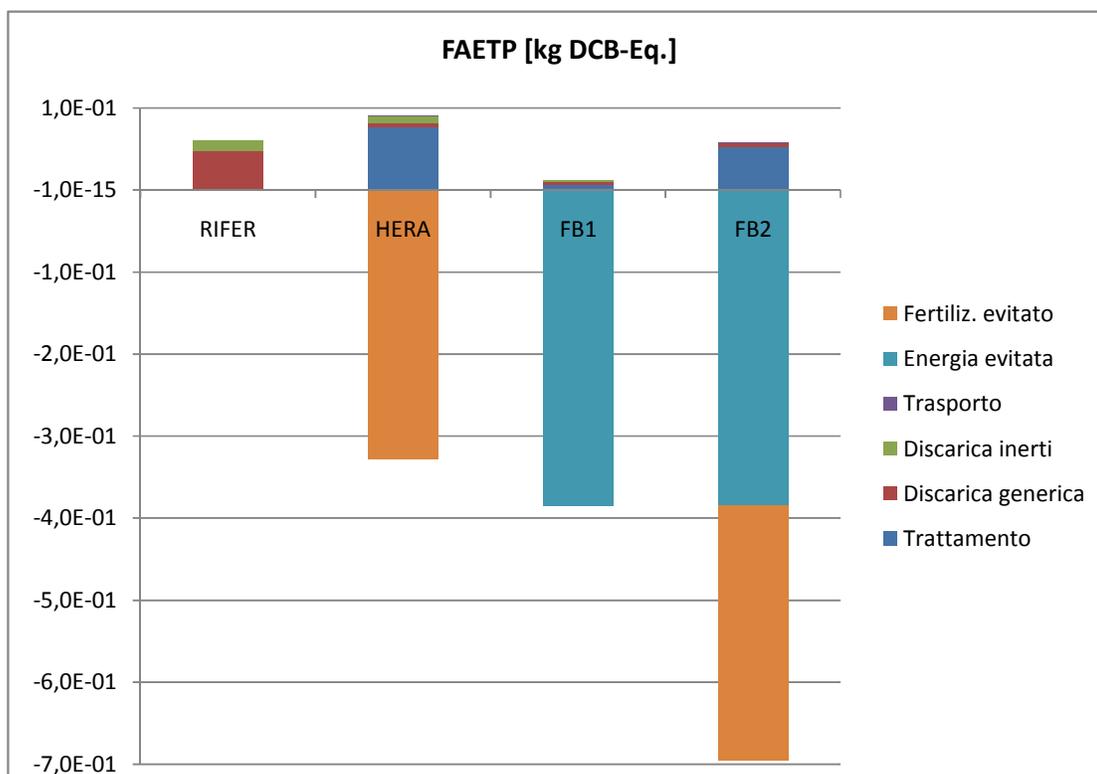


Figura 37 – Contributi parziali al FAETP

In FB2, lo step di compostaggio (compreso nella fase di trattamento del rifiuto) ha un potere eutrofizzante pari a circa il 25% di quello che evita con il risparmio di fertilizzante.

Il dettaglio della fig. 37 evidenzia i contributi parziali dei singoli processi all'impatto totale per la categoria FAETP. Tutti i colori che si trovano al di sopra dello 0 sono impatti prodotti, al di sotto, invece, ci sono gli impatti evitati.

Focalizzando l'attenzione sulla prima colonna, relativa allo scenario Riferimento, si nota che circa il 78% dell'impatto è dato dalla discarica per rifiuti generici, che nello scenario ospita la FORSU, e il 22% circa è imputabile alla discarica per inerti dove conferire il FD. Le emissioni della discarica per RSU sono per il 54% dirette al suolo, per il 35% in acqua per l'11% in aria. Nel caso della discarica per inerti gli impatti

sono per lo più causati dalle emissioni in acqua (oltre 70%). Gli impatti sono in buona parte causati dall'immissione in ambiente di metalli pesanti.

Per lo scenario HERA, il processo più impattante è il trattamento di compostaggio responsabile di circa l'80% degli impatti totali generati, in buona parte dovuto ai consumi energetici dell'impianto che, con le loro emissioni di metalli pesanti, sono responsabili da soli per poco meno del 70% degli impatti prodotti. Un altro contributo rilevante è quello del percolato prodotto durante il compostaggio. La seconda colonna mostra anche degli impatti evitati che si riferiscono alla produzione di compost che evita la produzione di fertilizzante, la quale sarebbe responsabile di una grossa fetta di impatto che andiamo quindi a sottrarre. Quest'impatto è, ancora una volta, causato dall'emissione di metalli pesanti.

L'impatto evitato in FB2 è circa il doppio di quello evitato in FB1. Ciò è dovuto al fatto che in FB2, fatto 100 l'impatto evitato, la produzione di energia contribuisce per il 55% e la produzione dei fertilizzante per il 45%. Le colonne relative a FB1 e FB2 mostrano comportamenti ovviamente simili. L'impatto evitato derivante dalla mancata produzione di energia da fonti convenzionali è, infatti, uguale (pari a circa il 39% sul totale) per i due scenari ed è essenzialmente dovuto al mancato rilascio di metalli pesanti. Le differenze sostanziali fra FB1 e FB2 relativamente agli impatti indotti sono rappresentate dal trattamento stesso del rifiuto. In FB2 il compostaggio del digestato è responsabile dell'82% dell'impatto (a causa del consumo energetico), circa il 7% dalla messa in discarica del sovralloro e circa il 6% dalla cogenerazione durante il processo di DA. Il processo di compostaggio genera, però, compost che può sostituire fertilizzante e quindi evitare un impatto pari a circa il 32% del totale. E' possibile

quindi affermare che nello scenario FORBIOGAS2, il FAETP prodotto dalla gestione del rifiuto è 1/5 rispetto a quelli che evita.

Molto simile è il comportamento del potenziale di tossicità terrestre mostrato in fig.38.

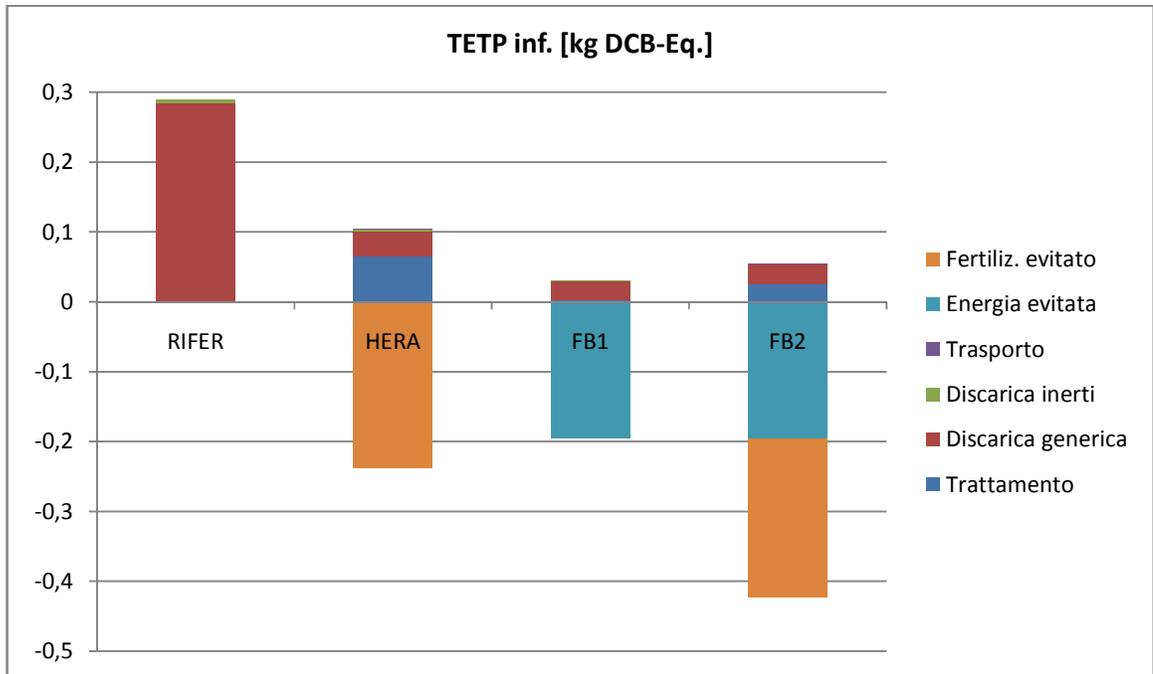


Figura 38 – Contributi parziali al TETP

Come nel caso precedente, per lo scenario di riferimento il contributo maggiore è dato dalla messa in discarica della FORSU (circa 97%), in questo caso però il contributo della discarica per inerti è assai più ridotto. Questi impatti sono dovuti al rilascio verso il suolo di metalli pesanti. Lo scenario HERA ha circa il 30% di impatti prodotti e circa il 70% di impatti evitati. I primi sono dovuti per il 35% alla messa in discarica della FORSU e per il 65% al trattamento (compostaggio), in quest'ultimo incidono i consumi energetici (circa 35%), il trattamento del percolato (circa 30%) e lo smaltimento in discarica del sovrall

(circa 35%). Per entrambi le prevalenti voci responsabili sono riferibili ai metalli pesanti emessi soprattutto in aria e al suolo. Gli impatti evitati dalla mancata produzione di fertilizzanti chimici sono da ascrivere in modo particolare alle mancate immissioni in aria (97%). Nello scenario FORBIOGAS1 si può affermare che il trattamento in sé non produce impatti che aumentano il potenziale di tossicità terrestre, si evidenzia più che altro il ruolo dello smaltimento in discarica del digestato. Il trattamento dei rifiuti svolge un ruolo rilevante invece nello scenario FORBIOGAS2 e, di nuovo, a causa della fase di compostaggio che incide per circa la metà degli impatti prodotti. Ancora una volta, le cause sono da imputare al rilascio di metalli pesanti. Il discorso per l'energia è del tutto analogo a quanto detto per la ecotossicità acquatica. Resta da marcare come, per quest'indicatore, l'impatto evitato dalla produzione di compost sia maggiore rispetto all'impatto evitato dalla produzione di energia alternativa. Addirittura, il processo di compostaggio, in FB2, permette di evitare impatti 9 volte a lui superiori.

Osservando il comportamento di FB2 si nota che il compostaggio del digestato impatta sensibilmente meno rispetto al compostaggio HERA. Ciò è dovuto, fatte salve alcune considerazioni di carattere economico e la variabilità dei dati, a due motivi principali:

- a) FB2 suppone di usare il 75% di un impianto normale per produrre digestato;
- b) la quantità di digestato è minore della quantità di FORSU trattata da HERA.

3.2.2. HTP

L'ultimo indicatore riferibile alla tossicità è la categoria di impatto riguardante quella umana. Così come per le altre due, la causa degli impatti è spessissimo da ricercare tra le emissioni di metalli pesanti.

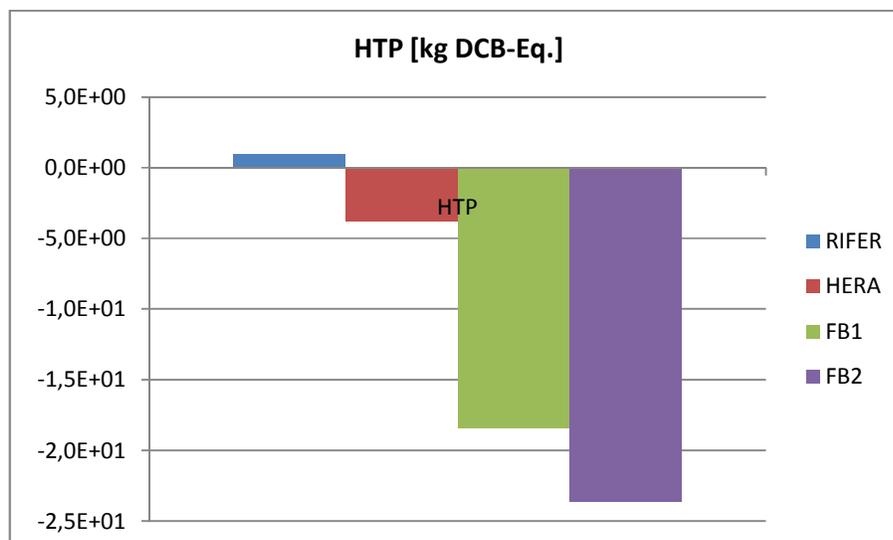


Figura 39 - Impact Score per l'HTP.

Come nel caso della ecotossicità acquatica e terrestre, i tre scenari alternativi a quello di riferimento mostrano che globalmente sono maggiori gli impatti evitati rispetto a quelli causati. Anche in questo caso, FB2 mostra il miglior risultato globale per quest'indicatore (fig.39) e FB1 mostra un risultato migliore rispetto ad HERA.

Nel dettaglio, in fig.40, si notano i contributi parziali degli scenari. Per quanto riguarda lo scenario di riferimento si osserva che circa il 70% dell'impatto deriva dalla messa in discarica della FORSU e il 30% dalla messa in discarica dei fanghi disidratati. Come già osservato per l'AP e il FAETP, anche per questa categoria, le discariche impattano molto poco rispetto alle altre fasi e il loro contributo è

dovuto alle emissioni i metalli pesanti. Questo comporta che per HERA l'impatto sulla tossicità umana è dovuta quasi esclusivamente alla fase di compostaggio e in particolare al consumo di energia per alimentare l'impianto (80%), alla produzione di percolato (14%) e all'uso dei mezzi (6%).

Il compostaggio è responsabile del 34% circa dell'impact score complessivo di HERA mentre la sostituzione dei fertilizzanti chimici, al contrario, riduce gli impatti del 66%.

Anche per quest'indicatore, la cogenerazione ha ottimi rendimenti poiché permette di evitare una buona quantità di impatti (il 72% degli impatti evitati in FB2 è relativo alla produzione di energia, il 28% alla sostituzione del fertilizzante chimico).

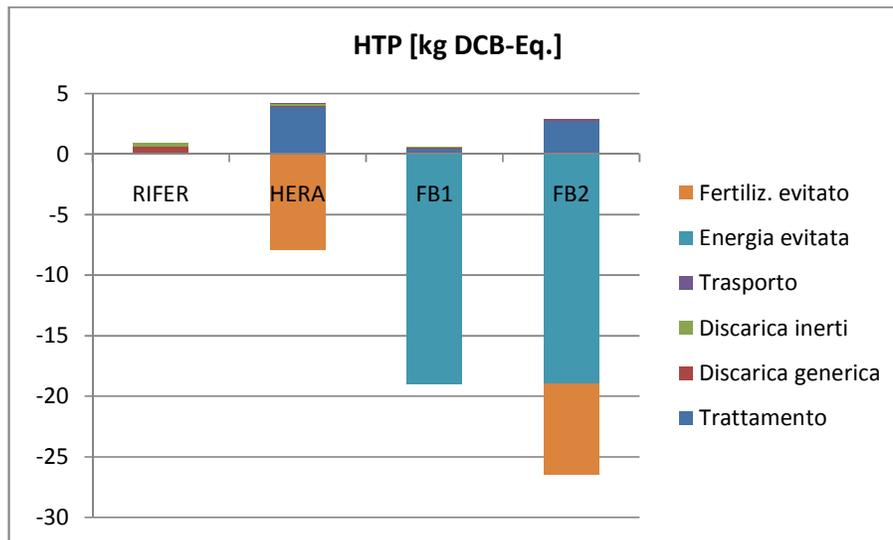


Figura 40 – Contributi parziali all'HTP

Dalla fig.40 emerge anche che lo step aggiuntivo di compostaggio evita un impatto maggiore di quello che crea, rendendo FB2 lo scenario migliore per l'HTP.

3.2.3. GWP

Tra i più importanti indicatori ambientali, il GWP è spesso il nodo centrale dei dibattiti sull'uso e sulla produzione di energia, che è il fattore di gran lunga più impattante verso l'effetto serra.

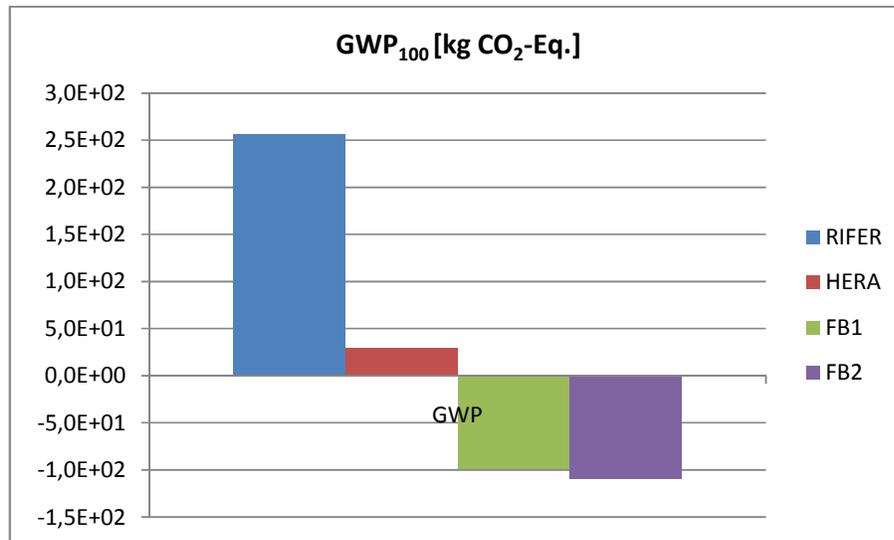


Figura 41 - Impact Score per il GWP

La fig.41 mostra i contributi degli scenari al potenziale di effetto serra. La distinzione netta che c'è tra i primi due, Riferimento ed HERA, e i due FORBIOGAS sta esclusivamente nella produzione di energia. Come si osserva, per FB1 e FB2 gli impatti evitati sono molto maggiori agli impatti indotti dall'attività di trattamento rifiuti. Come si può notare dalla fig.42, i primi due, non producendo energia, non riescono a compensare gli impatti generati mentre FORBIOGAS, anche solo considerando la co-generazione e non lo step di compostaggio (FB1) risulta compensare e addirittura migliorare molto la performance ambientale.

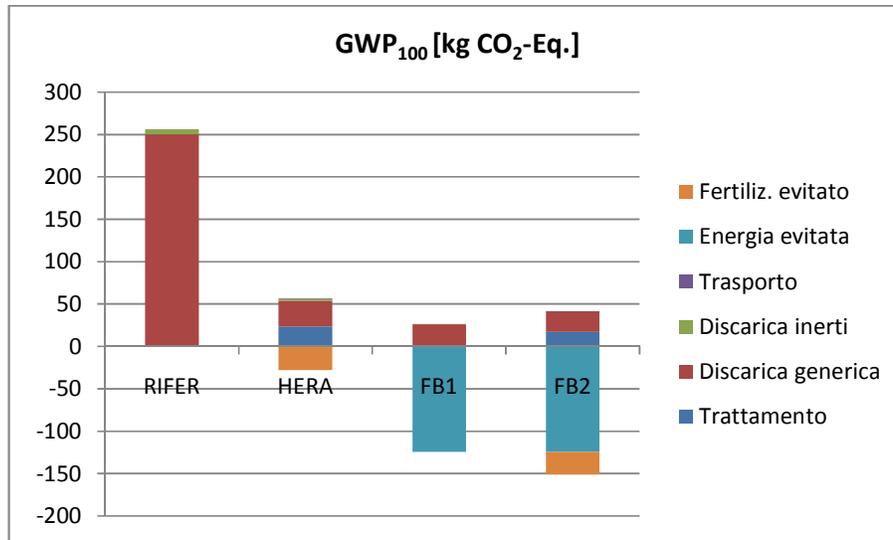


Figura 42 – Contributi parziali al GWP

Relativamente agli impatti generati, è possibile rilevare che la messa in discarica RSU di sovrvallo (HERA e FB2) e digestato (FB1) ha un ruolo importante. Ciò è in gran parte da ascrivere alle emissioni di gas climalteranti tipiche di una discarica. Gli impatti prodotti nel FB2 sono per il 40% circa attribuibili allo step di compostaggio che subisce il digestato. Tale impatto, però, produce un impatto evitato maggiore che è responsabile della preferenza globale migliore mostrata per FB2.

3.2.4. ADP

L'ADP è indicazione di massima dello sfruttamento di risorse abiotiche di un processo. La fig.43 evidenzia l'unico comportamento equivoco dei due scenari FORBIOGAS. Il primo sembra essere sostanzialmente a impatto 0 (è leggermente al di sotto dello 0)

mentre FB2 ha un impatto evitato molto spinto. Questa categoria è una delle poche per le quali FB1 è peggiorativo rispetto ad HERA.

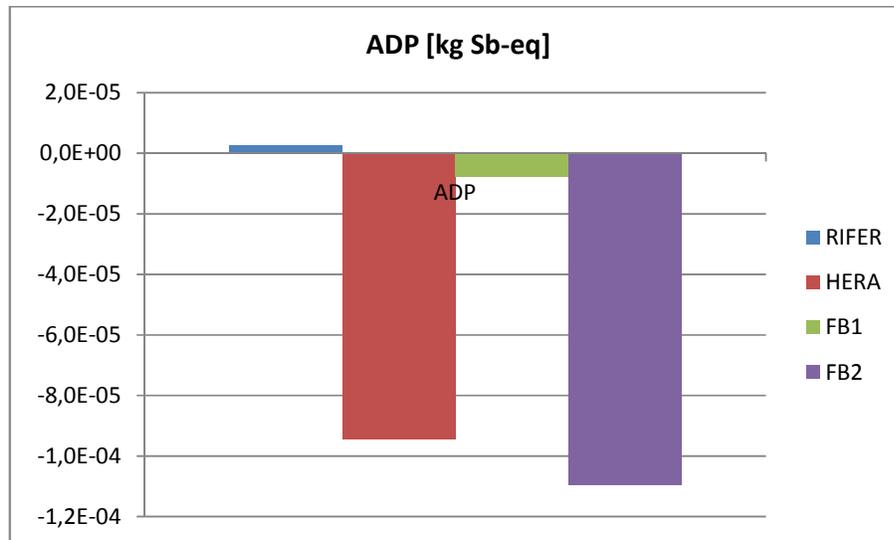


Figura 43 – Impact score per l'ADP

Visto che gli unici due piani a mostrare tendenze fortemente positive, sono anche gli unici due piani a produrre compost, è facile capire che il compostaggio e la produzione di biocompost sia un fattore molto importante in termini di risparmio di risorse. Una possibile spiegazione sta nello “zaino ecologico” (o MPS) dell'UREA (scelta come fertilizzante da evitare) pari a circa 50 kg/kg: 3,45 di “abiotic material”, 44,60 di acqua e 1,82 di aria (Lettenmeier et al., 2009).

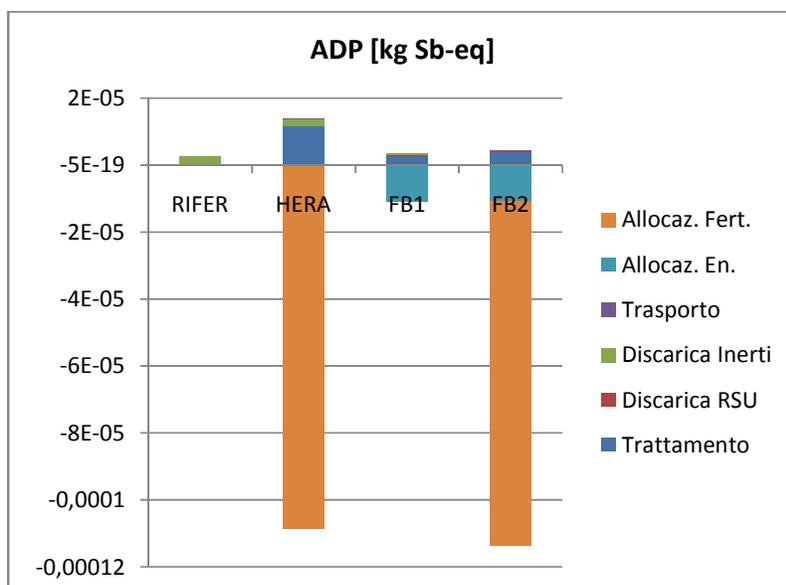


Figura 44 – Contributi parziali all'ADP

La fig.44 non fa altro che confermare l'ipotesi che il risparmio di fertilizzante sintetico è una voce molto importante nella riduzione complessiva dell'impatto.

3.2.5. ODP e POCP

Gli ultimi due indicatori analizzati sono entrambi relativi all'ozono.

I risultati relativi all'ODP (ozono stratosferico) sono, in assoluto, quelli con i valori minori, nell'ordine di 10^{-6} (fig. 45). Questo però, è un dato che non dovrebbe essere sottovalutato dal momento che, in linea del tutto teorica, un valore così piccolo per l'ODP potrebbe, da un punto di vista ambientale, essere paragonabile a valori molto più alti relativi ad altri indicatori. In ogni caso, è bene comunque darne conto.

La fig. 45 mostra in maniera eclatante quanto i due scenari "ForBiogas" abbiano comportamenti di gran lunga migliori.

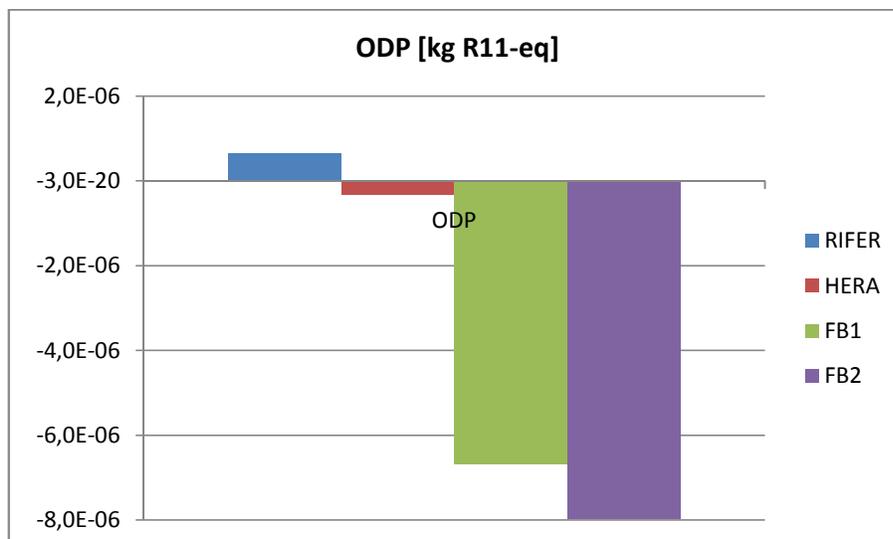


Figura 45 – Impact Score per l'ODP

Gli impatti evitati, infatti, in entrambi i casi hanno la stessa natura, la mancata produzione di energia da fonti convenzionali. La piccola differenza che c'è tra i due (23%) è imputabile agli impatti evitati dal biocompost (fig.46). L'impatto prodotto da FB2 è imputabile per la gran parte (80%) alla co-generazione.

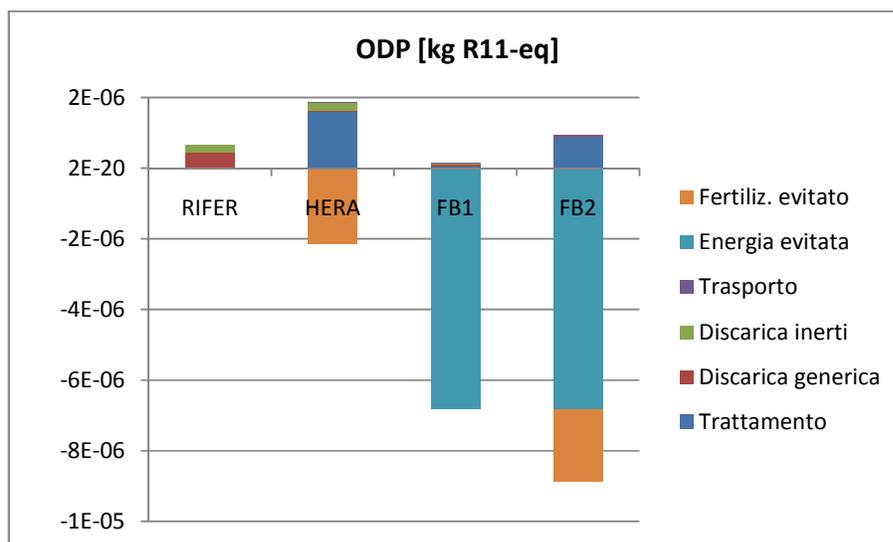


Figura 46 – Contributi parziali all'ODP

Per lo scenario di riferimento gli impatti sono esclusivamente dovuti a emissioni in atmosfera causate dalle discariche.

Il POCP è l'unico indicatore in cui il miglior scenario risulta quello attuale (fig.47). Per lo scenario di riferimento è responsabile principalmente l'emissione di CH₄ delle discariche (84%) (fig.48).

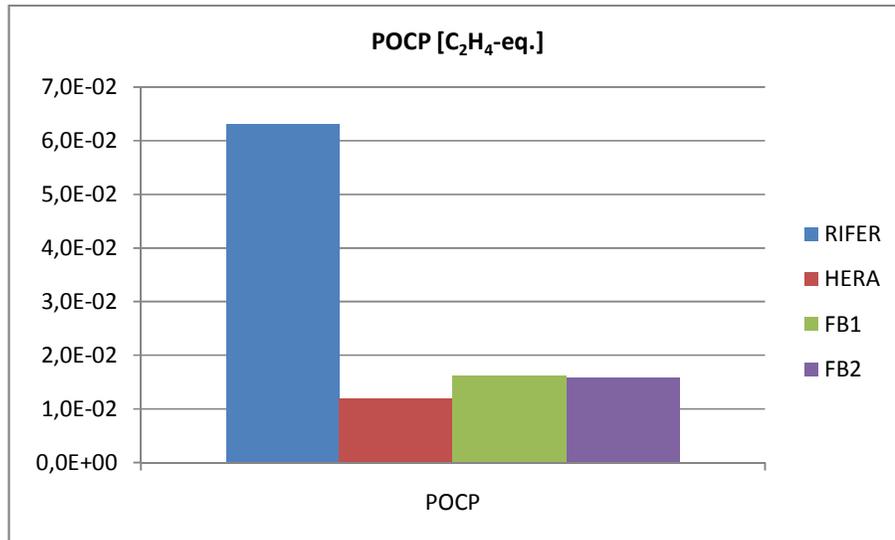


Figura 47 – Impact Score per il POCP

L'impatto di FB2 è causato all'80% dalla co-generazione e per l'altra buona parte dal compostaggio (9%) e dalla discarica RSU (9%).

In FB1 gli impatti sono attribuibili alle emissioni del co-generatore.

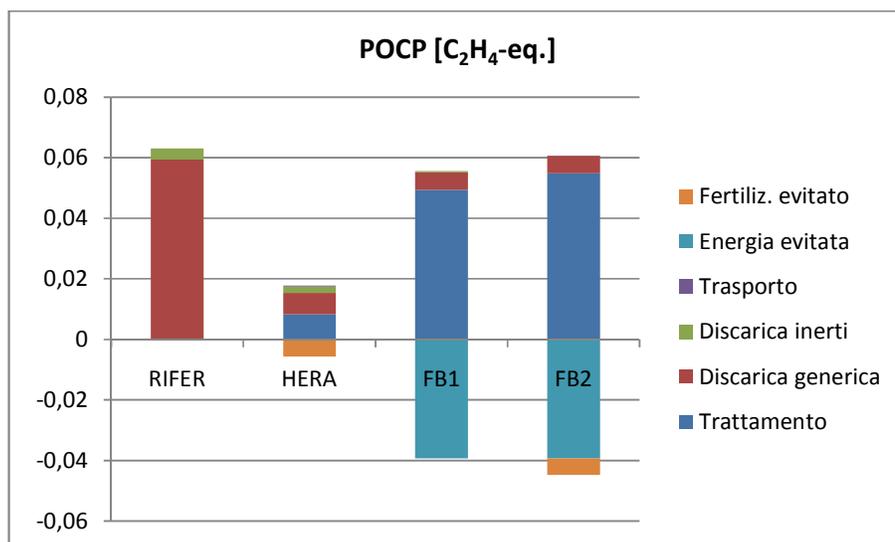


Figura 48 – Contributi parziali al POCP

3.3 Analisi di sensitività e di incertezza

Attraverso l'analisi dei risultati della fase di Life Cycle Impact Assessment descritti nel paragrafo 3.2 è possibile determinare, per ogni categoria di impatto e per ogni scenario, quali sono i sotto-processi e le fasi di trattamento dei rifiuti che maggiormente incidono sui risultati.

Per quanto riguarda lo scenario HERA, è possibile concludere che i tre sotto-processi che maggiormente determinano i risultati ottenuti sono: il trattamento di compostaggio, la messa in discarica del sovravvallo e la produzione di compost (e quindi il mancato utilizzo di fertilizzante sintetico). Relativamente al compostaggio si è ricavato dall'analisi effettuata nel paragrafo 3.2 che l'aspetto più impattante è il consumo di energia elettrica per l'alimentazione degli impianti tecnologici necessari per la gestione del percolato, per l'aspirazione delle arie esauste e per l'alimentazione delle macchine (carroponte, nastri trasportatori, trituratori, miscelatori, rivoltatori vagli, ecc.). Dalla Dichiarazione Ambientale dell'impianto (HERA, 2010) si ricava che la variabilità del consumo energetico normalizzato rispetto alla quantità di rifiuto trattato è inferiore al 10%. Quindi per la valutazione dell'incertezza si assumerà un errore pari al 10%. Per il titolo di azoto totale nel compost si è applicata un'incertezza di $\pm 25\%$ pari a quella valutata per il compost ottenuto dal post-compostaggio del digestato (si veda di seguito). Infine, anche se la messa in discarica del sovravvallo è risultato un sotto-processo rilevante rispetto all'impact

score globale, l'analisi dell'incertezza che segue non ne ha tenuto conto. Ciò è dovuto al fatto che non è risultato possibile attribuire un'incertezza al quantitativo di sovrvallo messo in discarica. La Dichiarazione Ambientale mostra nei 3 anni di indagine (2007-2009) una forte diminuzione (circa del 35% all'anno) del quantitativo annuo di sovrvallo prodotto, situazione che rende concettualmente sbagliato ricavare da questi dati l'incertezza dalla variabilità annua. Ciò è dovuto al fatto che nel nostro territorio aumenta di anno in anno la quantità di FORSU che viene raccolta in modo differenziato e migliora anche la qualità della FORSU raccolta, diminuendo di conseguenza il sovrvallo da inviare in discarica. Fin quando la situazione non si sarà stabilizzata sarà molto difficile stabilire il quantitativo medio di sovrvallo da associare al compostaggio (o alla digestione anaerobica) della FORSU e l'incertezza relativa.

Per quanto riguarda gli scenari FORBIOGAS1 e FORBIOGAS2, appare chiaro che la produzione di energia dal biogas, e quindi l'evitato consumo di energia proveniente dalla rete, gioca un ruolo assolutamente rilevante. Altri aspetti molto importanti risultano il trattamento dei rifiuti (per AP, EP, POCP e ADP) e la messa in discarica del sovrvallo (per EP, GWP e POCP). Per quanto riguarda la resa della co-generazione e quindi la produzione di energia si è applicato un'incertezza pari a $\pm 10\%$. Tale valore è il risultato delle prove effettuate sull'impianto pilota ed è dovuto alla variabilità della matrice in ingresso e alla variabilità dell'efficienza impiantistica. Per il processo di trattamento, ossia la digestione anaerobica, la fase più impattante risulta essere la co-generazione e in particolare la relativa emissione di inquinanti in atmosfera (CO, HCl, NO₂, SO₂, VOC). Abbiamo però deciso di non tenerne conto nella valutazione

dell'incertezza in quanto i dati di input da noi utilizzati non rappresentano valori medi ai quali è associata un'incertezza ma i massimi valori possibili considerando la normativa vigente e le caratteristiche tecniche del co-generatore. Attualmente, data la mancanza di dati sperimentali affidabili, non è possibile definire le concentrazioni medie degli inquinanti emessi e la relativa incertezza. Relativamente alla messa in discarica del sovrappeso, vale quanto sopra esposto per il sovrappeso ottenuto nello scenario HERA per il compostaggio.

Infine, per quanto riguarda lo scenario FORBIOGAS2 un altro sottoprocesso che ha un forte peso sui risultati è la produzione di compost dal digestato e quindi il mancato utilizzo di fertilizzante sintetico.

Per la concentrazione di azoto totale nel compost si è applicata un'incertezza di $\pm 25\%$. Anch'essa è stata ricavata dai risultati delle prove condotte sull'impianto pilota. Questa incertezza dipende essenzialmente dalla variabilità della matrice in ingresso. Per quanto riguarda la FORSU è noto il problema della variabilità stagionale e/o giornaliera. Nel caso in esame è piuttosto elevata anche la variabilità dei FD, essi, infatti, derivano dalla depurazione sia delle acque reflue civili (il cui contenuto di N è costante) sia da reflui agro-industriali che hanno una composizione molto più variabile.

In base a queste evidenze si è deciso di compiere un'analisi dell'incertezza andando a modificare i dati di input più rilevanti per i seguenti sottoprocessi:

- i consumi energetici della fase di compostaggio per lo scenario HERA;
- la resa del processo di co-generazione per gli scenari FORBIOGAS 1 e FORBIOGAS2;
- la concentrazione di azoto totale del compost per gli scenari HERA e FORBIOGAS2.

Di seguito sono tabulati e analizzati i risultati di questa analisi.

Tabella 5 - Dati incertezza suddivisi per IC e per scenario. In rosso i valori percentuali >20%.

Categoria di impatto (IC)	Scenario	Valore Impatto ⁵¹	Incertezza associata al compost [%] ⁵²	Incertezza associata all'energia [%] ⁵³	Incertezza assoluta
AP [kg SO2-eq.]	HERA	1,1E-01	16,4%	11,7%	±0,3E-01
	FB1	-5,1E-01	n.d.	13,7%	±0,7E-01
	FB2	-4,9E-01	3,6%	14,5%	±8,8E-02
EP [kg PO4-eq.]	HERA	2,0E-01	3,2%	0,3%	±0,7E-02
	FB1	7,3E-02	n.d.	4,1%	±0,3E-02
	FB2	5,2E-02	12,0%	5,8%	±0,9E-02
GWP100 [kg CO2-eq.]	HERA	2,9E+01	22,6%	7,7%	±0,9E+01
	FB1	-9,8E+01	n.d.	12,6%	±1,2E+01
	FB2	-1,1E+02	5,9%	11,4%	±0,2E+02
HTP [kg DCB-eq.]	HERA	-3,7E+00	49,8%	9,1%	±2,2E+00
	FB1	-1,8E+01	n.d.	10,2%	±1,8E+00
	FB2	-2,4E+01	7,7%	8,0%	±3,7E+00
FAETP [kg PO4-eq.]	HERA	-2,4E-01	32,7%	2,9%	±0,8E-01
	FB1	-3,7E-01	n.d.	10,3%	±0,8E-01
	FB2	-6,4E-01	11,9%	6,0%	±1,1E-01
TETP [kg DCB-eq.]	HERA	-1,3E-01	42,0%	2,6%	±0,6E-01
	FB1	-1,7E-01	n.d.	11,8%	±0,2E-01
	FB2	-3,7E-01	14,9%	5,3%	±7,5E-02
ADP [kg Sb-Equiv.]	HERA	-9,5E-05	27,1%	0,2%	±2,5E-05
	FB1	-7,5E-06	n.d.	14,4%	±1,7E-06
	FB2	-1,1E-04	22,9%	1,0%	±2,6E-05

⁵¹ L'unità di misura è indicata sotto il nome della categoria di impatto (IC).

⁵² L'incertezza si riferisce, come indicato in precedenza, a una produzione superiore o inferiore del 10%.

⁵³ L'incertezza associata all'energia si riferisce alla variabilità nella produzione per FB1 e FB2 e alla variabilità nei consumi per lo scenario HERA.

ODP [kg R11-eq.]	HERA	-3,1E-07	163,6%	39,3%	±6,5E-07
	FB1	-7,5E-06	n.d.	10,2%	±1,7E-06
	FB2	8,0E-06	6,3%	8,6%	±1,2E-06
POCP [kg C2H4- eq.]	HERA	1,2E-02	11,2%	0,2%	±1,3E-03
	FB1	1,6E+00	n.d.	24,1%	±1,7E-06
	FB2	1,6E-02	8,3%	24,9%	±5,3E-03

Lo scenario HERA risulta abbastanza sensibile alla produzione di compost per quasi tutti gli indicatori. Il dato più eclatante è l'incertezza dell'indicatore ODP. Essa supera il 200% se si considerano le incertezze relative sia a energia che compost. Questo dato rende poco robuste le affermazioni fatte nel paragrafo 3.2.5 relative all'ODP e probabilmente in una seconda iterazione dell'analisi ciò comporterebbe l'esclusione di tale categoria di impatto dallo studio.

Tutti gli indicatori relativi alla tossicità (HTP, FAETP e TETP) hanno incertezze associate alla produzione di compost accettabili (fra 20% e 50%), così come anche il GWP e l'ADP.

Le variabilità osservate (escluso quelle relative all'ODP di cui sopra) per i consumi energetici, invece, non mostrano significatività da segnalare poiché restano comprese fra meno dell'1% e poco più dell'11%.

Per quanto riguarda lo scenario FB1, considerando che la resa energetica è stata fatta variare del 10% e che le incertezze associabili agli indicatori di impatto, eccetto il POCP, sono tutte comprese fra il 4,1% (EP) e 14,4% (ADP), si può affermare che lo scenario non risente eccessivamente della variabilità nella produzione di energia.

Per lo scenario FB2 valgono le stesse considerazioni fatte per FB1 precisando in più che l'incertezza associata al compost è 5 volte su 9

minore rispetto all'incertezza sulla produzione di energia. I restanti 4 casi vanno letti ricordando che la variabilità sulla produzione di compost è pari al 25% (contro il 10% sulla produzione di energia). Solo l'ADP, come del resto valutato nel paragrafo 3.2.4, mostra un'elevata sensibilità al parametro "produzione compost".

3.4 Considerazioni

Quello che emerge dai paragrafi precedenti è un quadro abbastanza chiaro in cui tutti gli scenari reali o potenziali, quindi quello attuale HERA così come quelli potenziali ForBiogas, risultano migliorativi dello scenario di riferimento, in cui tutto veniva conferito in discarica. È così dimostrato ancora una volta che l'uso delle discariche deve essere ridotto al minimo indispensabile.

I risultati ottenuti per lo scenario FB1 indicano che esso è migliorativo (uniche eccezioni POCP e ADP) rispetto all'attuale sistema di gestione anche ipotizzando il solo recupero energetico tramite un processo di co-generazione che utilizza biogas. Ciò a testimonianza di quanto sia importante generare energia pulita e quanto sia vantaggioso risparmiare la produzione da fonti convenzionale che, nel caso italiano, includono soprattutto fonti fossili.

L'analisi dello scenario FB2 ci conferma quanto potrebbe essere vantaggioso coniugare al recupero di energia anche quello di materia sotto forma di compost. Lo scenario FB2, infatti, è sempre migliorativo di FB1 (fatta eccezione per l'AP per i motivi visti prima) e in molti casi in maniera evidente (FAETP, TETP e ADP).

E' importante sottolineare che la realizzazione della gestione dei rifiuti secondo le modalità individuate dallo scenario FB2, però, porta con sé una serie di incertezze. Innanzitutto la produzione di compost dal digestato è da verificare e studiare in maniera più approfondita. Il primo punto da verificare è che attraverso il post-trattamento di compostaggio del digestato sia possibile ottenere un fertilizzante che rientri in quelli che sono i parametri fissati dall'attuale normativa (D.Lgs. 75 del 29/04/2010) per poterlo considerare ammendante compostato misto. La verifica di questo aspetto è una questione sollevata da numerosi autori che si sono occupati di valutazione tramite LCA della gestione dei rifiuti (Finneveden et al., 2005; Wenzel et al., 2008; Muñoz et al., 2009; Hospido et al., 2010) ed è evidentemente un aspetto centrale dell'utilizzo del digestato per produrre compost.

Un altro punto importante è la fattibilità tecnica del compostaggio del digestato. Le assunzioni fatte in questo lavoro considerano possibile questo processo in un tempo anche inferiore rispetto al compostaggio classico della FORSU. Questo perché si tratta di un materiale che ha già subito un trattamento biologico (la digestione anaerobica) e quindi dovrebbe raggiungere le caratteristiche di compost in un tempo più breve rispetto a una frazione non pre-trattata. In realtà, l'ipotesi andrà verificata sperimentalmente.

Un altro punto rilevante dal punto di vista tecnico è come effettuare il post-trattamento di compostaggio del digestato. Un'ipotesi è inserire il digestato, dati i volumi ridotti, all'interno delle linee preesistenti in un impianto di compostaggio, ma questo ha due svantaggi:

1. la necessità di trovare un accordo con il gestore dell'impianto;
2. in che punto del processo collocarlo e quali problemi tecnici sarà necessario affrontare.

D'altra parte potrebbe essere creato un piccolo impianto ad hoc esclusivamente per il digestato in uscita dalla co-digestione. In quel caso però, si introduce una criticità di natura economica, soprattutto data dal piccolo quantitativo trattato dal sistema in esame.

Le criticità di carattere economico potrebbe essere superate in un vicino futuro dato l'impoverimento sempre più evidente dei nostri suoli agricoli. Punto di forza del biocompost potrebbe essere rappresentato dall'apporto di sostanza organica al suolo visto che, negli anni a venire, il depauperamento delle risorse organiche potrebbe diventare un aspetto assolutamente da non sottovalutare. Ciò accrescerebbe certamente il valore economico, oggi scarso, del biocompost rendendo possibili alternative che allo stato attuale sono economicamente non sostenibili (Hermann et al., 2011).

Le informazioni ottenute sono più chiaramente apprezzabili quando (paragrafo 3.2) si escludono dai confini del sistema i processi comuni ai quattro scenari analizzati.

Innanzitutto, si può notare che gli scenari relativi al progetto "For Biogas", al netto della raccolta della FORSU e del trattamento dei reflui, mostrano in 7 casi su 9 comportamenti positivi in quanto generano impatti minori di quelli che evitano.

Focalizzando l'attenzione sullo scenario HERA, si nota che i due processi più impattanti globalmente sono il compostaggio e la discarica per rifiuti generici.

Se per il primo è responsabile il consumo di energia elettrica associato al suo funzionamento, la discarica impatta soprattutto a causa delle sue emissioni. D'altro canto la produzione di compost rappresenta un'ottima soluzione ambientale come confermato da tutti

gli indicatori (esclusi AP ed EP) poiché evita impatti superiori al processo stesso che lo produce. Su questo punto è interessante notare che Finnveden e collaboratori (2005) osservarono che il compostaggio ha vantaggi ambientali rispetto alla messa in discarica solo se le distanze fra il punto di raccolta del rifiuto e l'impianto di compostaggio sono relativamente brevi. Quando le distanze aumentano i vantaggi rispetto allo smaltimento in discarica sono veramente pochi se non nulli. Ciò è in accordo con il risultato ottenuto in questo lavoro, nel quale esiste un vantaggio evidente rispetto alla messa in discarica e si ipotizzano distanze veramente piccole.

Lo scenario FB1 rappresenta un ulteriore miglioramento, in termini globali, al sistema di gestione attuale. Tutti gli indicatori (escluso ADP e POCP) mostrano sensibili guadagni in termini ambientali. In molti casi questi miglioramenti sono superiori al 50% (AP, EP e GWP soprattutto). Le criticità mostrate possono essere ricondotte soprattutto alle emissioni del co-generatore e all'utilizzo (seppur minimo) di discariche sia per il sovrallo in uscita dal pretrattamento che per il digestato in uscita dalla co-digestione. Relativamente alle emissioni dal co-generatore è importante ricordare che i quantitativi in input non sono ricavati da dati sperimentali ma corrispondono alle concentrazioni massime ammissibili, quindi è probabile che gli impatti conseguenti a tali emissioni siano sovrastimati.

L'energia prodotta è energia pulita che evita una buona parte degli impatti provocati da tutto il processo e, da sola, fa preferire questo scenario allo scenario HERA.

Lo scenario FB2, per quanto riguarda questo studio, rappresenta la migliore alternativa possibile. I suoi indicatori ambientali sono sempre

migliori di tutti gli altri (escluso il caso del POCP). Solo in due casi apporta un impatto ambientale: nell'EP e nel POCP; in tutti gli altri casi gli impatti globali sono negativi (quindi impatti evitati).

Gli aspetti critici sono senz'altro gli stessi dello scenario FB1 con in più l'aspetto dello step ulteriore di compostaggio che risulta abbastanza impattante in almeno tre casi (FAETP, TETP e ADP). Lo stesso compostaggio però, con la sua produzione di biocompost consente di evitare molti impatti che uniti a quelli evitati con la produzione di energia fanno preferire lo scenario a tutti gli altri.

I risultati sono in accordo con quanto osservato da altri autori i quali evidenziano le buone prestazioni della digestione anaerobica come metodo di gestione dei rifiuti e la netta superiorità rispetto al compostaggio, grazie al recupero oltre che di materia anche di energia (Sonneson et al., 2000; Finneveden et al., 2005; Chaya e Gheewala, 2007; Cherubini et al., 2009; Rigamonti et al., 2010; Khoo et al., 2010).

4 CONCLUSIONI

Nello specifico quindi, la nuova soluzione potrebbe essere il precursore di un approccio diverso, I risultati di questo studio hanno prima di tutto cercato di fornire un quadro chiaro su quello che è l'impatto ambientale generato dalla gestione di due particolari tipologie di rifiuto biodegradabile: la frazione organica dei rifiuti solidi urbani (FORSU), provenienti dalla raccolta differenziata, e i fanghi di depurazione disidratati (FD), prodotti dal trattamento di acque reflue urbane e di origine agro-industriale. Successivamente lo studio ha paragonato le prestazioni ambientali del precedente e dell'attuale sistema gestionale con una modalità alternativa proposta nel progetto "For Biogas" e già valutata dal punto di vista tecnico-economico. L'ambito dello studio è il Comune di Bagnacavallo, in Provincia di Ravenna.

L'attuale gestione prevede un servizio di porta a porta per la raccolta differenziata e un impianto di trattamento di reflui civili e agro-industriali. Con la prima, viene separata la frazione organica dei RSU, la quale viene inviata all'impianto di compostaggio di Voltana (Lugo, Ravenna) dove, alla fine del trattamento, verrà prodotto del compost di qualità (ACM). Con il secondo, oltre a garantire la depurazione delle acque reflue prima di riammetterle nei canali di scolo naturali, si

producono elevate quantità di fanghi di depurazione che vengono utilizzati per il “capping” degli strati di una discarica per rifiuti non pericolosi del ravennate.

“For Biogas” è un progetto condotto dal C.I.R.S.A. dell’Università di Bologna e dalla società cooperativa R.E.S. che mira a mettere a punto un sistema di trattamento congiunto del rifiuto domestico organico e dei fanghi di depurazione disidratati che sfrutta un digestore anaerobico a semi-secco di piccole dimensioni. Tale trattamento con produzione di energia e, verosimilmente, di ammendante compostato misto si è dimostrato con studi precedenti economicamente e socialmente sostenibile. Con questo lavoro, si è voluta valutare anche la sua sostenibilità ambientale.

La valutazione del ciclo di vita (LCA) è stata lo strumento che ha consentito la valutazione dell’impatto ambientale dei diversi metodi di gestione analizzati e l’analisi comparativa.

I risultati mostrano chiaramente che “For Biogas” è un sistema nettamente più ecocompatibile (o “green”) rispetto alla gestione attuale che pur mostra un ottimo comportamento se paragonato al sistema precedente (che può essere quindi definito “worst case”), ovvero lo smaltimento di tutti i rifiuti in discarica.

Alla luce di questi risultati, è possibile affermare che sarebbe fortemente auspicabile tentare di realizzare su scala reale il sistema di gestione definito nel progetto “For Biogas”. Sarebbe inoltre importante continuare la sperimentazione relativa alla possibilità di ottenere ammendante compostato misto dal digestato. Un’analisi economica, magari tramite un life cycle costing (LCC), potrebbe costituire uno stimolo alla messa in opera del progetto “For Biogas”

dal momento che sussistono alcune condizioni che farebbero pensare a una spendibilità del compost sempre maggiore, senza dimenticare che un processo che genera energia elettrica in surplus rispetto a quanta ne utilizza è di per sé economicamente vantaggioso.

Concludendo, il sistema di gestione studiato dal progetto “For Biogas” è risultato sostenibile non solo dal punto di vista economico e sociale ma anche da quello ambientale. Esso quindi rappresenta una soluzione al trattamento dei rifiuti biodegradabili di una collettività che, se realizzato, comporterebbe i seguenti importanti benefici:

- integrazione del ciclo di depurazione delle acque reflue con quello dello smaltimento della FORSU;
- limitazione dei costi di trasporto delle biomasse;
- trasformazione di molti degli impatti ambientali connessi alla gestione di FORSU e FD in utilità ambientali;
- forte riduzione degli impatti ambientali residui;
- consapevolezza sociale dei risultati ottenuti (per esempio: la corrente elettrica prodotta potrebbe alimentare edifici del centro storico) e conseguente motivazione dei cittadini a comportamenti virtuosi (come quello di prestare attenzione nell’eseguire una corretta raccolta differenziata);
- ricadute economiche (ottenuti dalla riduzione dei costi di trattamento e dalla produzione di energia rinnovabile) sulla collettività che virtuosamente alimenta la nuova gestione degli scarti.

Infine, per quanto riguarda lo studio di LCA è possibile delineare alcuni possibili sviluppi futuri, ossia: un'analisi di sensitività e di incertezza più dettagliata di quanto fatto nel presente lavoro e la parametrizzazione delle variabili che sono emerse come preminenti allo scopo di indirizzare scenari di sviluppo alternativi.
gli scarti.

5 BIBLIOGRAFIA

APAT. 2004. Produzione fanghi e riutilizzo in agricoltura. *Agenzia per l'Ambiente e il Territorio*. [Online]

http://www.apat.gov.it/site/_files/Suolo_Territorio/tabella_dati_matt_fanghi.pdf.

Cecchi F., Pavan P. 1996. *Co-digestione di fanghi di depurazione e rifiuti in Recenti tendenze nella depurazione delle acque reflue: innovazioni tecnologiche di processo*, Politecnico di Milano. Bonomo L. Ed.

Chaya W, Gheewala S.H. 2007. *Life cycle assessment of MSW-to-energy schemes in Thailand*. *Journal of Cleaner Production* 15, 1463-1468.

Cherubini, F., Bargigli, S. e Ulgiati, S. 2009. *Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration*. *Energy* 34, 2116–2123.

EC. 2006. *European Energy and Transport — Trends to 2030 — update 2005*, European Communities, DG TREN, Luxembourg.

Environmental Protection Agency. 2009. *Table II. EPCRA Section 313 Chemical List For Reporting Year 2009*.

European Commission. 2008. *Green paper on the management of bio-waste in the European Union*. *Journal of European Community*.

European Environment Agency. 2000. *Sewage sludge - a future waste problem?* European Environment Agency. Report from the Commission. <http://www.eea.europa.eu/data-and->

maps/indicators/generation-and-treatment-of-sewage-sludge/sewage-sludge-a-future-waste-problem.

European Environment Agency. 2010. *Municipal waste generation (CSI 016)* - Assessment published Nov 2010. European Environment Agency. [Online] Municipal waste generation per capita in Europe. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/municipal-waste-generation-per-capita-in-western-europe-eu-15-new-member-states-eu-12-eu-countries-eu-27-and-total-in-europe-eu-27-turkey-croatia-norway-iceland-switzerland-2>.

Eurostat. 2008. *Energy, transport and environment indicators*. Eurostat Pocketbooks.

Eurostat. 2010. *Environmental statistics and accounts in Europe*. Eurostat Statistical Books.

Feridun, Karen. 2009. United Sludge Free Alliance. <http://www.usludgefree.org/>. [Online] <http://www.usludgefree.org/AlternativesChart.pdf>.

Finnveden G., Johansson J., Lind P., Moberg G. 2005. *Life cycle assessment of energy from solid waste—part 1: general methodology and results*. Journal of Cleaner Production 13, pp. 213–229.

Forster, P., et al. 2007. *Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing in Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Solomon, S. et al. Cambridge University.

Francia, C., Spampinato, P.L., Daidone, A., Monella, P., Rebecchini, G. 2001. *La raccolta differenziata dei rifiuti organici, i sistemi e i contenitori*. Federambiente.

Giapponesi, A. 2009. *Recupero dei fanghi: norme UE in evoluzione*. Agricoltura. p. 53-66.

Girò, F. 2003. *Situation of the source separated collection of biowaste in Catalunya. Balance of one decade (1993-2003)* in *The*

Future of Source Separation of Organic Waste in Europe, European Compost Network Workshop.

Guinée, J.B.; Gorrée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; Koning, A. de; Oers, L. van; Wegener Sleeswijk, A.; Suh, S.; Udo de Haes, H.A.; Bruijn, H. de; Duin, R. van; Huijbregts, M.A.J. 2002. *Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. Ila: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background.* Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-0228-9, Dordrecht, p. 692.

HERA. 2010. *Dichiarazione Ambientale 2010, Complesso impiantistico via Traversagno 30, località Voltana, Lugo (RA).*

Hermann BG, Debeer L, De Wilde B, Blok K, Patel MK. 2011. *To compost or not to compost: carbon and energy footprints of biodegradable materials' waste treatment, Polymer Degradation and Stability.* [In stampa]

Hischier R., Hellweg S., Capello C. and Primas A. 2005. *Establishing Life Cycle Inventories of Chemicals Based on Differing Data Availability.* International Journal of LCA 10 (1) pp. 59-67.

ISPRA. 2010. *Rapporto Rifiuti Urbani – Edizione 2009.* ISBN 978-88-448-0430-5.

Hospido A., Moreira MT, Martín M, Rigola R e Feijoo G. 2005. *Environmental Evaluation of Different Treatment Processes for Sludge from Urban Wastewater Treatments: Anaerobic Digestion versus Thermal Processes.* International Journal of LCA 10 (5) 336 – 345.

ISO 14040. 2006. *Environmental management – life cycle assessment – principles and framework.*

ISO 14044. 2006. *Environmental management – life cycle assessment – Requirements and guideline.*

Khoo, H.H., Lim, T.Z. e Tan, R.B.H. 2010. *Food waste conversion options in Singapore: Environmental impacts based on an LCA perspective.* Science of the Total Environment, 408, p. 1367-1373.

Labouze, E., et al. 2004. *Photochemical Ozone Creation Potentials: A new set of characterization factors for different gas species on the*

scale of Western Europe. The International Journal of Life Cycle Assessment. 2004, Volume 9, Number 3, pp.187-195,

Lettenmeier, M., Rohn, H., Liedtke, C., Schmidt-Bleek, F. 2009. *Resource productivity in 7 steps : how to develop eco-innovative products and services and improve their material footprint*. Wuppertal Inst. for Climate, Environment and Energy.

Martínez-Blanco J, et al. 2010. *The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale*. Waste Management 30, 983–994.

Munoz, I., Rodriguez, A., Rosal, R., Fernandez-Alba, A.R. 2009. *Life cycle assessment of urban wastewater reuse with ozonation as tertiary treatment*. Science of the Total Environment 407, pp. 1245–1256.

Parfitt, Julian. 2009. *Taking out the rubbish: municipal waste composition, trends & futures*.
<http://www.foe.co.uk/>
http://www.foe.co.uk/resource/event_presentations/8_julian_parfitt.pdf

Piccioli, Silvia. 2009. *Applicazione del processo di digestione anaerobica a miscele di fanghi di depurazione e F.O.R.S.U. per la produzione di biogas ed ammendante*. Università di Bologna.

Rada E. C., Ragazzi M., Ziglio G. 2006. *La valorizzazione energetica dei fanghi di depurazione - Raccolta di contributi*. Università degli Studi di Trento - Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale.

Richards, B.K., et al. 1997. *Effect of processing mode on trace elements in dewatered sludge products*. Journal of Environmental Quality 26, p. 782-788.

Rigamonti, L, Grosso, M e Giugliano, M. 2010. *Life cycle assessment of sub-units composing a MSW management system*. Journal of Cleaner Production, pp. 1-11.

Schleiss, K. 2008. *GHG savings from biological treatment and application of compost prod. moving organic waste recycling towards*

resource management and biobased economy. Wageningen :
ECN/ORBIT e.V. workshop, 2008. 6th international conference.

Sonesson U, et al. 2000. *Environmental and economic analysis of management systems for biodegradable waste*. Resources, Conservation and Recycling 28 (2000) 29–53

Sosnowski, P, Wieczorek, A e Ledakowicz, S. 2003. *Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes*. Advances in Environmental Research, vol.7, pp. 609-616.

Wenzel, H., Larsen, H.F., Clauson-Kaas, J., Høibye, L., Jacobsen, B.N. 2008. *Weighting environmental advantages and disadvantages of advanced wastewater treatment of micro-pollutants using environmental life cycle assessment*. Water Science and Technology 57 (1), 27–32.

World Meteorological Organization. 2007. *Scientific Assessment of Ozone Depletion: 2006*. Global Ozone Research and Monitoring, p. 572.