

ALMA MATER STUDIORUM
UNIVERSITA' DI BOLOGNA

SCUOLA DI SCIENZE

Corso di laurea magistrale in ANALISI E GESTIONE DELL' AMBIENTE

Life Cycle Assessment di un impianto integrato di
trattamento della frazione organica dei rifiuti. Il caso
di Voltana di Lugo (RA)

Tesi di laurea in Sistemi di Gestione Ambientale, di Politica ed Economia
Ambientale

Relatore

Dott.ssa Serena Righi

Presentata da

De Maglie Francesco

Correlatore

Dott.ssa Vittoria Bandini

Dott. Claudio Cantagalli

III Sessione

Anno Accademico 2012/2013

Indice

1	Introduzione.....	1
1.1	Prefazione.....	1
1.1.1	Obiettivi del lavoro.....	5
1.2	Produzione e gestione dei rifiuti.....	6
1.2.1	Il contesto europeo.....	6
1.2.2	I Rifiuti Solidi Urbani in Europa ed in Italia.....	9
1.2.3	Gestione dei RSU in Europa ed in Italia.....	13
1.3	Processo di Digestione Anaerobica.....	22
1.3.1	La digestione anaerobica a secco.....	24
1.4	Processo di Compostaggio.....	25
1.5	L'impianto di Voltana di Lugo.....	29
1.6	Life Cycle Assessment.....	37
1.6.1	Definizione dell'obiettivo e del campo d'applicazione dello studio.....	39
1.6.2	Analisi dell'inventario (Life Cycle Inventory – LCI).....	41
1.6.3	Valutazione degli impatti (Life Cycle Impact Assessment – LCIA).....	43
1.6	Stato dell'arte.....	45
2	Materiali e metodi.....	52
2.1	GaBi Software 5.....	52
2.2	Definizione dello scopo e del campo di applicazione.....	54
2.2.1	Descrizione e analisi degli scenari.....	57
2.3	Raccolta dati di inventario.....	69
2.3.1	Qualità dei dati.....	69
2.3.2	Dati per modellazione scenari.....	70
2.4	Valutazione degli impatti.....	71
2.4.1	Il metodo CML2001.....	71
2.4.2	Categorie d'impatto.....	72
3	Risultati e discussione.....	76
3.1	Analisi del ciclo di vita dello scenario 'HERA VOLTANA'.....	76
3.1.1	Analisi del ciclo di vita fase 'Digestione Anaerobica DRY'.....	79
3.1.2	Analisi del ciclo di vita fase 'Compostaggio'.....	82
3.2	Analisi del ciclo di vita scenario 'HERA VOLTANA vecchio impianto'.....	87
3.3	Analisi del ciclo di vita scenario 'RIFERIMENTO'.....	89

3.4	Confronto fra gli scenari	90
3.4.1	Categoria "Abiotic Depletion Potential (ADP)"	92
3.4.2	Categoria "Acidification Potential (AP)"	94
3.4.3	Categoria "Eutrophication Potential (EP)"	95
3.4.4	Categorie "Human Toxicity Potential (HTP)", "Freshwater Aquatic Ecotoxicity Pot. (FAETP)" e "Terrestrial Ecotoxicity Potential (TETP)"	97
3.4.5	Categorie "Global Warming Potential (GWP 100 years)" e "Global Warming Potential (GWP 100 years, no biotic)"	100
3.4.6	Categoria "Ozone Layer Depletion Potential (ODP)"	101
3.4.7	Categoria "Photochem. Ozone Creation Potential (POCP)"	103
3.4.8	Categoria "Primary Energy Demand from ren. and non ren. resources (net cal. value)"	105
3.5	Discussione	106
3.6	Analisi delle incertezze	110
3.6.1	Analisi di sensitività	110
4	Conclusioni	115
5	Life Cycle Costing	118
5.1	Descrizione della metodologia.....	118
	Bibliografia	121

1 Introduzione

1.1 Prefazione

La politica dell'Unione europea in materia di protezione dell'ambiente e delle risorse naturali ha assunto un'importanza sempre maggiore a partire dagli anni 80, evolvendosi attraverso una serie di piani d'azione ed un quadro legislativo rivolti ad una corretta gestione ambientale. Il progressivo aumento delle minacce di danno ambientale e di esaurimento delle risorse ha suscitato la consapevolezza della necessità di tutelare l'ambiente dando, allo stesso tempo, origine a diverse iniziative, anche a livello internazionale, come accordi, trattati, convenzioni, strumenti finanziari, normative fino all'istituzione di organi specifici per promuovere la tutela dell'ambiente naturale.

Una delle tematiche più attuali è quella del progressivo aumento della produzione rifiuti. Il sesto programma d'azione per l'ambiente dell'UE (2002-2012) infatti, ha individuato la prevenzione e gestione dei rifiuti come una delle quattro priorità principali. I rifiuti costituiscono una consistente ed importante fonte di rischio ambientale sia per caratteri qualitativi, vista la loro eterogeneità, che per caratteri quantitativi legati alle enormi produzioni giornaliere. Per rifiuto, coerentemente con l'impostazione europea, intendiamo "qualsiasi sostanza od oggetto di cui il detentore si disfi o abbia l'obbligo o l'intenzione di disfarsi" (Dir. 2008/98/CE). Tutte le attività quotidiane, pertanto, possono dare origine ad una grande varietà di flussi di rifiuti, derivanti da fonti diverse. Queste fonti includono, ad esempio, i rifiuti provenienti dai nuclei domestici, da attività commerciali, dall'industria (ad esempio, le ceneri provenienti da processi termici di produzione di energia o i rifiuti tessili e di concia da confezionisti), dall'agricoltura (ad esempio liquami e fanghi di depurazione), o dai progetti di costruzione e demolizione. Una piccola parte dei rifiuti prodotti sono definiti pericolosi, in quanto possono porre minacce sostanziali o potenziale per la salute umana o per l'ambiente (D.Lgs. 152 e s.m.i., 2006).

La Comunità europea produce ogni anno circa 2 000 Mt di rifiuti. Oltre 40 Mt sono classificate come pericolose. Dal 2006 ad oggi, la quantità di rifiuti prodotta è aumentata del 10 % all'anno (Comunità Europea, 2000). Da queste premesse deriva quindi la necessità di una corretta **gestione dei rifiuti**, collegata a delle strategie di recupero degli stessi, al fine di ricavare vantaggi sia dal punto di vista ambientale che economico. Bisogna tener presente che la gestione dei rifiuti ha una vasta gamma di potenziali impatti ambientali, dal momento che i processi naturali agiscono per disperdere gli inquinanti e le sostanze tossiche in tutti i comparti ambientali. La natura e la dimensione di questi effetti dipendono essenzialmente dalla quantità e dalla composizione dei flussi di rifiuti, e soprattutto dal metodo adottato per trattarli. La non corretta gestione dei rifiuti ha provocato numerosi casi di contaminazione del suolo e delle acque sotterranee, minacciando il naturale funzionamento degli ecosistemi e la salute della popolazione esposta.

L'UE ha basato la gestione dei rifiuti sulla alcuni principi cardine, che sono:

- Principio di prevenzione: ridurre al minimo ed evitare per quanto possibile la produzione di rifiuti.
- Responsabilità del produttore e principio del "chi inquina paga": l'operatore la cui attività abbia causato un danno ambientale o la minaccia di tale danno, è considerato finanziariamente responsabile.
- Principio di precauzione: prevedere i problemi potenziali.
- Principio di prossimità: smaltire i rifiuti il più vicino possibile al punto di produzione.

Questi principi sono stati resi più concreti con la Direttiva 2008/98/CE, che è stata recepita dallo stato italiano nel 2010 nella parte IV del D.Lgs 152/06/CE, la quale 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).

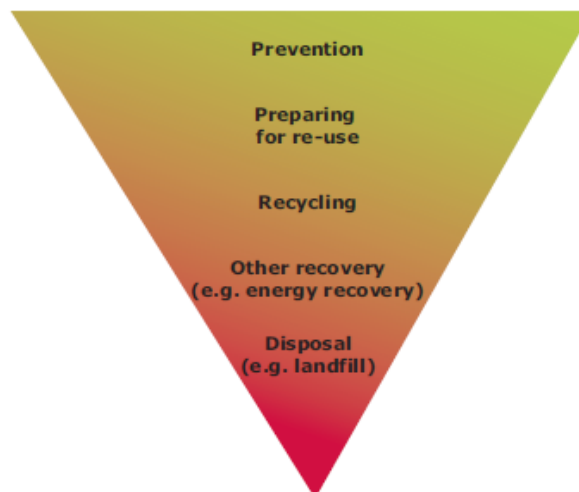


Figura 1.1 - Gerarchia della gestione dei rifiuti Direttiva 2008/98/CE (ETC/SCP, 2013)

L'articolo 4 della direttiva include per la prima volta una priorità giuridicamente vincolante delle attività di gestione dei rifiuti. Si ha la cosiddetta 'gerarchia dei rifiuti' (Figura 1.1).

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.

In ragione degli obiettivi comunitari e del buon senso, il punto prioritario stabilito nella direttiva è quello della **prevenzione**. Evitare di produrre rifiuti è certamente la priorità, e questo si traduce, a livello pratico, in azioni da incentivare, quali:

- Evitare l'utilizzo di prodotti usa e getta, in tutti i tipi di contesti;
- Limitare gli imballaggi dei prodotti;
- Aumentare la durata la vita utile dei prodotti **riparando** e **riutilizzando**, limitandone quindi la produzione ed il conseguente consumo di materie prime;
- Evitare la presenza di sostanze definite pericolose per l'ambiente all'interno dei prodotti e quindi dei rifiuti.

Nel momento in cui però il rifiuto è prodotto, esso può seguire due strade, il RECUPERO o lo SMALTIMENTO.

Il recupero è definito come: "qualsiasi operazione il cui principale risultato sia di permettere ai rifiuti di svolgere un ruolo utile sostituendo altri materiali che sarebbero stati altrimenti utilizzati per assolvere una particolare funzione, o di prepararli ad assolvere tale funzione, all'interno dell'impianto o nell'economia generale" (D.Lgs 152 e s.m.i., 2006).

La normativa prevede tre tipi di Recupero: la **preparazione per il riutilizzo**, il **riciclaggio** ed il **recupero energetico**. Nella preparazione per il riutilizzo il rifiuto viene trattato senza alcuna modificazione chimico-fisica e viene poi reimmesso nel mercato, allungando così facendo il suo ciclo di vita.

Qualora non fosse possibile riutilizzare in nessun modo il prodotto, la priorità successiva è il riciclo.

Il riciclaggio prevede, a differenza della preparazione al riutilizzo, una trasformazione fisico-chimica del rifiuto al fine di ottenere un prodotto nuovo, che abbia le stesse finalità oppure finalità diverse.

Ultima possibile operazione di recupero è quella del recupero energetico, ovvero l'utilizzo del rifiuto come materia prima per produrre energia. La metodologia più utilizzata per il recupero energetico è la termovalorizzazione. Con il termine termovalorizzatore si traduce la perifrasi anglosassone Waste to Energy (WTE) Plant. WTE vengono infatti chiamati gli impianti che non si limitano a incenerire i rifiuti indifferenziati disperdendo il calore sviluppato dalla combustione, ma che sono in grado di "valorizzarli" recuperando energia.

Oltre a questa tipologia di tecnologia si sta progressivamente sviluppando la metodologia del recupero energetico attraverso la digestione anaerobica, accoppiata, in molti casi, al processo di compostaggio.

La FORSU è una componente dei rifiuti solidi urbani prodotti. I rifiuti urbani sono costituiti da rifiuti raccolti da o per conto delle autorità comunali, oppure direttamente dal settore privato (imprese o istituzioni private non profit) (EEA, 2013). Una fetta ampia del flusso dei rifiuti proviene dalle abitazioni, sebbene siano compresi anche i cosiddetti rifiuti "assimilati", ovvero, secondo quanto

riportato dall'art. 184, comma 2, lett. B del D.Lgs 152/06, i rifiuti non pericolosi provenienti da attività commerciali, *assimilati ai rifiuti urbani per qualità e quantità*, ai sensi dell'art. 198, comma 2, lett. g.

Si valuta che circa il 25-45% in peso dei rifiuti solidi urbani (RSU) sia costituito dalla frazione organica (chiamata, anche, frazione biodegradabile) (Francia et al., 2001; Girò, 2003; European Commission, 2008; Parfitt, 2009).

La frazione organica, secondo la Direttiva 2008/98/CE, è costituita 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).

1.1.1 Obiettivi del lavoro

In questo contesto, il lavoro presentato in questa tesi, mira ad effettuare un'analisi del ciclo di vita (LCA) dell'impianto di trattamento della FORSU (la frazione organica di rifiuti solidi urbani), di Voltana di Lugo, in provincia di Ravenna, che si basa sull'utilizzo accoppiato di digestione anaerobica e compostaggio. Infatti, al fine di ottimizzare il trattamento del rifiuto organico, nell'impianto è stato inserito, a partire da ottobre 2012, un processo di digestione anaerobica con tecnologia DRY, a monte del processo di compostaggio già esistente. Nel paragrafo 1.5 verranno illustrati i dettagli dell'impianto e dei processi che vengono effettuati al suo interno. Questo lavoro di tesi, che ha previsto l'analisi di tutti i carichi energetici ed ambientali dell'impianto di Voltana di Lugo (Ra), è stato effettuato con l'ausilio di "GaBi 5", un software di supporto specifico per gli studi di LCA che verrà ampiamente descritto nel capitolo 2. Nel paragrafo 1.2, invece, viene presentata una panoramica sulla gestione dei rifiuti (con particolare riguardo alla frazione organica) in ambito comunitario, nazionale e regionale, e sulle tecniche di trattamento e sulla metodologia LCA.

1.2 Produzione e gestione dei rifiuti

1.2.1 Il contesto europeo

Visto che la gestione e lo smaltimento dei rifiuti possono avere gravi impatti ambientali (le discariche, ad esempio, occupano spazio potenzialmente sfruttabile a scopo agricolo e possono causare l'inquinamento dell'aria, dell'acqua e del suolo; la pratica dell'incenerimento può causare emissioni di inquinanti atmosferici pericolosi, se non adeguatamente regolamentata), le politiche dell'UE in ambito di gestione dei rifiuti mirano a ridurre gli impatti ambientali e sanitari provocati dai rifiuti migliorando, allo stesso tempo, l'efficienza delle risorse utilizzate.

Nel gennaio 2011 la Commissione europea ha pubblicato una revisione (Eurostat, 2012) della strategia in merito alla prevenzione ed al riciclaggio dei rifiuti. Pur rilevando che i tassi di riciclaggio complessivi sono aumentati, che la quantità di rifiuti conferiti in discarica è diminuita, e che l'uso di sostanze pericolose è stato ridotto, la revisione ha indicato che è in continuo aumento la quantità di rifiuti prodotti in alcuni Stati membri.

Le strategie di sviluppo sostenibile dell'UE sottolineano la relazione tra l'uso efficiente delle risorse e la produzione e la gestione dei rifiuti. L'intenzione della politica comunitaria in questo settore è di disaccoppiare l'utilizzo delle risorse e la produzione di rifiuti dalla crescita economica, garantendo nel contempo che il consumo sostenibile non superi la capacità ambientale.

La diversa quantità di rifiuti prodotti nei vari paesi europei riflette le differenze nella struttura economica e nei modelli di consumo, nonché il diverso grado di attuazione della politica di prevenzione dei rifiuti. Tuttavia, le differenze tra i paesi devono essere considerate con cautela, dal momento che queste potrebbero essere causate anche da differenti metodologie utilizzate per la raccolta dei dati.

Nel 2008, la produzione totale di rifiuti provenienti dalle attività economiche e dalle abitazioni nell'UE-27 è stata di circa 2615 Mt; questo dato è stato

leggermente inferiore a quello del 2004 e del 2006, che si attirava attorno alle 3000 Mt. Tra i rifiuti prodotti nell'UE-27 nel 2008, circa 98 Mt (3,7% del totale) sono stati classificati come rifiuti pericolosi. Gli abitanti nell'UE-27 hanno generato in media circa 5,2 t/anno di rifiuti procapite. La Tabella 1.1 seguente mostra l'analisi del totale dei rifiuti prodotti suddivisi per attività economica principale.

	Waste from economic activities and households		Agriculture, forestry & fishing (Section A)	Mining & quarrying activities (Section B)	Manufacturing (Section C)	Energy (Section D)	Construction & demolition activities (Section F)	Other economic activities (Sections E and G to U)	Households
	Total	of which, hazardous							
EU-27 (1)	2615220	97680	45050	726740	342710	90880	859490	328930	220950
Belgium	48622	5919	288	503	10090	1087	15442	16753	4459
Bulgaria	286093	13043	754	267559	3447	7655	1829	1943	2907
Czech Republic	25420	1510	255	167	5293	1920	10651	3959	3176
Denmark	15155	420	41	2	1454	1358	5674	4111	2514
Germany	372796	22323	1351	28288	52322	11708	197207	46515	35405
Estonia	19584	7538	240	7198	3772	5424	1099	1412	440
Ireland (2)	23637	743	19	2061	4026	292	:	15095	1677
Greece (3)	68644	253	:	38152	5703	11181	6828	2826	3954
Spain	149254	3649	11356	25716	19369	4872	44926	18584	24431
France	345002	10893	1313	1195	21640	1004	252980	37559	29311
Italy	179034	6655	349	1263	43086	3090	69732	29043	32472
Cyprus	1843	24	127	505	138	2	431	207	433
Latvia	1495	67	75	3	501	20	12	278	606
Lithuania	6835	116	1288	3	2758	51	412	961	1363
Luxembourg	9592	199	2	10	673	1	8282	347	276
Hungary	20080	671	468	272	4789	3050	5240	2795	3466
Malta	1499	55	3	0	17	0	1099	212	169
Netherlands	99591	4724	3464	270	15824	1318	59477	9757	9482
Austria	56309	1330	459	678	13077	569	31390	6317	3819
Poland	140340	1469	1350	33666	56746	19541	6930	15228	6879
Portugal	36480	3368	160	1891	9001	255	8085	11932	5157
Romania	189311	524	17035	140677	11064	7058	318	4695	8464
Slovenia	5038	153	132	55	1735	354	1376	673	714
Slovakia	11472	527	789	151	4469	1151	1302	1838	1772
Finland	81793	2163	2739	31796	16948	1531	24455	2648	1674
Sweden	86169	2063	314	58702	11927	1508	3310	6014	4393
United Kingdom	334127	7285	681	85963	22837	4885	100999	87223	31539
Liechtenstein	0.35	0.01	0.00	0.01	0.03	0.00	0.00	0.30	0.00
Norway	10427	1336	184	113	3689	46	1498	2531	2365
Croatia	4172	221	19	34	1727	136	129	2127	:
FYR of Macedonia	1362	6	:	:	1362	:	:	:	:
Turkey	64770	1024	:	:	10741	25525	:	50	28454

Tabella 1.1 - Produzione di rifiuti in Europa (Fonte: Eurostat yearbook, 2012)

Come si può notare, come già detto anche per il 2006, le attività più rilevanti per quanto riguarda la produzione dei rifiuti, risultano essere state sicuramente quelle di costruzione/demolizione (sezione F) e di estrazione mineraria (sezione B),

aventi percentuali rispettivamente del 32,9% e 27,8% sul totale. La maggior parte dei rifiuti che sono stati generati all'interno di queste attività erano composti da rifiuti minerali o terreni (terra e rocce da scavo, i rifiuti derivanti dalla costruzione delle strade, quelli provenienti dal dragaggio, gli "sterili" e così via), e questo spiega la percentuale relativamente elevata sul totale, rappresentata in Figura 1.2 (63% del totale).

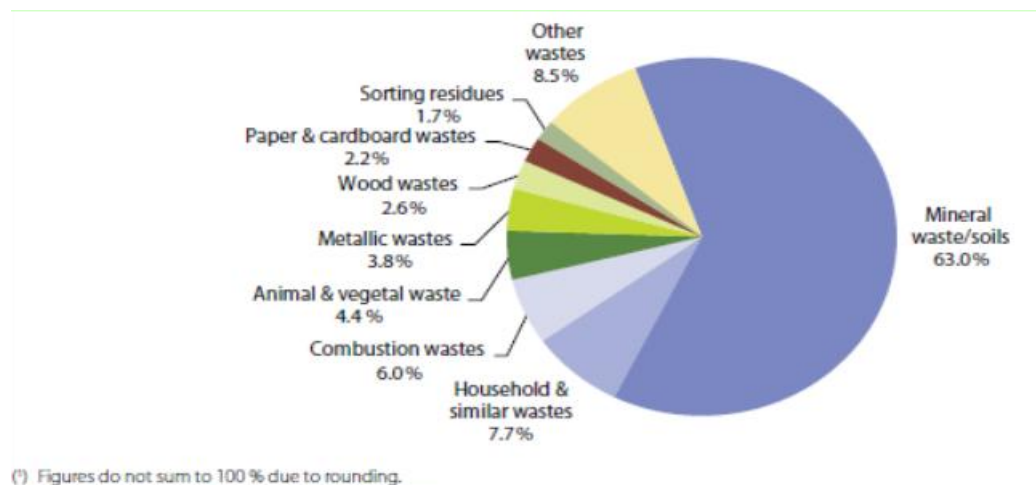


Figura 1.2 - Origine dei rifiuti EU-27 (Fonte: Eurostat yearbook, 2012)

Tralasciando i rifiuti provenienti da estrazione mineraria e da attività di costruzione e demolizione, le attività manifatturiere (sezione C) hanno generato 342,7 Mt di rifiuti nel 2008 (13,1% del totale), mentre i rifiuti domestici hanno contribuito con ulteriori 221 Mt (8,5%). La quota relativamente bassa che è stata generata dal settore agricolo, forestale e dalle attività di pesca (sezione A) è, almeno in parte, legata al letame ed ai liquami non considerati in questi calcoli.

Sempre focalizzando la nostra attenzione sulla Tabella 1.1, è intuitivo osservare delle differenze sostanziali che vi sono fra alcuni stati membri.

La quota più alta della UE-27 sul totale è detenuta dalla Germania (14,3%), davanti a Francia e il Regno Unito. Questi dati possono essere espressi in rapporto alla popolazione. Seguendo questo principio abbiamo che la Lettonia risulta essere lo stato che ha generato il più basso livello annuo di rifiuti per abitante (660 kg) tra quelli membri dell'Unione Europea. I paesi invece aventi le quantità

complessive più basse di rifiuti prodotti sono stati Ungheria, Croazia, Turchia, ex Repubblica iugoslava di Macedonia e Liechtenstein.

La quantità di rifiuti prodotti oscilla da 2 a 7 t per abitante per la maggior parte degli Stati membri dell'Unione europea, con picchi di 8-10 t per abitante in Romania e Svezia, 14,6 t per abitante in Estonia, 15,4 t per abitante in Finlandia, 19,6 t per abitante in Lussemburgo, e addirittura 37,5 t per abitante in Bulgaria.

Alcune delle grandi variazioni riscontrate tra i paesi membri possono essere collegate alle differenti strutture economiche esistenti. Ad esempio, il livello estremamente elevato di rifiuti che è stato generato in Bulgaria è fortemente influenzato da rifiuti minerali provenienti dalle miniere e delle attività estrattive (la Bulgaria estrae carbone e lignite, minerali metallici e non metallici, per lo più da scavo a cielo aperto). Relativamente grandi quantità di rifiuti minerali sono stati generati dalle industrie estrattive anche in Romania, Svezia, Finlandia ed Estonia. Diversa situazione invece per il Lussemburgo, in cui la responsabilità del livello di rifiuti è data, sostanzialmente, ai rifiuti da costruzione.

1.2.2 I Rifiuti Solidi Urbani in Europa ed in Italia

Tra le varie tipologie di rifiuto, una classe importante, nonché oggetto di questo lavoro di tesi, è quella dei Rifiuti Solidi Urbani (RSU), ovvero quelli prodotti in insediamenti civili ed in aree pubbliche. A questa classe appartengono, secondo il D.Lgs 152/2006 e s.m.i. articolo 184 comma 2, le seguenti tipologie:

- a. i rifiuti domestici, anche ingombranti, provenienti da locali e luoghi adibiti ad uso di civile abitazione;
- b. i rifiuti non pericolosi provenienti da locali e luoghi adibiti ad usi diversi da quelli di cui alla lettera a), assimilati ai rifiuti urbani per quantità e qualità, ai sensi dell'art.198, comma 2, lettera g);
- c. i rifiuti provenienti dallo spazzamento delle strade;
- d. i rifiuti di qualunque natura o provenienza, giacenti sulle strade ed aree pubbliche o sulle strade ed aree private comunque soggette ad

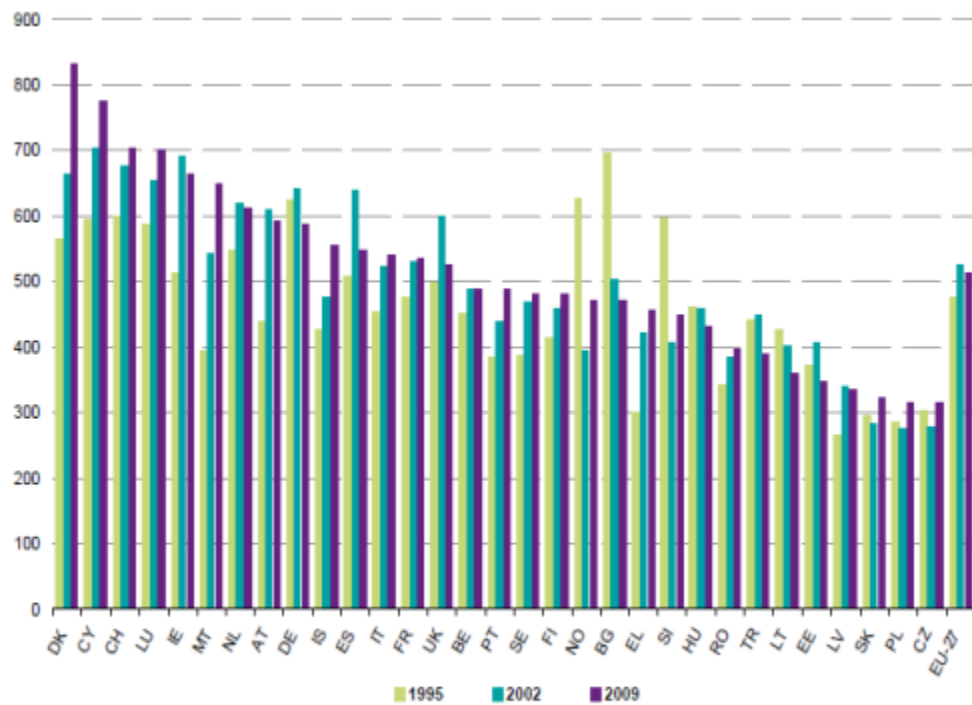
uso pubblico o sulle spiagge marittime e lacuali e sulle rive dei corsi d'acqua;

- e. i rifiuti vegetali provenienti da aree verdi, quali giardini, parchi, e aree cimiteriali;
- f. i rifiuti provenienti da esumazioni ed estumulazioni, nonché gli altri rifiuti provenienti da attività cimiteriale diversi da quelli alla lettere b), c) ed e).

Eurostat ha raccolto e pubblicato dati sulla produzione di rifiuti urbani in un arco temporale che è andato dal 1995 al 2009 (Eurostat, 2011).

I dati sui rifiuti urbani, espressi in chilogrammi pro capite, sono parte di una serie di indicatori che sono compilati annualmente per monitorare la strategia di sviluppo sostenibile dell'UE. Questi dati sono ampiamente utilizzati per il confronto di produzione e di trattamento dei rifiuti in diversi paesi, e gli indicatori relativi a tali rifiuti sono utilizzati per monitorare le politiche europee.

Come si può osservare, in Figura 1.3 sono mostrate le quantità di rifiuti generati nel 1995, 2002 e 2009 in ciascun paese europeo. Vi è una netta differenza a livello di produzione totale tra alcuni. Infatti si passa da una produzione di 831 kg pro capite in Danimarca ad una produzione di 316 kg pro capite nella Repubblica ceca. La variazione riflette le differenze nei modelli di consumo e di ricchezza economica dei paesi, ma dipende molto anche dall'organizzazione della raccolta dei rifiuti urbani e dalla loro gestione. Le differenze tra i singoli paesi esistono in particolare per quanto riguarda il grado in cui i rifiuti sono raccolti e gestiti insieme ai rifiuti domestici. Nella maggior parte dei paesi, la maggior quantità di RSU deriva essenzialmente dalle abitazioni, le quali generano tra il 60% e il 90% dei rifiuti urbani, mentre il resto può essere attribuito a fonti commerciali e/o amministrative, ovvero i "rifiuti assimilati".



Notes: FTR of Macedonia, Croatia and Bosnia and Herzegovina excluded due to the limited data available (only one or two reference years)
 Relevant breaks in series:
 Sharp decreases for Estonia (2001), Spain (2004), Lithuania (1999), Hungary (2000), Portugal (2002), Slovenia (2002) and Norway (2001).
 Sharp increases for Latvia (2002) and Slovakia (2002).

Figura 1.3 - Produzione di rifiuti procapite nei vari paesi Europei (Fonte: Eurostat 2011)

In 23 dei 31 paesi considerati, la quantità di rifiuti urbani prodotti procapite è aumentata tra il 1995 e il 2009. Nei restanti nove paesi la tendenza complessiva in aumento è stata interrotta nel periodo intorno al 2002.

E' da sottolineare che, soprattutto fino al 2002, non c'è stata omogeneità nel modo in cui i paesi europei costruivano le statistiche relative alla produzione di rifiuti (Eurostat, 2011).

In Italia, nell'anno 2010, la produzione nazionale dei RSU si è attestata a poco meno di 32,5 milioni di tonnellate, facendo rilevare una crescita percentuale pari all'1,1% circa rispetto al 2009. Tale crescita, che fa seguito ai cali rilevati tra il 2007 e il 2008 (-0,2%) e tra il 2008 e il 2009 (-1,1%), porta ad avere un valore di produzione analogo a quello del 2008 (Figura 1.4). Rispetto al 2007, anno in cui la produzione nazionale dei rifiuti urbani aveva raggiunto il valore massimo (32,54 Mt) si osserva una contrazione complessiva dello 0,2% (ISPRA, 2012).



Figura 1.4 - Andamento della produzione di rifiuti urbani, anni 1999 – 2010 (Fonte: ISPRA, 2012)

L'andamento della produzione dei rifiuti urbani appare, in generale, coerente con il trend degli indicatori socio-economici, quali prodotto interno lordo e spese delle famiglie. Tra il 2009 e il 2010, l'incremento della produzione dei rifiuti urbani, rilevato su scala nazionale, si accompagna ad un aumento sia del PIL (+1,3%), sia delle spese delle famiglie (+1%).

Area geografica	Popolazione 2010	2006	2007	2008	2009	2010
		(kg/ab.*anno)				
Nord	27.763.261	544	539	541	530	533
Centro	11.950.322	637	630	619	604	613
Sud	20.912.859	509	508	496	493	495
Italia	60.626.442	550	546	541	532	536

Tabella 1.2 - Media nazionale produzione RSU pro-capite

1.2.3 Gestione dei RSU in Europa ed in Italia

Nel 2008, sono stati trattati nell'UE-27 circa 2391 Mt di rifiuti solidi urbani. Questo dato include anche il trattamento dei rifiuti che sono stati importati nell'UE. La Tabella 1.3 presenta delle informazioni in relazione ai tipi di trattamento.

	Total	Energy recovery	Incineration without energy recovery	Recovery other than energy recovery	Disposal other than incineration
EU-27	2391 070	81 690	47 550	1 092 900	1 168 950
Belgium	28 731	4 453	3 883	17 345	3 050
Bulgaria	279 608	94	61	2 700	276 752
Czech Republic	18 864	556	69	13 442	4 798
Denmark	14 636	3 320	0	10 283	1 034
Germany	367 256	23 316	13 895	255 337	74 708
Estonia	17 388	257	0	5 456	11 675
Ireland	16 247	104	21	10 415	5 707
Greece	67 523	135	29	5 251	62 108
Spain	137 687	2 552	490	70 355	64 291
France	322 641	12 056	8 612	194 549	107 424
Italy	127 894	2 459	5 157	87 826	32 452
Cyprus	1 843	8	14	745	1 076
Latvia	1 386	18	0	646	721
Lithuania	5 417	194	52	1 361	3 810
Luxembourg	11 632	38	135	5 311	6 147
Hungary	15 823	767	65	5 307	9 684
Malta	1 419	0	6	43	1 371
Netherlands	98 049	2 456	6 369	67 619	21 606
Austria	48 353	3 904	1 594	32 150	10 706
Poland	140 456	3 122	670	107 179	29 486
Portugal	22 044	1 432	400	8 812	11 400
Romania	158 507	1 333	55	8 172	148 947
Slovenia	5 242	314	16	3 040	1 873
Slovakia	9 243	586	66	3 875	4 715
Finland	74 851	9 631	170	22 855	42 195
Sweden	81 352	8 411	87	9 818	63 036
United Kingdom	316 991	171	5 635	143 008	168 178
Norway	9 537	2 091	514	4 542	2 390
Croatia	3 351	321	25	384	2 621
FYR of Macedonia	1 503	0	0	323	1 180
Turkey	60 236	143	81	14 632	45 380

Tabella 1.3 - trattamento dei rifiuti (1000 t) (Fonte: Eurostat yearbook 2012)

Quasi la metà (48,9%) dei rifiuti trattati all'interno dell'UE-27 nel 2008 è stato oggetto di operazioni di smaltimento (prevalentemente discariche, ma anche, per una piccola quantità di rifiuti di miniera, smaltimento in ed intorno a siti minerari). Un ulteriore 45,7% del totale trattato, è stato inviato alle operazioni di recupero di materia. Il restante 5,4% è stato inviato ad incenerimento (con o senza recupero di energia).

Nell'ambito delle operazioni di recupero di materia, la Figura 1.5 mostra quale siano state le tipologie di rifiuto, con le relative percentuali, sottoposte a tali processi.

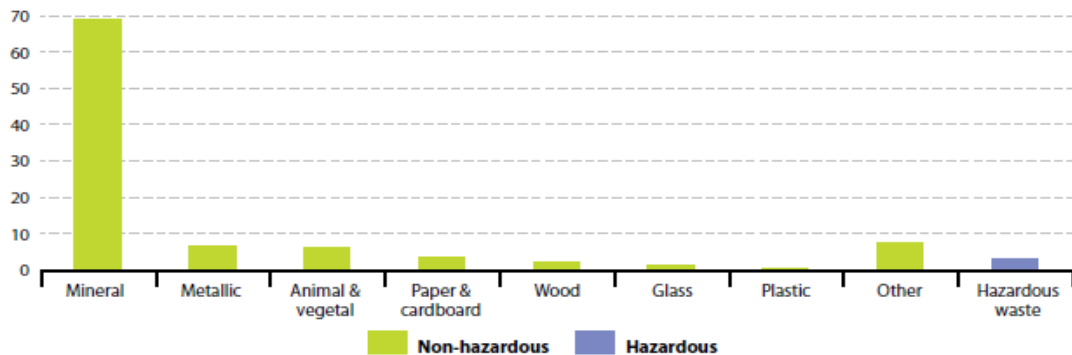


Figura 1.5 - Percentuali di recupero di diverse tipologie di rifiuti (Fonte: Eurostat yearbook 2012)

Le tonnellate recuperate sono state circa 1093 Mt, per la maggior parte (754 Mt, circa il 69%) costituite da rifiuti minerali non pericolosi.

Infatti, proprio nel periodo tra il 2004 ed il 2008 si è avuta una crescita esponenziale del recupero di tali materiali.

Per quanto riguarda le altre tipologie, nello stesso periodo, c'è stato anche un aumento della quantità di rifiuti recuperati di origine animale e vegetale (6,1% sul totale dei rifiuti recuperati). Per i metalli, carta e cartone, vetro e plastica, che sono i materiali riciclabili più comuni, i dati sulla la crescita della quantità di materiale che è stata trattata non sono molto precisi, visto l'entrata in vigore nel 2006 della "direttiva quadro sui rifiuti" (Dir. 2006/12/CE) e del principio di "responsabilità estesa del produttore" (D.Lgs 152 e s.m.i., 2006), che ha portato all'istituzione dei cosiddetti Consorzi di Filiera, a cui aderiscono i diversi soggetti che operano nel settore, dai produttori agli utilizzatori (www.arpa.veneto.it).

In pratica, è stata osservata solo una modesta crescita durante il periodo 2004-2008 ed anche una riduzione della quantità di rifiuti di plastica recuperati.

Per quanto riguarda il collocamento in discarica, è importante sottolineare la diminuzione della percentuale dei rifiuti derivanti dalle abitazioni, sottoposte a tale processo.

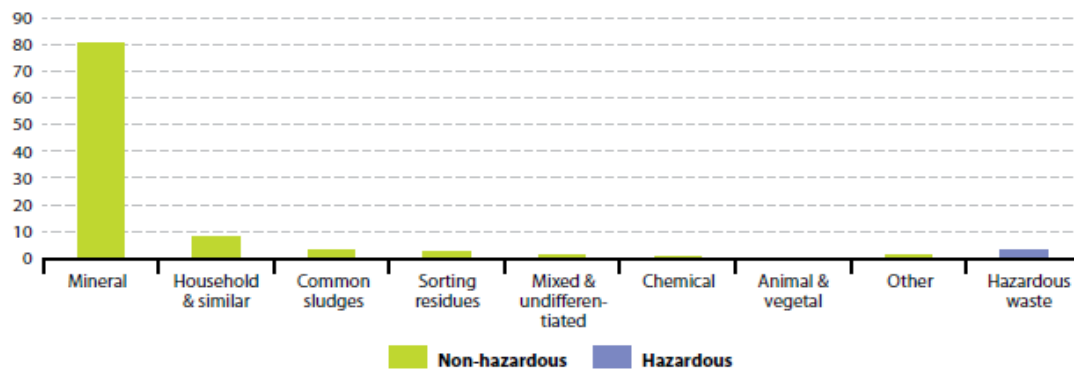
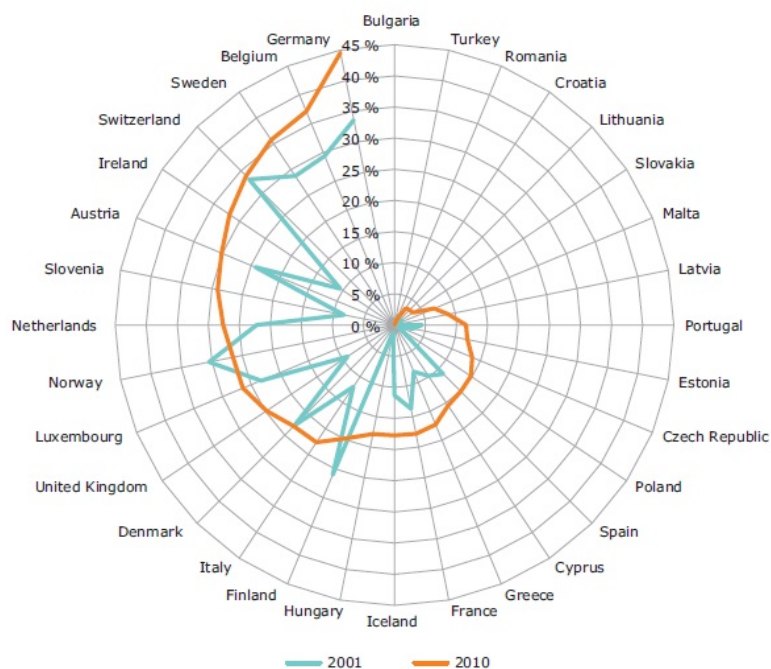


Figura 1.6 - Tipologie di rifiuti collocate in discarica in % (Fonte: Eurostat yearbook 2012)

Come si può notare nella Figura 1.6, solo l'8% degli RSU, nel periodo considerato (2004-2008) era destinato a smaltimento, con una riduzione di circa il 17% rispetto agli anni precedenti. Ciò quindi testimonia presumibilmente l'entrata in gioco delle corrette politiche di raccolta differenziata e di pre-trattamento dei rifiuti domestici.

A tal proposito, una statistica interessante che merita di essere analizzata, è quella fatta dall'Eurostat, sulla raccolta differenziata di RSU in 32 paesi membri dell'UE, confrontando i dati di due anni differenti: 2001 e 2010. (EEA, 2013)

In Figura 1.7, si osserva come molti paesi abbiano aumentato il riciclaggio di materiali come vetro, carta e cartone, metalli, plastica e tessuti, escluso la componente organica. Otto paesi infatti hanno aumentato il loro tasso di riciclo del materiale di oltre 10 punti percentuali nel periodo 2001-2010, e 11 paesi hanno raggiunto un incremento compreso tra 5 e 10 punti percentuali.



Note: The material recycling rate is calculated as the percentage of materials recycled per municipal waste generated. According to Eurostat the comparability of the data over time is high. However, some breaks in the time series are documented, which can influence the comparability between countries and within a country. Generally, the quality of the data has improved during the period 2001–2010. For Iceland, 2008 data are used for 2010. For Slovenia, 2002 data are used for 2001 and 2009 data for 2010. Croatia is not included for 2001.

Figura 1.7 - Differenza di percentuale di RD in 32 Paesi dell'UE in due anni differenti (2001-2010) (Fonte: Eurostat, 2012)

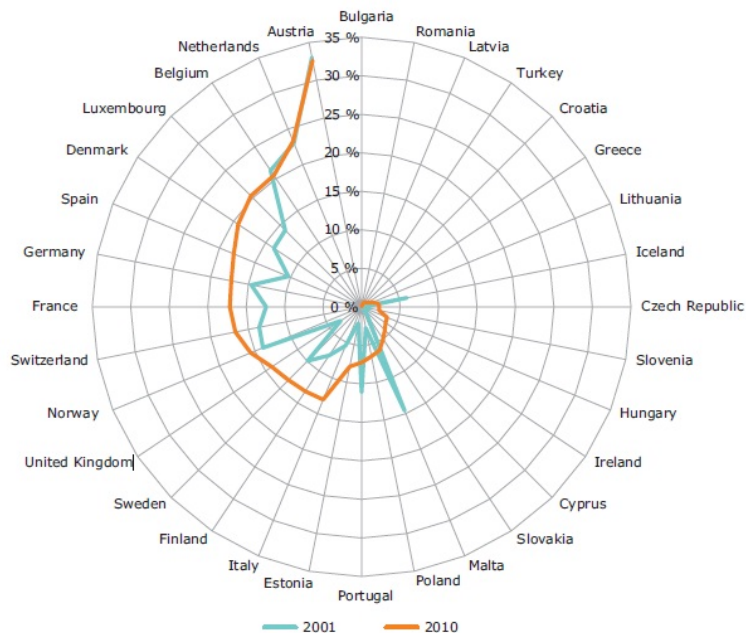
La maggior parte dei paesi ha avuto in questo periodo un miglioramento della percentuale di raccolta differenziata. Per quanto riguarda l'Italia, bisogna sottolineare che il nostro paese è passato da una percentuale che si aggirava intorno al 13% ad una percentuale del 23% (esclusa la componente organica).

Per quanto riguarda la frazione organica, si può notare che, sempre nei due anni messi a confronto, la situazione non si è modificata in maniera significativa (vedi Figura 1.8).

Le ragioni di questa tendenza possono essere:

- L'assenza di un obbligo a livello europeo per il riciclaggio dei rifiuti organici. Le norme UE limitano solo la quantità di rifiuti biodegradabili che possono essere smaltiti in discarica (Dir. 1999/31/CE).
- L'assenza di norme di qualità dell'UE o criteri end-of-waste per generare compost/digestato. Un obiettivo importante del riciclaggio dei rifiuti organici è quello di produrre compost o digestato da utilizzare nel settore agricolo, sebbene molto materiale bio-trattato sia ancora attualmente

utilizzato come copertura del suolo (superiore, intermedio o finale) in discarica. Lo sviluppo di standard di qualità per il compost o di criteri end of waste è una tematica all'ordine del giorno della Commissione europea e dovrebbero essere ultimati nel 2014.



Note: The bio-waste recycling rate is calculated as percentage of recycled bio-waste per municipal waste generated. According to Eurostat the comparability of the data over time is high. However, some breaks in the time series are documented, which can influence the comparability between countries and within a country. Generally, the quality of the data has improved during the period 2001–2010. For Iceland, 2008 data are used for 2010. For Slovenia, 2002 data are used for 2001 and 2009 data for 2010. Croatia is not included for 2001.

Figura 1.8 - Differenza di percentuale di raccolta di 'bio-waste' in 32 Paesi dell'UE in due anni differenti (2001-2010) (Fonte: Eurostat, 2012)

In Italia il recupero dei rifiuti organici è passato dal 5% del 2001 al 13% del 2010. Esaminando in generale la situazione del nostro paese, possiamo dire che la raccolta differenziata ha raggiunto, nel 2010, una percentuale pari al 35,3% circa della produzione nazionale dei rifiuti urbani, attestandosi a oltre 11,4 Mt (ISPRA, 2012). Si è osservata quindi un'ulteriore crescita rispetto al 2009, anno in cui tale percentuale si collocava al 33,6% circa, che ha consentito di raggiungere, con quattro anni di ritardo, l'obiettivo fissato, all'interno del D.Lgs 152/06/CE all'articolo 205, che prevedeva il raggiungimento della soglia del 35% di RD per il 31 dicembre 2006. Appaiono ancora distanti gli obiettivi fissati per il 2009 (50%) e 2011 (60%).

Alcune delle ragioni di tale ritardo sono da ricercare sicuramente nella notevole diversificazione a livello di macroarea geografica. Il Nord, infatti, pur non raggiungendo l'obiettivo fissato dalla normativa per l'anno 2009, si è collocato, nel 2010, ad una percentuale pari al 49,1%, mentre il Centro ed il Sud si sono attestati a tassi pari, rispettivamente, al 27,1% e 21,2% (Tabella 1.4).

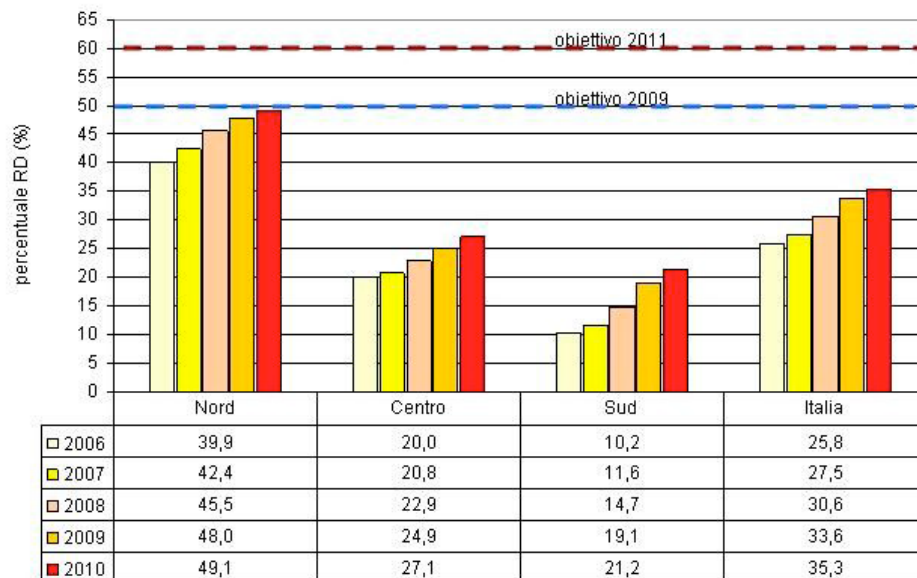


Tabella 1.4 - RD nelle macroaree italiane (Fonte: ISPRA 2012)

In termini di quantitativi, si è rilevato, tra il 2009 ed il 2010, un incremento pari ad oltre 240 mila tonnellate nel Nord (+3,5%), una crescita di oltre 230 mila tonnellate nel Mezzogiorno (+11,9%) e un aumento di quasi 200 mila tonnellate nel Centro (+11,1%).

1.2.3.1 La situazione Emiliano – Romagnola

Nel 2010 la produzione totale di rifiuti urbani in Emilia-Romagna ha raggiunto oltre 3.000.000 di tonnellate confermando il trend in costante aumento degli ultimi 10 anni (+ 22% tra il 2001 ed il 2010) con l'eccezione dell'annualità 2009 dove invece si è rilevata una lieve diminuzione dei quantitativi (Regione Emilia Romagna, 2013).

Stesso trend lo si è avuto analizzando i dati di produzione pro-capite, che hanno visto, come si osserva nella Figura 1.9, un aumento di 13 punti percentuali nell'arco temporale 2001-2010.

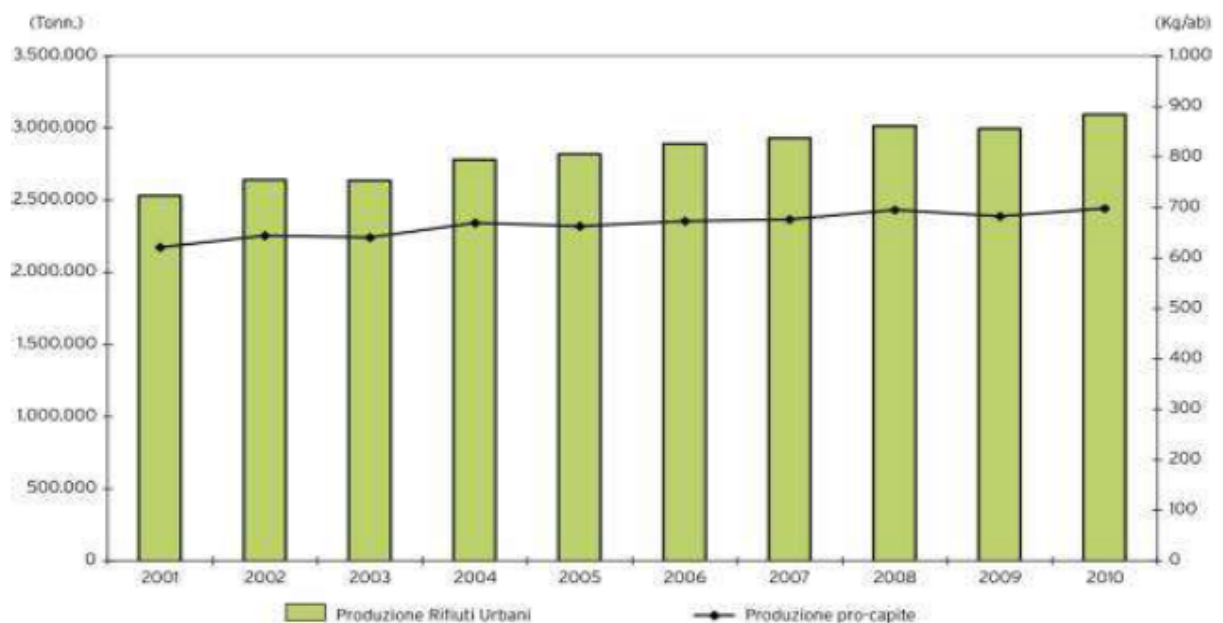


Figura 1.9 - Trend 2001-2010 della produzione totale e procapite di rifiuti urbani a livello regionale (Fonte Regione Emilia Romagna, 2013)

Per quanto riguarda la produzione nelle singole provincie, la situazione può essere riassunta nella Tabella 1.5. Il primato a livello di produzione spetta, per l'anno 2010, alla provincia di Bologna, con 584.644 t seguita dalle provincie di Modena e Reggio Emilia, rispettivamente con 464.167 t e 403.987 t.

Sicuramente, i valori così alti di produzione di rifiuti urbani rispetto alle altre provincie, sono dati da una quota significativa di rifiuti assimilati, derivanti dalle attività commerciali e dalle aziende, che in queste provincie sono in numero elevato.

PROVINCIA	PRODUZIONE (t)	ABITANTI RESIDENTI (n.)	PRODUZIONE PRO CAPITE (kg/ab.)
Piacenza	195.356	289.887	674
Parma	267.842	442.070	606
Reggio Emilia	403.987	530.388	762
Modena	646.367	700.914	662
Bologna	584.644	991.998	589
Ferrara	261.828	359.994	727
Ravenna	320.472	392.458	817
Forlì – Cesena	321.739	395.486	814
Rimini	273.053	329.244	829
Totale Regione	3.093.089	4.432.439	698

Tabella 1.5 - Produzione totale e pro-capite dei rifiuti urbani per provincia, 2010 (Fonte Regione Emilia Romagna, 2013)

Per quanto riguarda la composizione merceologica dei rifiuti urbani in Emilia Romagna, appare evidente che la maggior aliquota sia data dalla frazione della carta e cartone (26,2%), seguita dal verde (14,5%) e dalla plastica (13,3%). Da sottolineare che la frazione del verde e dell'umido risultano essere una porzione significativa, con il 27,1% del totale.

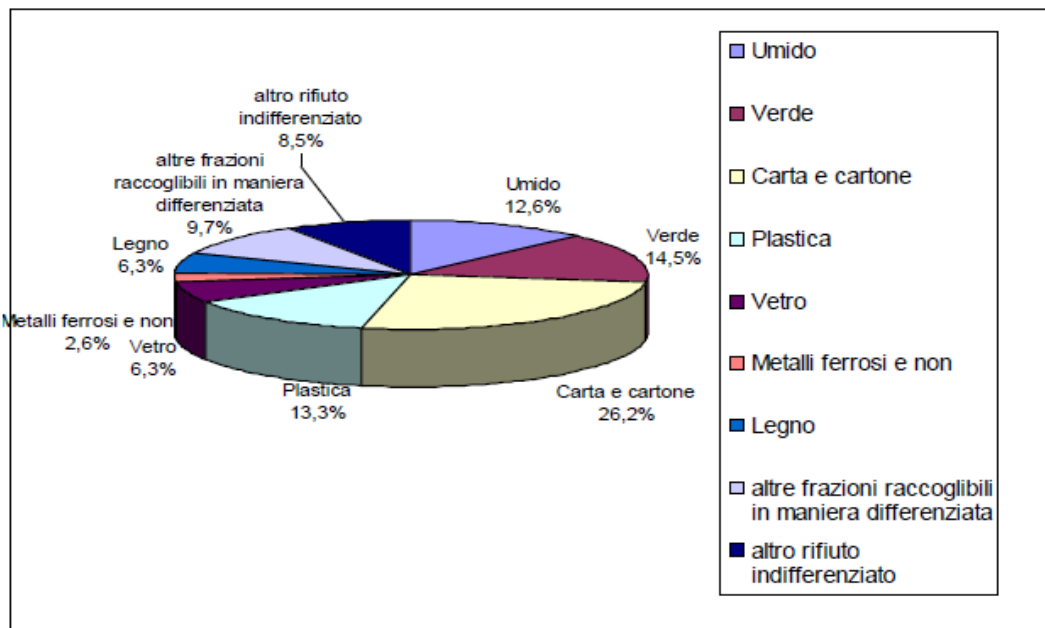


Figura 1.10 - Composizione merceologica media regionale del rifiuto urbano (Fonte Regione Emilia Romagna, 2013)

In generale, possiamo dire che le famiglie producono il 50-60% del rifiuto urbano, mentre il rimanente 40-50% deriva da attività artigianali, piccole e medie imprese e dal commercio (Regione Emilia Romagna, 2013).

Tutto questo comporta delle difficoltà a livello statistico, poiché ciascun comune può stabilire propri criteri di assimilazione.

Come già evidenziato, la normativa nazionale (D.Lgs 152/06 e s.m.i.), fissava al 65% l'obiettivo di raccolta differenziata da raggiungere entro il 31 dicembre 2012, e definisce inoltre specifici obiettivi per il riciclaggio di alcune frazioni quali carta e cartone, plastica, vetro e metalli (50% rispetto al dato di produzione entro il 2020). In Regione Emilia-Romagna la percentuale di rifiuti raccolti in modo differenziato ha raggiunto, nel 2010, il 50,4% ovvero 1.558.035 tonnellate di rifiuti urbani (352 kg/ab), su un totale di 3.093.089 tonnellate complessivamente prodotte.

Nel periodo compreso tra il 2001 ed il 2010 si è avuto, in generale, un costante aumento della percentuale di raccolta differenziata in tutte le province della regione, anche se con andamenti diversi (Figura 1.11).

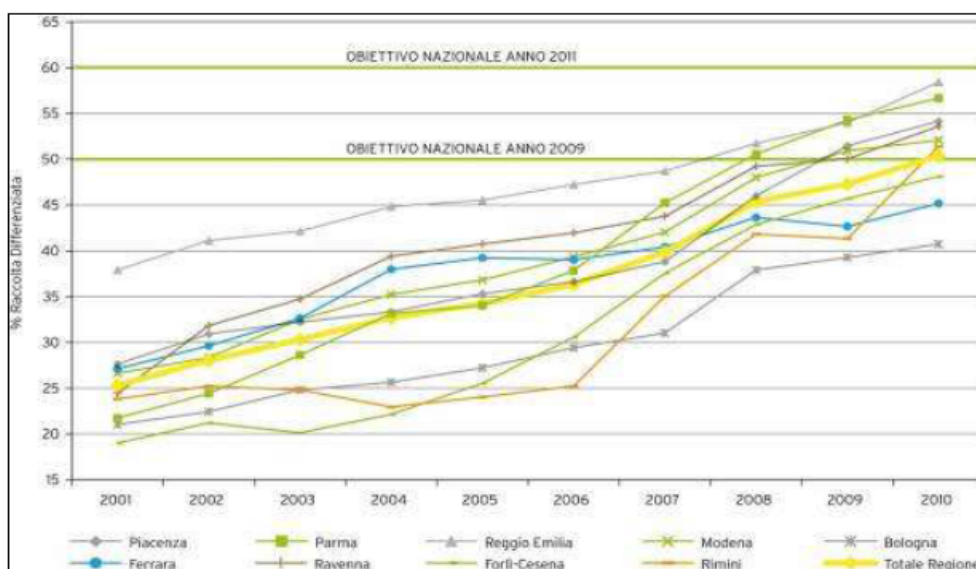


Figura 1.11 - Trend percentuale di Raccolta Differenziata per provincia (Fonte Regione Emilia Romagna, 2013)

1.3 Processo di Digestione Anaerobica

La digestione anaerobica (DA) è un metodo di produzione di energia a partire da biomasse (Rehl and Müller, 2011; Poeschl et al, 2012). Si tratta di un processo biochimico che, in assenza di ossigeno, porta alla degradazione di sostanze organiche complesse con produzione di biogas, costituito per il 50 – 70% da metano e per la restante parte da CO₂. Il potere calorifico del biogas, funzione del tenore di metano, è mediamente compreso tra 20000 e 24000 kJ Nm⁻³. La degradazione della sostanza organica inizialmente presente e, conseguentemente, la conversione a biogas, può variare dal 40% ad oltre il 90%, in ragione della tipologia di substrato, della sua biodegradabilità e delle condizioni di processo (Malpei e Gardoni, 2008).

Nei paesi sviluppati, la tecnologia di produzione di biogas è utilizzata su larga scala per la produzione di elettricità e calore, mentre nei paesi in via di sviluppo essa può potenzialmente contribuire a risolvere i problemi riguardanti la gestione del concime animale (Thu et al., 2012).

Il processo è svolto da un consorzio batterico e comprende una serie di reazioni biodegradative, la più lenta delle quali determina il passaggio limitante il processo (Speece, 1996). Il processo avviene in fasi successive, ognuna delle quali avviene a carico di gruppi batterici diversi, che agiscono in serie (<http://www.madsrl.info>).

Nessun ceppo batterico infatti è in grado di condurre autonomamente la completa degradazione anaerobica della sostanza organica; ciascuna popolazione, quindi, ha un ruolo ben definito nella demolizione della sostanza organica, producendo cataboliti degli intermedi di reazione che fungono da substrato per la popolazione successiva nella catena trofica (Malpei e Gardoni, 2008).

Le fasi del processo sono:

- Idrolisi: i batteri idrolitici spezzano i composti organici complessi, cioè carboidrati, proteine, grassi, in sostanze più semplici.
- Fermentazione-acidogenesi: Contestualmente all'idrolisi del materiale organico complesso, particolato o solubile, avviene il processo

fermentativo acidogenico in cui i batteri fermentativi degradano i monomeri ed oligomeri organici, zuccheri, acidi grassi ed aminoacidi, producendo acidi grassi volatili, per lo più a catena corta.

- Acetogenesi: A partire dai substrati formati nel corso della fase di idrolisi ed acidificazione (acidi volatili, essenzialmente propionato e butirato, ma anche alcoli) i batteri acetogeni producono acido acetico, acido formico, CO_2 ed H_2 . Durante la produzione di acido acetico la presenza di idrogeno molecolare nel mezzo può determinare problemi di inibizione (www.cannizzaroct.it).
- Metanogenesi: risulta essere l'ultima fase; in essa i batteri metanigeni trasformano i prodotti formati nella fase precedente in metano (C_{H_4}) ed anidride carbonica (C_{O_2}), principali costituenti del biogas. La produzione di C_{H_4} rappresenta la conclusione della catena trofica anaerobica. Il metano infatti è l'unico composto non reattivo nell'intero processo di digestione anaerobica e può, pertanto, essere considerato il prodotto finale.

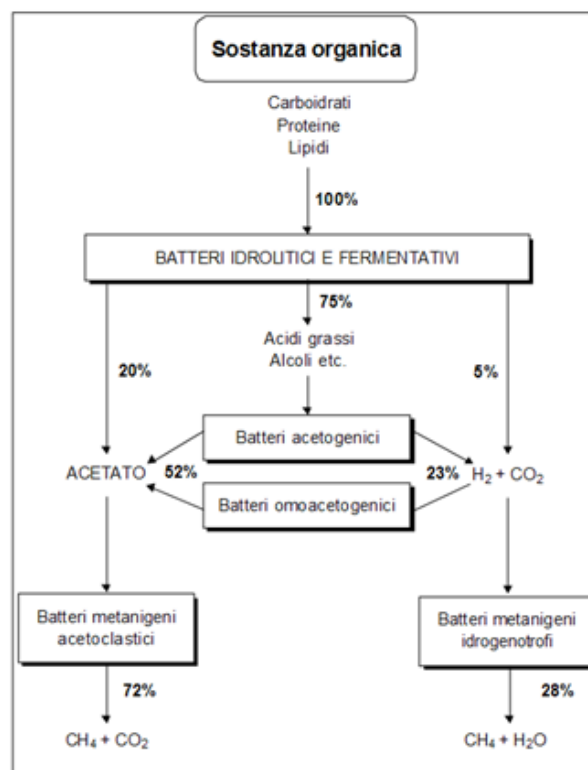


Figura 1.12 – Schema delle fasi del processo di digestione anaerobica (Fonte Cannizzaro, ...)

Le tecniche di digestione anaerobica possono essere suddivise in due gruppi principali:

- *digestione a secco* (dry digestion), quando il substrato avviato a digestione ha un contenuto di sostanza secca superiore al 20%;
- *digestione a umido* (wet digestion), quando il substrato ha un contenuto di sostanza secca inferiore al 10%; questa è la tecnica più diffusa, e viene in particolare utilizzata per il trattamento dei liquami zootecnici.

Processi con valori intermedi di sostanza secca sono meno comuni e vengono in genere definiti processi a semisecco (Piccinini, 2003).

Gli impianti di digestione anaerobica sono suddivisi in:

- *impianti monostadio*, quando le fasi di idrolisi, fermentazione acida e metanigena avvengono contemporaneamente in un unico reattore;
- *impianti bi-stadio*, quando si ha un primo stadio durante il quale il substrato organico viene idrolizzato e contemporaneamente avviene la fase acida, mentre la fase metanigena avviene in un secondo momento e in un altro reattore.

1.3.1 La digestione anaerobica a secco

Fino ad oggi la tecnologia della digestione anaerobica si è principalmente concentrata sulla *digestione ad umido*. Lo svantaggio di questa soluzione sta nel fatto che le materie prime rinnovabili con elevate concentrazioni di sostanza secca (ad esempio insilato di mais) o letami solidi possono essere utilizzate solo in modo dosato. La cosiddetta *digestione a secco* consente invece una rapida e semplice digestione di biomasse eterogenee, perfino contenenti sostanze "complesse", sia derivanti dal contesto agricolo che dalla raccolta di rifiuti urbani. Il materiale da sottoporre alla digestione non necessita di essere ulteriormente trattato in un substrato liquido pompabile, potendo così realizzare la

fermentazione di biomasse con una concentrazione di sostanza secca fino al 50% (www.bekon.eu).

Il metodo di *digestione a secco* è quello proposto ed utilizzato da BEKON S.p.a. nell'impianto di trattamento di Voltana di Lugo, oggetto dello studio in esame. Con questo metodo la biomassa in trattamento viene digerita anaerobicamente in un ambiente ermetico, in assenza di ossigeno, dove il materiale non viene sottoposto ad alcuna aggiunta né movimentazione per tutta la durata del processo (processo Batch). BEKON S.p.a. ha ulteriormente sviluppato questo principio Batch in un processo monostadio e ottimizzato progressivamente. La biomassa una volta stoccata nel digestore permane nello stesso fino alla scadenza del tempo di attesa di circa 4-5 settimane. Durante il processo di digestione il materiale in trattamento viene soltanto riscaldato e umidificato, ottenendo così condizioni di vita ottimali per i batteri. Normalmente il processo di digestione avviene nel cosiddetto intervallo di temperatura mesofilo a circa 38 °C (www.bekon.eu). Dopo la scadenza del periodo di processo il box di digestione viene scaricato completamente e riempito di nuovo. Il biogas prodotto viene depurato e poi utilizzato all'interno di una unità di cogenerazione per ricavare calore ed energia. Il substrato digerito viene inserito nel sistema di compostaggio, dove si ottiene un compost di qualità, che può essere utilizzato come concime organico.

1.4 Processo di Compostaggio

Con il termine compostaggio viene definito il processo aerobico di decomposizione biologica della sostanza organica che avviene in condizioni controllate (www.compost.it), attraverso il quale si ha la produzione di materiali a catena molecolare più semplice, più stabili, igienizzati e ricchi di composti umici.

Il compostaggio è una tecnica che controlla, accelera e migliora il processo naturale a cui va incontro qualsiasi sostanza organica per effetto della flora microbica naturalmente presente nell'ambiente (www.compost.it).

I diversi ceppi di microrganismi protagonisti del processo ed operanti in ambiente aerobico sono: batteri, funghi, attinomiceti, alghe e protozoi, presenti naturalmente nelle biomasse organiche, o artificialmente apportati con l'eventuale materiale di inoculo.

Il prodotto risultante, il *Compost*, risulta essere adatto ai più svariati impieghi agronomici, dal florovivaismo alle colture praticate in pieno campo, proprio per via della ricchezza in humus, in flora microbica attiva ed in microelementi.

Il processo si compone essenzialmente in due fasi:

- **bio-ossidazione**, nella quale si ha l'igienizzazione della massa: è questa la fase attiva (nota anche come "high rate, active composting time"), caratterizzata da intensi processi di degradazione delle componenti organiche più facilmente degradabili, contenute principalmente nei materiali più umidi, in composti organici a basso peso molecolare, anidride carbonica, ammoniacca, acqua e sali minerali;
- **maturazione**, durante la quale il prodotto si stabilizza arricchendosi di molecole umiche: si tratta della fase di cura (nota come "curing phase"), in cui i batteri aerobi, responsabili della fase di bioossidazione, vengono sostituiti da funghi ed attinomiceti che completano il processo di trasformazione della sostanza organica permettendo la formazione delle sostanze umiche.

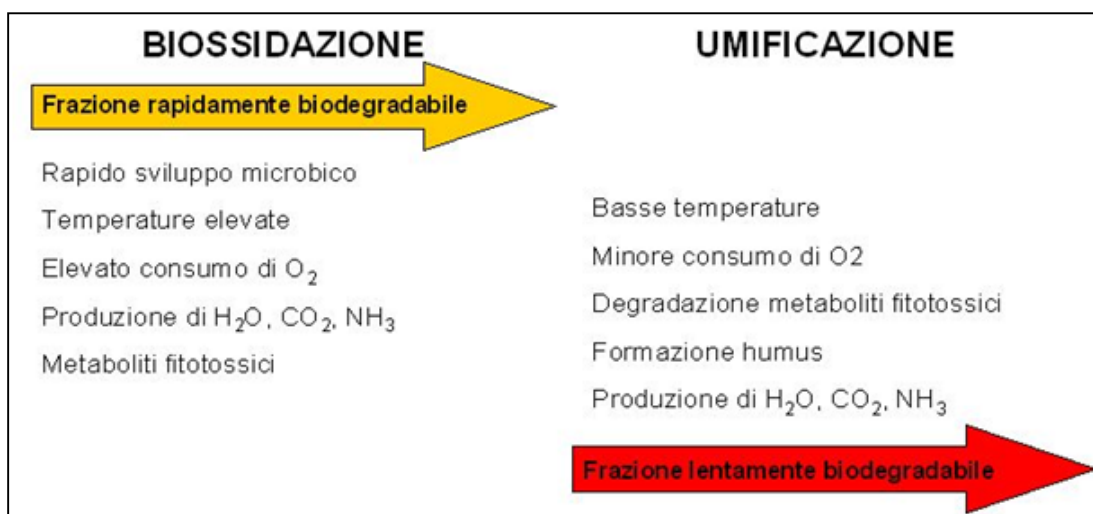


Figura 1.13 - Fasi del processo di compostaggio

I diversi microrganismi operano a regimi termici definiti e la loro attività è influenzata dalle temperature di processo, tanto da poterli distinguere in tre classi: psicrofili, mesofili, termofili.

Le tre classi, con i relativi range di temperatura, possono essere descritti nella Tabella 1.6:

	Temperature (°C)
Microrganismi psicrofili	0 ÷ 30
Microrganismi mesofili	30 ÷ 45
Microrganismi termofili	45 ÷ 90

Tabella 1.6 - *Classi di temperatura microrganismi (Fonte www.ambientalia.com, 2013)*

La variazione della temperatura, durante il processo di compostaggio, determina la variazioni di tali popolazione microbiche attive. Nelle prime fasi del processo, infatti, caratterizzate da una rapida metabolizzazione dei composti carboniosi più semplici, operano inizialmente i microrganismi psicrofili e mesofili. Successivamente, a causa dell'innalzamento della temperatura, conseguente ad una intensa attività metabolica, si ha una forte selezione tra le popolazioni batteriche a vantaggio delle specie termofile, che lavorano in condizioni ottimali ad una temperatura compresa nell'intervallo 50÷65 °C.

Se la temperatura supera il limite massimo di 90°C, l'attività microbica diminuisce progressivamente, finché la maggior parte dei microrganismi che si trovano nella matrice organica muore e il processo di compostaggio si arresta (www.ambientalia.com).

Tra le maggiori problematiche nella gestione di un impianto di compostaggio, vi sono gli odori e le emissioni gassose. Tali emissioni gassose sono in genere

costituite da composti a base di azoto, composti a base di zolfo e da un ampio gruppo di composti denominati "composti organici volatili" (VOC) (Eitzer, 1995).

Trai composti a base di azoto, l'ammoniaca ha ricevuto molta attenzione in quanto può essere facilmente identificata grazie al forte odore, e spesso rappresenta il principale gas azotato emesso, a volte in grandi quantità, durante il processo (Cadena et al., 2009).

Studi eseguiti in laboratorio, con differenti tipologie di rifiuti, hanno mostrato che le emissioni di ammoniaca rispettano una chiara correlazione con la temperatura di processo, raggiungendo valori massimi nel periodo termofilo (Pagans et al., 2006a). Tasso di aerazione, pH iniziale e azoto totale sono altri fattori che influenzano direttamente le emissioni di ammoniaca in un processo di compostaggio (Beck-Friis et al, 2001; Cronjeet al, 2002; Grunditze DalHammar, 2001).

Per tali motivi, si è deciso, per l'impianto di Voltana di Lugo oggetto di questo studio, di accoppiare a monte della classica metodologia di compostaggio, oramai ampiamente diffusa in tutta Europa, il processo di digestione anaerobica.

Inoltre, il motivo per cui, per quanto concerne la FORSU, il trattamento di compostaggio viene effettuato successivamente a quello di digestione anaerobica è che l'applicazione del digestato sui suoli è limitata da vari fattori come ad esempio la non adattabilità, dei solidi ottenuti dallo stesso processo anaerobico, all'applicazione diretta sul suolo. Questo per via di concentrazioni elevate di acidi grassi volatili (i quali risultano essere fitotossici), di presenza di cattivi odori e di una percentuale di umidità troppo elevata (Poggi-Varaldo et al, 1999). Il compostaggio invece, fornisce una soluzione appropriata per la gestione di tale frazione (Fricke et al, 2005; Meissl e Smidt, 2007).

1.5 L'impianto di Voltana di Lugo

L'impianto di Herambiente è situato in un'area compresa fra i comuni di Alfonsine (RA) e Lugo (RA), presso il Centro Integrato Rifiuti (CIR). Il CIR comprende, oltre all'impianto oggetto del presente provvedimento:

- l'impianto di selezione della frazione secca dei rifiuti che viene gestito da Akron S.p.a.;
- l'impianto di trasbordo rifiuti e la discarica per rifiuti non pericolosi gestiti da Herambiente S.p.a.

Secondo il Piano Territoriale di Coordinamento della Provincia di Ravenna (PTCP), l'area in esame ricade all'interno di "zone di particolare interesse paesaggistico". Dall'analisi della cartografia di Piano emerge la presenza di una zona di tutela naturalistica, di conservazione, ad una distanza maggiore di 1 km. In base agli strumenti di pianificazione comunali, l'area in oggetto ricade all'interno del territorio rurale ed è classificata come "depuratori, discariche, centro integrato rifiuti", ed è soggetta ai seguenti vincoli: "rischio sismico", "zone di particolare interesse paesaggistico ambientale", "area a basso rischio archeologico" (*Tav.3 LU1 – Carta dei vincoli e delle Tutele*).

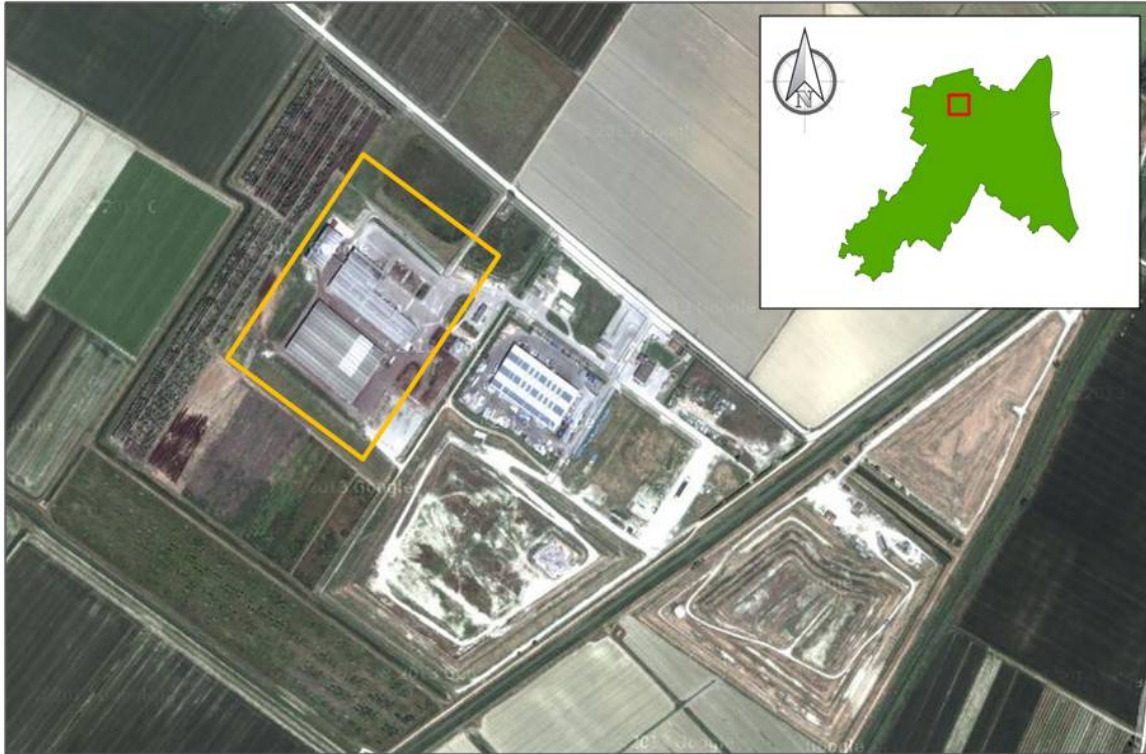


Figura 1.14 *Panoramica Centro Integrato Rifiuti Voltana di Lugo (RA)*

L'impianto è inserito all'interno del sistema impiantistico per la gestione dei rifiuti urbani, previsto nel quadro conoscitivo del *Piano Provinciale di gestione dei rifiuti urbani e speciali* della provincia di Ravenna, approvato con Delibera di Consiglio Provinciale n.71 del 29/06/2012.

Secondo la nuova conformazione dell'impianto, approvata con il DGP n. 493 del 21/12/2001, si possono individuare le seguenti linee di produzione:

- a. **Linea di produzione compost di qualità/biostabilizzato – linea ACM/CFS**, in cui la materia prima, che sarà sottoposta ad un primo processo di digestione anaerobica e successivamente a compostaggio, è rappresentata da una miscela di frazione organica da raccolta differenziata di FORSU e scarti ligno-cellulosici;
- b. **Linea di produzione biomassa ligno-cellulosica**: la materia prima è rappresentata da rifiuti ligno-cellulosici da *manutenzioni verde*.

Questa seconda linea, non sarà oggetto di studio, in quanto sottoposta ancora a fase di messa a regime.

L'impianto è autorizzato all'esercizio delle operazioni di recupero (**R13**¹ e **R3**²) per un quantitativo di rifiuti non pericolosi ammessi all'operazione di recupero **R3** pari a **60000 t/anno**, mentre la capacità massima potenziale di trattamento delle singole linee di produzione è indicata nella Tabella 1.7.

LINEA DI PRODUZIONE	RIFIUTI	QUANTITA' MAX DI TRATTAMENTO ANNUO (t/anno)
Linea produzione compost di qualità (ACM)/biostabilizzato (CFS)	FORSU	40.000
	Fanghi	15.000
	Frazione lignocellulosica	15.000
Linea produzione biomassa legnosa	Frazione lignocellulosica	35.000

Tabella 1.7 - *Quantitativo di rifiuti ammesso alle operazioni di recupero nell'impianto di Voltana (RA)*

La planimetria dell'impianto è mostrata in Figura 1.15. Il ricevimento della FORSU e del verde avviene direttamente nei box dedicati all'interno dell'edificio T. Tale sezione è tenuta in depressione, in modo da limitare il più possibile fuoriuscite di emissioni maleodoranti.

¹ **R13**: messa in riserva di rifiuti per sottoporli ad una delle operazioni di recupero che vanno da R1 a R12;

² **R3**: Riciclo/recupero delle sostanze organiche non utilizzate come solventi (comprese le operazioni di compostaggio e altre trasformazioni biologiche).

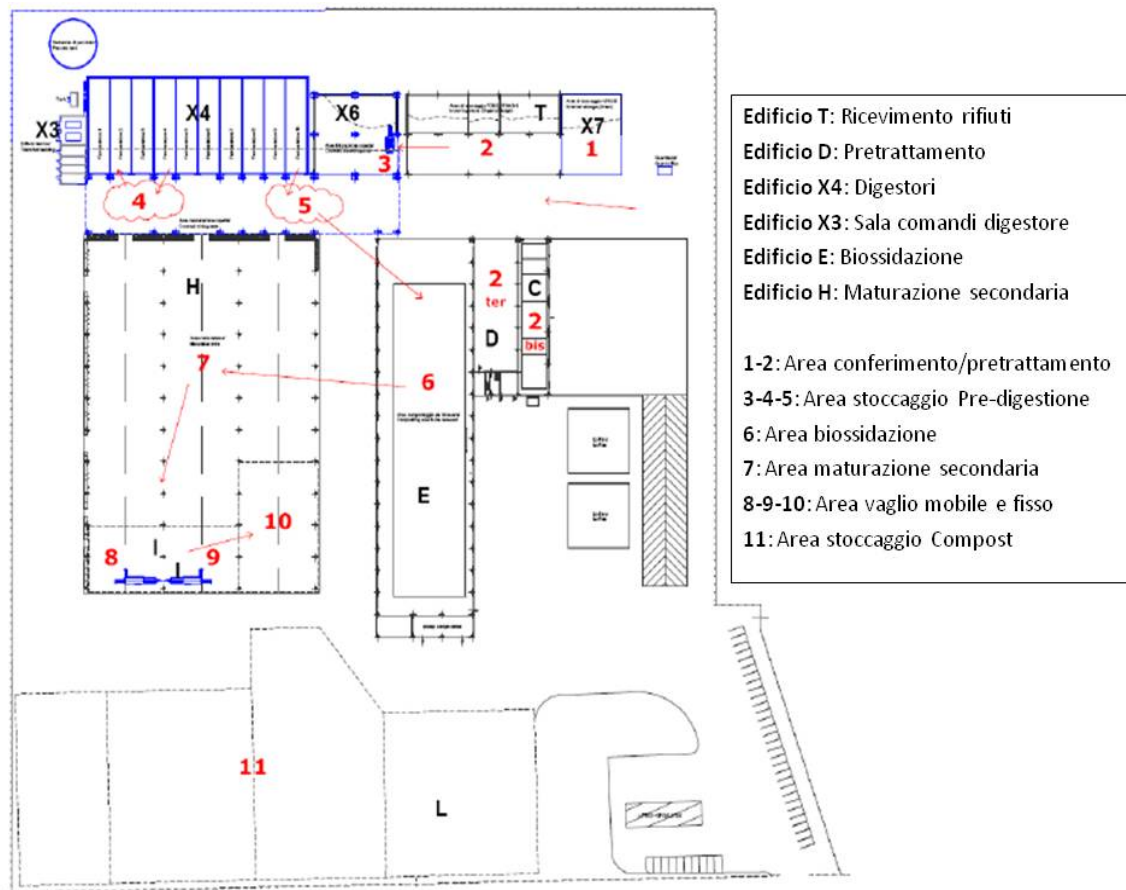


Figura 1.15 - Planimetria Impianto di Voltana (RA)

Attraverso la pala meccanica, la FORSU viene avviata alla macchina **tritratrice/rompi sacchi** (edificio D) e **miscelata** con i rifiuti ligneo-cellulosici. Da qui questi vengono **deferrizzati** e caricati nei digestori (edifici X4, Figura 1.15).



Figura 1.16 - Operazione di "caricamento" dei digestori

La miscela pronta ad entrare nei digestori, è composta per un 40-60% dal materiale in uscita, avente la funzione di inoculo di processo, grazie all'elevato contenuto di microrganismi batterici, responsabili del processo.

La tecnologia prevista, è basata su un **processo di degradazione anaerobica** a secco monostadio, di tipo batch (a lotti, non in continuo). Questo processo prevede che le fasi anaerobiche di degradazione biologica della biomassa e di produzione del biogas (idrolisi e acidificazione, aceto genesi e metanogenesi) avvengano tutte all'interno dello stesso fermentatore. Il processo di digestione anaerobica si svolge in condizioni controllate di mesofilia, ad una temperatura di circa 37 °C.

Questa tipologia di impianti viene fatta funzionare tramite un processo discontinuo, in cui si ha ciclicamente il caricamento di substrato inoculato, l'avanzamento del processo (circa 25 gg) e lo svuotamento del digestore.

Nel processo, la biomassa non viene miscelata con liquidi e le condizioni di umidità costante del substrato, sono garantite dall'utilizzo del percolato generato dal processo stesso, prelevato, accumulato in un serbatoio dopo essere stato filtrato (Figura 1.17), e spruzzato al di sopra della massa in fermentazione.



Figura 1.17 - Filtri per il percolato prodotto nei digestori e convogliato nella vasca di accumulo

Il processo di digestione anaerobica a secco è vantaggioso in quanto non è necessario mescolare continuamente il materiale all'interno del fermentatore e non sono necessari, pertanto, dispositivi meccanici per il mescolamento e la movimentazione del materiale quali agitatori, pompe o coclee.

La biomassa è sottoposta al processo di digestione in ambiente a tenuta stagna in condizioni anaerobiche, garantito da un portellone a tenuta di gas.

Il numero di digestori presenti nell'impianto è 10.

Il biogas che si produce dal processo di digestione anaerobica viene convogliato verso 2 gruppi di cogenerazione di potenza pari a 499 kWe ciascuno, per la produzione combinata di energia elettrica e calore. La potenza termica nominale installata è pari a 1,244 MWt (per biogas con composizione indicativa di 35% CO₂ e 65% CH₄) per ciascun motore. I cogeneratori sono di tipo Jembacher con sistema di contenimento delle emissioni di NO_x in fase di formazione e con installato un sistema catalitico di contenimento delle emissioni di COT e CO (per ogni cogeneratore).

Il calore generato, attraverso un sistema di scambiatori di calore che producono acqua calda (temperatura 85°C), viene utilizzato per il mantenimento della temperatura durante il processo, mediante un sistema di riscaldamento del fondo e delle pareti del digestore.

L'energia elettrica prodotta viene ceduta alla rete elettrica locale. Nel caso di fermate dei cogeneratori, il biogas in eccesso può essere bruciato attraverso la torcia di emergenza localizzata sul tetto dei fermentatori.

Prima che il biogas venga bruciato dai cogeneratori, subisce un trattamento che ne riduce il tenore di solfuro di idrogeno (mediante filtro a carboni attivi) e di umidità. In questo modo si garantiscono, in entrata al cogeneratore, le caratteristiche del biogas in conformità a quanto stabilito dal D.M. 05/02/1998:

- CH₄ min 30% vol.
- H₂S max 1,5% vol.
- P.C.I. sul tal quale min 12.500 kJ/Nm³.

I digestori vengono caricati in batteria, seguendo appunto la “discontinuità del processo”, e garantendo in questo modo la continuità del trattamento di digestione e la produzione costante di biogas e quindi di energia.

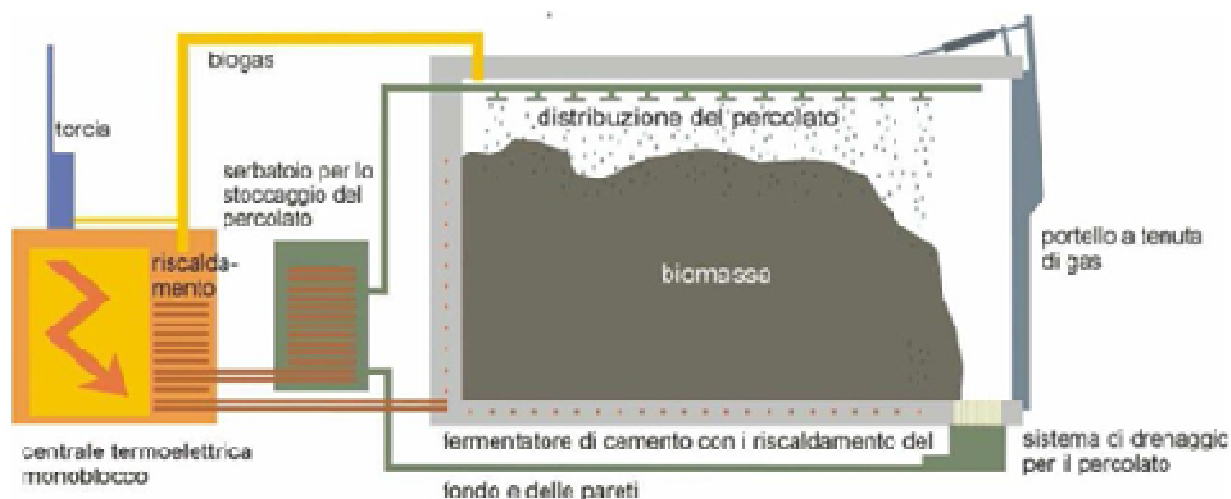


Figura 1.18 - Figura riassuntiva funzionamento digestori (Fonte Hera, 2013)

Prima dell’apertura dei digestori, viene effettuato lo svuotamento preventivo del biogas presente all’interno (lavaggio con i gas di scarico del motore ricchi in CO₂) per evitare che l’ingresso di aria dall’esterno possa determinare la formazione di una miscela esplosiva. La miscela di aria esausta che deriva dalla suddetta operazione viene avviata alla torcia di combustione ai fini della completa combustione del biogas. Durante le fasi immediatamente prima dell’apertura del fermentatore, di riempimento e di svuotamento, un dispositivo di aspirazione, posto nella parte posteriore del digestore, provvede all’afflusso continuo di aria fresca all’interno del digestore stesso (Provincia di Ravenna, 2012).

L’aria aspirata in questa fase viene avviata successivamente al sistema di biofiltrazione.

Il substrato digestato viene sottoposto alla successiva **fase di biossidazione** (fase di compostaggio aerobico) nell’edificio E (Figura 1.15).

All’interno di questo edificio, il digestato viene accumulato mediante pala meccanica e costantemente rivoltato. Esso viene posizionato su delle corsie di

areazione, che permettono di insufflare ossigeno ad intervalli prestabiliti, secondo programmi impostati su di un software, gestito dalla sala macchine.

L'ambiente aerobico, garantito appunto da questi apporti di ossigeno attraverso il sistema di ventilazione forzata esistente sotto i cumuli, attiva la fase del processo microbiologico ossidativo, di durata 14 giorni per la produzione di Ammendante Compostato Misto (ACM).

L'edificio E è tenuto in depressione, in modo da limitare il più possibile fuoriuscite di emissioni maleodoranti e l'aria così aspirata viene avviata al biofiltro.

Lo stesso edificio è inoltre dotato di un adeguata rete di raccolta degli eluati che consente di captare il percolato eventualmente prodotto e convogliarlo ad apposita vasca in attesa di essere avviato ad idonei impianti di depurazione.

Il materiale prelevato dalla sezione di bioossidazione accelerata, attraverso pala meccanica, viene avviato e disposto in cumuli, all'edificio H (Figura 1.15) per la fase di maturazione secondaria.

La fase di **maturazione secondaria** ha una durata di circa ≥ 7 giorni (complessivamente il processo di compostaggio aerobico inteso come bioossidazione accelerata e maturazione secondaria ha una durata 21 giorni), al termine dei quali il materiale viene trasferito con pala meccanica alla stazione di vagliatura (8 e 9) situata nello stesso edificio H (Figura 1.15).

Nella fase di vagliatura, il materiale che fuoriesce dalla fase di maturazione secondaria, viene raffinato come segue:

- materiale con forometria > 40 mm, dove il sovrallo è costituito da scarti da avviare a smaltimento e/orecupero energetico;
- materiale con forometria compresa fra i 6 ed i 40 mm, permette di estrarre il "biostabilizzato", utilizzato in parte per la copertura delle discariche (sostituendo del materiale inerte), ed in parte come strutturante nella fase di bioossidazione;
- materiale con forometria < 6 mm, definito anche ACM (Ammendante Compostato Misto), ovvero il compost di qualità, che ha un valore commerciale ed è venduto ad aziende terze.

1.6 Life Cycle Assessment

La metodologia *Life Cycle Assessment* (LCA), conosciuta in Italia come “analisi del ciclo di vita”, è 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 (Figura 1.19), dall'acquisizione delle materie prime al fine vita (“from cradle to grave”).



Figura 1.19 – Schema Valutazione del ciclo di vita (LCA)

I primi esempi di applicazione di tale metodologia, risalgono alla fine degli anni sessanta, quando alcune grandi industrie incominciarono a rivolgere un interesse particolare ai temi del risparmio delle risorse (energia e materiali) e del contenimento delle emissioni nell'ambiente.

Oggi questa tecnica è in continua espansione ed è di comune utilizzo per le analisi ambientali sui servizi, come i trasporti, la fornitura di energia o la gestione dei rifiuti. Il suo progressivo sviluppo ed utilizzo è avvenuto per via anche del suo carattere innovativo che consiste nel pensare a tutte le fasi di un processo produttivo come correlate e dipendenti, potendo individuare quelle in cui si

concentrano maggiormente le criticità ambientali e le informazioni necessarie per realizzare gli interventi di miglioramento. Si tratta pertanto di uno strumento adatto a perseguire iniziative di sviluppo sostenibile, permettendo di valutare, in un'ottica di bilancio complessivo del processo, gli impatti ambientali potenziali connessi all'introduzione di innovazioni tecnologiche o di processo in un ciclo produttivo (Curcio, 2011).

Grazie a ciò, la metodologia LCA è considerata uno strumento efficace per ottimizzare e migliorare prodotti e processi (Huybrechts et al, 1996).

La metodologia LCA viene regolamentata, a livello internazionale, da alcune norme dettate dall'ente ISO (International Standard Organization). Si tratta della ISO 14040 e 14044 del 2006.

Anche l'Unione Europea ha incentivato fortemente l'utilizzo di tale metodologia come strumento di analisi, attraverso la formulazione di alcuni regolamenti, quali: l'EMAS (761/2001/CE) e l'Ecolabel (1980/2000/CE).

L'elaborazione di una LCA, secondo la procedura indicata dalle norme ISO, si articola essenzialmente in quattro fasi (Figura 1.20):

1. *Definizione dell'obiettivo e del campo d'applicazione dello studio (Goal and Scope Definition);*
2. *Analisi dell'inventario (Life Cycle Inventory – LCI);*
3. *Valutazione degli impatti (Life Cycle Impact Assessment – LCIA);*
4. *Analisi dei risultati e valutazione dei miglioramenti (Life Cycle Interpretation).*

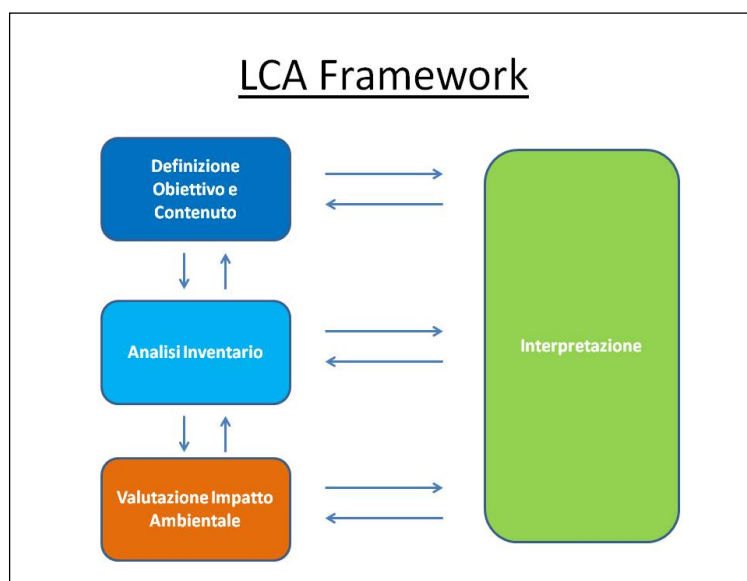


Figura 1.20 – Fasi di uno studio LCA

1.6.1 Definizione dell'obiettivo e del campo d'applicazione dello studio

Si tratta della fase preliminare in cui vengono definiti le finalità dello studio, i criteri d'acquisizione dei dati, l'unità funzionale, i confini del sistema studiato, il fabbisogno di dati, le assunzioni ed i limiti.

Il primo passo fondamentale da effettuare per l'applicazione della Valutazione del Ciclo di Vita è quello di definire l'obiettivo dello studio ed il relativo campo di applicazione.

L'**Obiettivo dello studio** permette di identificare, senza alcuna ambiguità, le ragioni per cui tale studio viene realizzato ed i soggetti a cui deve essere rivolto, ovvero a cui devono essere comunicati i relativi risultati.

Il **Campo di applicazione dello studio** è invece il processo che, tramite l'acquisizione di un numero di dati e di informazioni sul sistema oggetto di studio, consente di identificare l'ambito da analizzare in funzione degli obiettivi da perseguire.

Infatti il campo di applicazione dovrebbe essere sufficientemente ben definito per assicurare che l'ampiezza, la profondità ed il dettaglio dello studio possa essere compatibile e sufficiente per affrontare l'obiettivo dichiarato (ISO 14040, 2006).

Definire il campo di applicazione significa quindi tracciare i confini entro i quali effettuare l'analisi e caratterizzare le unità di processo da includere nel sistema.

Tale operazione deve essere condotta in modo tale che i flussi in ingresso e in uscita dal sistema siano flussi elementari, ovvero flussi di materia e di energia prelevati o scaricati nell'ambiente circostante senza alcuna trasformazione operata dall'uomo.

Successivamente si passa alla definizione dell'**Unità Funzionale (UF)**, la quale indica l'oggetto di riferimento del nostro studio a cui tutti i dati in ingresso ed in uscita saranno normalizzati (Rebitzer et al., 2004). La possiamo definire come il prodotto, il servizio o la funzione su cui impostare l'analisi ed il confronto con le possibili alternative (1 kg di prodotto, 1 kWh di energia, 1 t di rifiuti gestiti, ecc.). La scelta di tale unità è arbitraria e dipende essenzialmente dallo scopo per cui i sottosistemi e il sistema sono stati progettati.

Essa definisce la quantificazione delle funzioni identificate del prodotto. Lo scopo primario di un'unità funzionale è di fornire un riferimento a cui gli ingressi e le uscite sono collegati. Questo riferimento è necessario per garantire la comparabilità dei risultati di un LCA.

La comparabilità dei risultati di un LCA è particolarmente importante quando si tratta di valutare i diversi sistemi, al fine di garantire che tali confronti sono fatti su una base comune (ISO 14040, 2006).

Infatti, a tal proposito, bisogna precisare che 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.

Infine, altra operazione molto importante in questa fase, è la definizione dei **confini del sistema (system boundary)**, i quali descrivono il sistema in esame, definendo i processi e le operazioni e individuando gli input e gli output da prendere in considerazione.

E' utile rappresentare attraverso un diagramma di flusso le unità di processo e le loro interrelazioni. La scelta del confine dell'analisi deve essere adeguatamente motivata e sempre segnalata nello studio.

1.6.2 Analisi dell'inventario (Life Cycle Inventory – LCI)

L'analisi dell'inventario è la fase più impegnativa di un'analisi LCA. Essa consiste nella descrizione quantitativa di tutti i flussi di materiali ed energia che attraversano i confini del sistema sia in ingresso che in uscita.

Si tratta di una vera e propria raccolta dati. I dati, in realtà, possono essere di tipologie differenti, in base al fatto di essere acquisiti sul campo o meno.

Possiamo effettuare una suddivisione in tre tipologie:

- **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 precedentemente creato, tra input (materia o energia in ingresso) e output (materia/energia prodotta in uscita).

Quando si effettua un LCA su dei processi industriali, bisogna considerare che la maggior parte di essi ha più di un prodotto e ricicla i prodotti intermedi o di scarto come fossero materie prime. I flussi di materia ed energia devono essere allocati ai differenti prodotti secondo delle procedure di **allocazione** (www.dickep.unige.it), ed anche gli impatti ambientali ad essi associati devono essere ripartiti in maniera proporzionale.

Ove possibile si dovrebbe evitare l'allocazione mediante la divisione delle unità di processo da allocare in due o più sottoprocessi, oppure mediante l'espansione del sistema di prodotti, per includere funzioni aggiuntive relative ai co-prodotti.

Se proprio non fosse possibile evitare il processo di allocazione, nella scelta delle regole da seguire sono raccomandati i seguenti principi:

- i flussi in entrata e in uscita rispetto al sistema dovrebbero essere assegnati ai diversi prodotti accoppiati secondo una ripartizione che rifletta le relazioni fisiche di base. La ripartizione non deve essere necessariamente basata sul criterio di massa.
- se le relazioni fisiche non fossero applicabili, oppure insufficienti, la ripartizione potrebbe essere applicata sulla base di altre relazioni, ad esempio di natura economica. Nel caso in cui fossero possibili diverse tipologie di ripartizioni, sarebbe opportuno condurre un'analisi di sensibilità.

1.6.3 Valutazione degli impatti (Life Cycle Impact Assessment – LCIA)

Questa fase comprende lo studio dell'impatto ambientale provocato dal processo o attività che ha lo scopo di evidenziare l'entità delle modificazioni generate a seguito dei rilasci nell'ambiente e dei consumi di risorse identificati nell'inventario.

Le norme ISO adottano la metodologia denominata "a fase multipla", che consiste nell'associare quantitativamente tutti i consumi delle risorse ed i rilasci ambientali a determinate categorie d'impatto (eutrofizzazione delle acque, formazione di smog fotochimico, potenziale di riscaldamento globale, etc.) che saranno successivamente stimate assegnando loro un peso fino a giungere alla determinazione dell'indicatore ambientale finale, somma degli indicatori delle singole categorie d'impatto.

Tale approccio si articola in quattro sotto-fasi (Figura 1.21):

- 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.) Una volta identificate le categorie d'impatto, si attribuiscono loro le emissioni inquinanti ed i consumi di materie prime, energia ed acqua da essi provocate;
- 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. Si effettua una moltiplicazione tra la quantità di una certa sostanza (informazione presente nell'inventario) e la sua relativa attitudine o incidenza a provocare quella determinata categoria d'impatto. Generalmente questa incidenza, denominata **fattore di caratterizzazione (CF)**, riguarda una sostanza di riferimento, emblematica per quella categoria.

Il risultato della fase di caratterizzazione è il profilo ambientale, costituito da una serie di punteggi di impatto ambientale relativi a ciascuna categoria, ottenuti sommando tra loro tutti i singoli contributi precedentemente calcolati;

- 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);

Ciò che si fa praticamente è dividere i valori ottenuti dalla caratterizzazione per un "valore di riferimento", rappresentato generalmente da dati medi su scala mondiale, europea o regionale, riferiti ad un determinato intervallo di tempo;

- 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.

Ai sensi della norma ISO 14040, le uniche fasi che devono essere svolte obbligatoriamente sono quelle di classificazione e caratterizzazione.



Figura 1.21 – Fasi della Valutazione degli impatti

1.6 Stato dell'arte

L'LCA è uno strumento che sta diventando, negli ultimi anni, sempre più utilizzato quando si parla di "supporto decisionale" per quanto riguarda la gestione dei rifiuti. Questo avviene per via di alcune sue proprietà come la gestione trasparente dei dati e delle analisi del sistema oggetto di studio e l'oggettività dei risultati ottenuti.

In questo paragrafo verranno riportate delle brevi sintesi di alcuni articoli scientifici nei quali si sono effettuati degli studi LCA sul trattamento dei rifiuti urbani. Non essendo ancora disponibili nella letteratura scientifica articoli che affrontino un LCA su di un impianto simile a quello oggetto di questo studio, che abbia quindi accoppiato il processo di digestione anaerobica DRY ed il processo di compostaggio, si è provveduto a menzionare anche articoli che hanno studiato i due processi in maniera separata.

Cherubini et al. (2009) confrontano tre scenari per la gestione degli RSU nel comune di Roma:

- Scenario 1: smaltimento in discarica con recupero di biogas;
- Scenario 2: raccolta differenziata con separazione di frazione inorganica ed organica e produzione di biogas e compost;
- Scenario 3: incenerimento del rifiuto indifferenziato.

L'analisi include, oltre alla metodologia LCA, anche altri strumenti fra cui l'impronta ecologica (IE) e il Material Flow Accounting (MFA). L'unità funzionale considerata è stata la quantità di rifiuti trattati nell'anno 2003, 1460 kt.

I risultati mostrano che l'opzione preferibile, anche se con qualche problema locale di natura ambientale derivante dalle emissioni in atmosfera, risulta essere la separazione dei rifiuti con correlata produzione di biogas e compost.

L'aspetto interessante è che la produzione di energia comporta rilevanti vantaggi a scala globale (categorie GWP e AP) e riduce fortemente l'impronta ecologica della gestione dei rifiuti. Per quanto riguarda il Material Flow Accounting, uno degli

aspetti più importanti è che lo smaltimento in discarica richiede un consumo di risorsa idrica assai più basso rispetto alla digestione anaerobica e all'incenerimento.

Khoo et al. (2010) effettuano un LCA comparativo tra quattro possibili scenari, con l'obiettivo di fornire informazioni alle organizzazioni governative a livello di scelta della tecnologia per la futura conversione di rifiuti alimentari a Singapore.

Gli scenari analizzati sono:

- Scenario 1: Raccolta differenziata dei rifiuti alimentari. Nella fase II viene usato un digestore anaerobico da 3,5 MW di potenza installata con successivo compostaggio del digestato, ed il resto dei rifiuti viene incenerito;
- Scenario 2: Raccolta differenziata dei rifiuti alimentari e successivo compostaggio in un impianto da 6 MW, con il resto incenerito;
- Scenario 3: Raccolta differenziata dei rifiuti alimentari. Per la fase II usa sia l'impianto da 3,5 MW che quello da 6 MW, compostaggio per il digestato, e il resto dei rifiuti incenerito;
- Scenario 4: Raccolta differenziata dei rifiuti alimentari. Nella fase II, il 50% dei rifiuti alimentari inceneriti ed il 50% trattati in un impianto di compostaggio aerobico.

Dal momento che l'obiettivo è quello di fornire informazioni per le future opzioni di conversione di rifiuti alimentari, l'unità funzionale per tutti gli scenari è la quantità prevista di rifiuti alimentari generati a Singapore, che è di 570.000 tonnellate/anno.

Dopo la normalizzazione dei dati, quello che emerge dallo studio è sintetizzato nella seguente Figura 1.22:

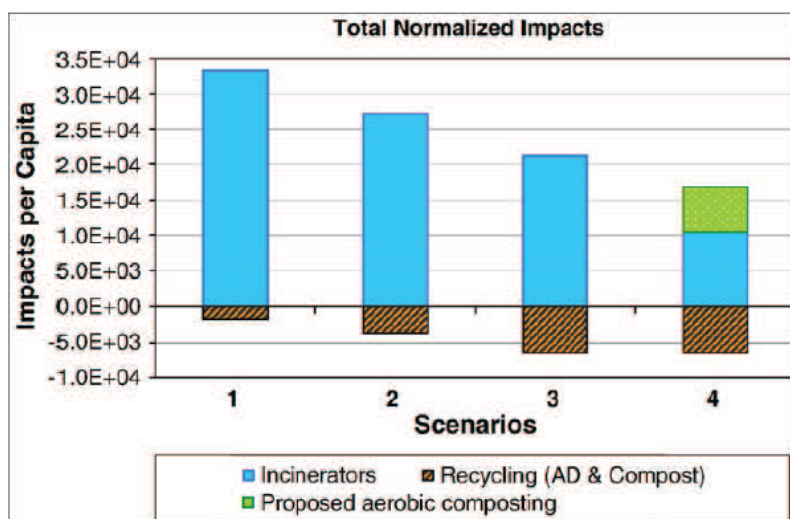


Figura 1.22 – Risultati globali relativi ai 4 scenari analizzati (Khoo et al.)

I miglioramenti stimati sono stati del 25,5% nel passaggio dallo Scenario 1 allo scenario 2, del 38% da quello 2 a quello 3, ed infine, del 30,3% da quello 3 a quello 4. Gli autori sottolineano anche che la digestione anaerobica è preferibile al compostaggio, soprattutto grazie alle minore emissioni di CO₂ e NH₃.

Il guadagno netto è dato soprattutto dagli indicatori del GWP, per via delle ridotte emissioni dell'impianto di compostaggio, e dell'EP, in quanto il biocompost evita la produzione di fertilizzante sintetico, riducendo il rischio di eutrofizzazione per eccesso di nutrienti.

De Meester et al. (2012) effettuano uno studio LCA sulla sostenibilità ambientale dell'utilizzo della digestione anaerobica per la produzione di energia elettrica e calore per contribuire agli obiettivi di energia rinnovabile in Europa Nord occidentale. Come materiali in ingresso vi sono i rifiuti organici derivanti dalla raccolta urbana, i residui agricoli e le colture energetiche. Vengono analizzati inoltre i benefici della produzione di calore e digestato, quest'ultimo poi utilizzato come fertilizzante. La limitazione secondo la quale molti studi si basano su dati di test effettuati su piccola scala o di letteratura è stata evitata studiando a fondo digestori DRY operativi. In primo luogo, l'efficienza di conversione di questa tecnologia è valutata utilizzando un bilancio energetico e la valutazione

dell'exergia, e poi è stato effettuato uno studio LCA per ottenere una visione più olistica sul profilo ambientale di digestione anaerobica. Vi sono due scenari:

- Scenario 1: è presente una configurazione tipica di digestione in un contesto agricolo situato in Germania, con una capacità di circa 20.000 tonnellate/anno di biomassa in ingresso. Il biogas prodotto viene stoccato e successivamente trasformato in energia da cogeneratori da 250 kW. Sono valutate differenti tipologie di biomassa.
- Scenario 2: è preso in considerazione un impianto di produzione belga in cui vengono trattati i rifiuti organici domestici, circa 45.000 tonnellate all'anno, e vengono prodotti energia elettrica, calore e compost. Dopo una fase di pretrattamento, necessaria visto la non eccellente qualità della RD, il biogas derivante dalla digestione viene convertito in elettricità e calore da dei cogeneratori da 625 kW. Successivamente, le frazioni pesanti del digestato vengono separate e smaltite in discarica; le acque reflue vengono trattate in un impianto di depurazione e la frazione più leggera è ulteriormente trattata in una sala di compostaggio aerobico in cui viene estratta l'aria ed inviata ad un biofiltro.

I risultati mostrano che, per quanto riguarda l'efficienza energetica, la digestione dei residui agricoli e rifiuti organici urbani ha una minore efficienza rispetto alla digestione delle colture dedicate per via della più difficile decomposizione delle molecole di queste frazioni.

Per quanto riguarda la produzione di energia elettrica, andando a confrontare gli scenari sopra menzionati, abbiamo la situazione mostrata in Figura 1.23. Per quasi tutte le categorie l'utilizzo della digestione anaerobica, sia dei rifiuti organici che delle colture dedicate, è migliore rispetto al mix energetico classico, tranne per le categorie metalli e minerali. Nella categoria "Land occupation" si ottiene un risparmio nel trattamento dei rifiuti organici domestici rispetto alle colture dedicate. Valori alti dello scenario riguardante i rifiuti organici per le categorie

“fossil fuels”, “ozone depletivo” e “Photochemical oxidant formation” sono date dal trasporto dei rifiuti presso l’impianto.

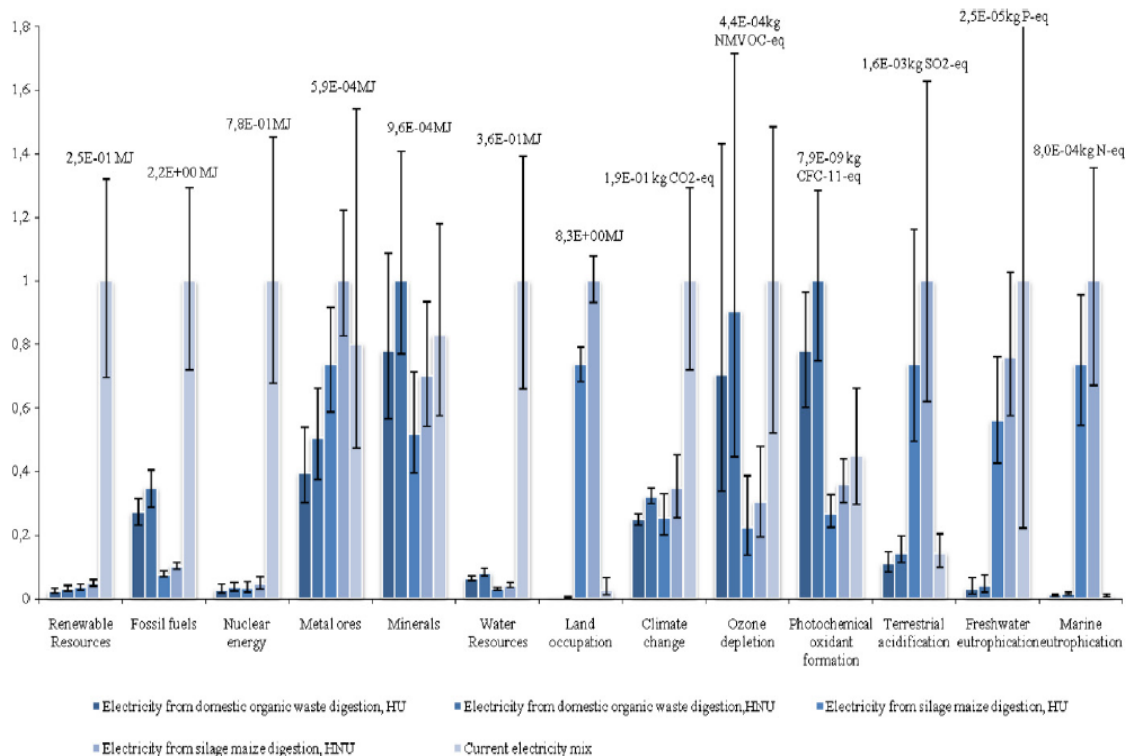


Figura 1.23 – Impatti derivanti dalla produzione di energia elettrica

In definitiva, lo studio ha definito la digestione anaerobica una tecnologia efficiente per la conversione di diversi tipi di biomassa quali colture energetiche e rifiuti organici domestici in biogas. Dal punto di vista del ciclo di vita, la digestione anaerobica dà buoni risultati nella maggior parte delle categorie valutate, inducendo un significativo risparmio di risorse. Per aumentare la sostenibilità ambientale tuttavia, è necessario controllare le emissioni in atmosfera della catena di produzione di biogas. Nel complesso, a differenza di molte altre tecnologie di conversione, la digestione anaerobica è in grado di produrre biogas da diverse fonti di biomassa, con la coproduzione di un ricco digestato. Pertanto questa tecnologia può fare avere una parte importante in una strategia di produzione di energia rinnovabile.

Franchetti (2013) ha effettuato uno studio LCA con lo scopo di confrontare dal punto di vista economico, energetico e delle emissioni 4 diverse configurazioni di trattamento dei rifiuti organici. E' stato preso come caso studio una grande azienda fornitrice di servizi alimentari nel nord-ovest dell'Ohio, USA. L'unità funzionale di questo studio è stata la gestione annuale di rifiuti alimentari generati.

Gli scenari considerati sono stati:

- Scenario 1: tutti i rifiuti di cibo che vengono generati non sono separati dagli altri ma vengono smaltiti presso la discarica comunale. La discarica dispone di un sistema di raccolta del gas metano.
- Scenario 2: i rifiuti alimentari generati dai servizi di ristorazione sono separati alla fonte e successivamente subiscono un processo di pretrattamento con ultrasuoni e poi un processo di digestione anaerobica;
- Scenario 3: i rifiuti alimentari generati dai servizi di ristorazione sono separati alla fonte e successivamente vengono convogliati in tre reattori in serie ed infine in un ultimo reattore da cui vengono prelevati parte dei fanghi digeriti ed inoculati nel primo reattore;
- Scenario 4: i rifiuti alimentari generati dai servizi di ristorazione sono separati alla fonte e viene effettuata una digestione anaerobica a lungo termine stabilizzata con l'aggiunta di oligoelementi quali Co , Fe , Mo e Ni (Zhang and Jahng, 2012);
- Scenario 5: i rifiuti alimentari generati dai servizi di ristorazione sono separati alla fonte e successivamente vengono convogliati ad un processo di digestione anaerobica standard.

Questo studio ha dimostrato che gli scenari 2, 3, e 4 hanno tutti una performance economica e ambientale notevolmente migliore rispetto al sistema attuale (scenario 1). Nel considerare le alternative al sistema attuale, il sistema di digestione anaerobica a due stadi con pretrattamento ad ultrasuoni (scenario 2) è stato il sistema preferito in termini di costi e di emissioni di gas serra (CO₂Eq).

	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 5
Cost	\$	\$	\$	\$	\$
Initial investment cost of system	N/A	-23,500	-29,800	-24,500	-14,500
Annual operational cost of system	-6500	-10,000	-10,500	-11,100	-8000
Annual revenue/cost avoidance from system	N/A	13,160	13,850	11,520	8000
Net annual cost benefit	-6500	3160	3350	420	0
Payback period (years)	N/A	7.44	8.90	58.82	N/A
Internal rate of return	N/A	6.0	2.2	-24.7	N/A
Total cost benefit over 10 year life	-65,000	8100	3680	-20,340	-14,492
Energy	GJ	GJ	GJ	GJ	GJ
Initial system mfg/installation energy use	N/A	-0.4	-0.50	-0.45	-0.35
Annual operational energy use of system	N/A	-0.017	-0.019	-0.018	-0.017
Annual transportation energy use (to landfill)	-0.012	0	0	0	0
Annual energy generation from system	N/A	0.19	0.21	0.14	0.04
Net annual energy of system	-0.012	0.17	0.19	0.16	0.06
Total energy net/loss over 10 year life	-0.12	1.30	1.42	0.81	-0.08
Carbon emissions	MTCO ₂ EE	MTCO ₂ EE	MTCO ₂ EE	MTCO ₂ EE	MTCO ₂ EE
Initial system mfg/installation emissions	N/A	77.84	97.3	87.57	68.11
Annual operational emissions of system	N/A	3.31	3.70	3.50	3.11
Annual transportation emissions (to landfill)	3.59	0	0	0	0
Average annual landfill emissions	63.73	0	0	0	0
Total emissions over 10 year life	673.19	110.92	134.27	122.60	99.25

Tabella 1.8 - Risultati economici relativi ai 5 scenari analizzati (Matthew Franchetti)

Lo scenario 2 ha avuto tassi di generazione di energia leggermente più bassi rispetto allo scenario 3, ma i vantaggi economici ed ambientali hanno fatto sì che si considerasse lo scenario 2 come quello complessivamente migliore.

2 Materiali e metodi

Secondo quanto previsto dalla norma ISO 14040:2006, lo studio di "Analisi del Ciclo di vita" ha previsto le fasi menzionate nel capitolo precedente.

I successivi paragrafi descriveranno le prime tre fasi dello studio LCA effettuato, ovvero 'Definizione dell'obiettivo e del campo d'applicazione dello studio', 'Analisi dell'inventario' e 'Valutazione degli impatti'.

La fase di 'Analisi dei risultati e valutazione dei miglioramenti' sarà discussa nel Capitolo 3.

Prima però di analizzare in dettaglio il lavoro effettuato, è utile fare una panoramica sul software utilizzato.

2.1 GaBi Software 5

La modellazione degli scenari, l'inserimento dei dati di inventario ed il calcolo degli impatti sono avvenuti mediante l'utilizzo del software **GaBi5®**, sviluppato dall'agenzia di consulenza PE INTERNATIONAL e dal dipartimento di ingegneria IKP dell'Università di Stoccarda.

Il software permette di creare un modello strutturato in Piani, Processi e Flussi, e standardizzato secondo la normativa ISO 14040. Vengono utilizzate, ai fini dell'analisi, varie banche dati, le quali possono essere usate anche contemporaneamente. I principali database utilizzati in questo lavoro sono *Ecoinvent* e *PE Professional*.

Un '**Piano**' è un oggetto che raccoglie in sé una serie di informazioni correlate fra loro quali: Processi e Flussi.

I '**Processi**' sono degli oggetti che permettono di schematizzare una fase di un ciclo oggetto di studio, raccogliendo dati in input e dati in output, costituiti dai Flussi. Più processi, collegati tramite dei flussi, possono far parte di un unico Piano.

I '**Flussi**', invece, equivalgono ai dati raccolti in inventario e sono organizzati in input e output, con il loro quantitativo e relativa unità di misura.

I Flussi possono essere principalmente di due categorie: di energia (es. flusso di Energia Elettrica consumato dall'impianto) o di massa (es. quantità di rifiuti che entrano nell'impianto).

La struttura appena descritta può essere riassunta nella Figura 2.1 seguente:

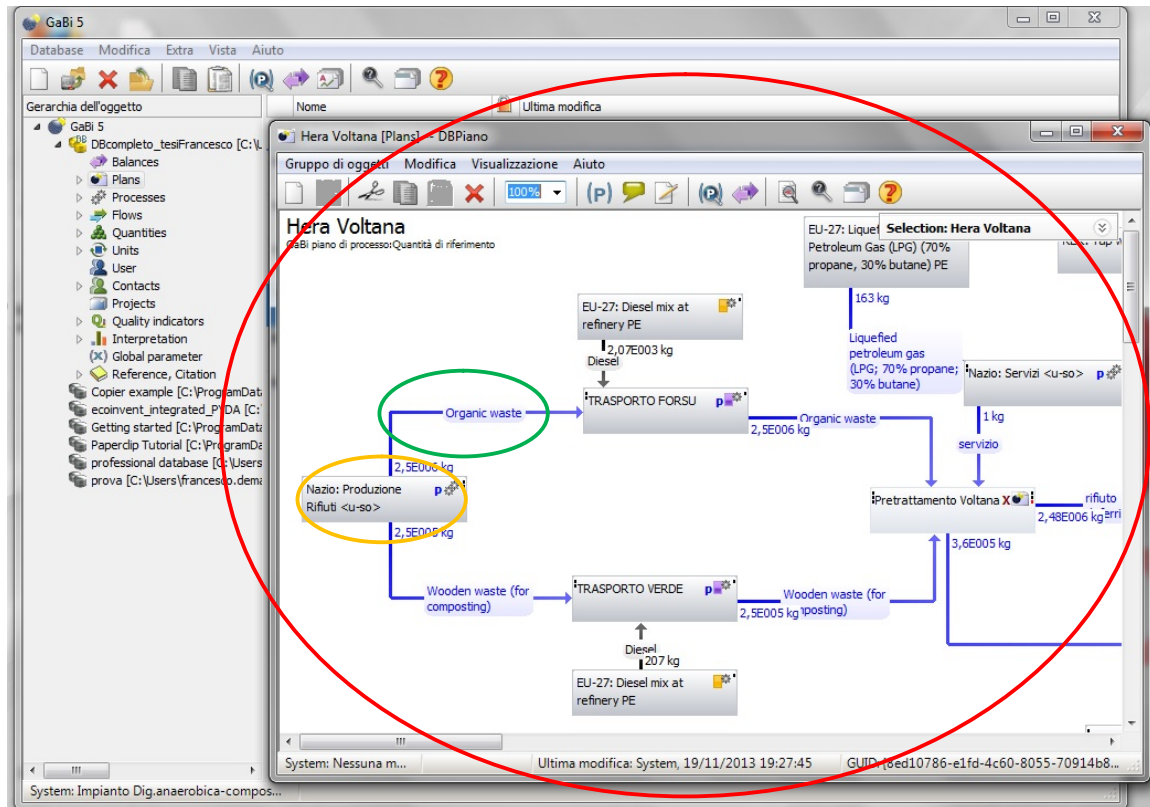


Figura 2.1 - Struttura Software GaBi5

Il cerchio rosso, mette in evidenza un intero Piano, all'interno del quale, come si può notare, sono contenute una serie d'informazioni quali: Flussi e Processi.

Il cerchio arancione, infatti, evidenzia un processo, mentre quello verde un flusso, in questo caso di massa, che collega lo stesso ad un successivo processo.

Durante la modellazione, ci si serve anche di **Parametri**, che possono essere di vario tipo: "locali", "di processo" o "globali". Essi permettono di variare, con una sola modifica, tutti i flussi collegati a quel determinato parametro, evitando in questo modo errori sistematici.

2.2 Definizione dello scopo e del campo di applicazione

Quando vogliamo condurre uno studio di LCA, dobbiamo innanzitutto collocarlo in una delle due grosse macrocategorie di studi esistenti:

- **studi retrospettivi**
- **studi prospettivi**

Gli studi retrospettivi mirano a guardare 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.

Gli studi prospettivi mirano invece a valutare le conseguenze dovute alla scelta tra due o più alternative, fornendo agli stakeholders³ tutti gli strumenti necessari per poter effettuare una valutazione corretta (in inglese, vengono anche definiti “change-oriented studies”).

Il presente è uno studio retrospettivo, che due obiettivi principali:

- Analizzare la situazione attuale dell’impianto di compostaggio e digestione anaerobica di Voltana di Lugo (RA), dopo l’entrata in funzione, a Dicembre 2012, della nuova parte di fermentazione anaerobica DRY. Questa tecnologia di digestione statica⁴, accoppiata al processo di compostaggio già esistente, non è stata oggetto di molti studi LCA fino a questo momento. Per questo motivo, è risultato particolarmente interessante andare a metterne in evidenza gli aspetti ambientali più rilevanti.
- Mettere a confronto il sistema di trattamento attuale (*HERA VOLTANA*), con due scenari: quello antecedente al 2012, in cui era presente solamente il processo di compostaggio classico (*HERA VOLTANA vecchio impianto*), e

³ Con il termine **stakeholder** (o **portatore di interesse**) si individua un soggetto (o un gruppo di soggetti) influente nei confronti di un’iniziativa economica, sia essa un’azienda o un progetto. Fanno, ad esempio, parte di questo insieme: i clienti, i fornitori, i finanziatori (banche e azionisti), i collaboratori, ma anche gruppi di interesse esterni, come i residenti di aree limitrofe all’azienda o gruppi di interesse locali.

⁴ **Statica**: non vi è alcuna movimentazione, durante il periodo di fermentazione, della sostanza presente nei fermentatori.

quello di riferimento (*RIFERIMENTO*), in cui si è ipotizzato che tutto il rifiuto trattato potesse essere smaltito in discarica.

Ovviamente, lo scenario di riferimento è totalmente ipotetico, visto l'impossibilità, per via delle norme comunitarie e della gerarchia sulla gestione dei rifiuti, di conferire tutto il rifiuto in discarica, senza alcuna forma di recupero o riutilizzo.

Per fare il confronto con la situazione antecedente a Dicembre 2012, si è fatto riferimento ai lavori di tesi svolti precedentemente dai colleghi Luigi Oliviero (Oliviero, 2010) e Manuel Pedrini (Pedrini, 2011).

Per quanto riguarda il confronto tra i 3 scenari descritti, una criticità con cui ci si è dovuti confrontare è stata la differente distribuzione temporale dei dati disponibili per la nuova e la vecchia configurazione dell'impianto: infatti, i dati riguardanti '*HERA VOLTANA*', comprendente anche la nuova parte anaerobica, non coprono ancora un anno solare, a differenza di quelli di '*HERA VOLTANA vecchio impianto*'.

E' stata quindi scelta come **unità funzionale** *le tonnellate di RSU trattate in un mese*, tenendo in considerazione per "HERA VOLTANA" il dato medio mensile per il periodo fra Marzo e Luglio 2013, e standardizzando il tutto ad un mese. Il quantitativo è risultato essere di 2750,43 t di RSU/mese.

Inoltre, al fine di poter confrontare in modo coerente i 3 scenari, questi sono stati definiti in modo da avere le stesse quantità di flussi in input ed output.

L'input è stato:

- Quantità di rifiuti trattata in un mese.

Gli output sono stati:

- Energia elettrica prodotta;
- Ammendante Compostato Misto prodotto.

Sono state fatte delle importanti assunzioni al fine di condurre il lavoro:

- per tutti gli scenari considerati, la valutazione del ciclo di vita è stata effettuata soltanto per la 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;
- i rifiuti trattati presi in considerazione sono la FORSU ed il VERDE⁵, derivante quest'ultimo per lo più dalla RD;
- la distanza di trasporto dei rifiuti verso l'impianto si è standardizzata ad un valore medio di 50 km;
- tutto il percolato, derivante dalle varie fasi del trattamento, sia nello scenario attuale che in quello antecedente la messa a punto della digestione anaerobica, è stato supposto essere trattato presso l'impianto di depurazione di Lugo (RA);
- Il sovralloro, generato dalla vagliatura del bioessicato nell'ultima parte del ciclo, formato prevalentemente da plastiche, è stato destinato allo smaltimento presso una discarica, identificata da un processo aggregato di Econinvent: '*Disposal, plastics mixture, 15,3% water, to sanitary landfill*';
- Al fine di effettuare il confronto tra gli scenari, nella vecchia configurazione dell'impianto, per la generazione di energia elettrica (in sostituzione al processo di cogenerazione del biogas, in questo scenario non presente) è stato necessario valutare gli impatti generati dalla produzione del medesimo quantitativo di energia dal mix elettrico italiano (Electricity Grid Mix italiano);
- Considerata la differente quantità dell'Ammendante Compostato Misto in uscita e della percentuale di azoto dello stesso nelle due configurazioni (rispettivamente 1%w N in '*HERA VOLTANA*' e 2%w N in '*HERA VOLTANA vecchio impianto*'), al fine di avere lo stesso output è stata introdotta la produzione di fertilizzante minerale in '*HERA VOLTANA*' (in aggiunta al compost prodotto dall'impianto) ed in '*RIFERIMENTO*' utilizzando un

⁵ VERDE: frazione della raccolta differenziata contenente legno, sfalci di potatura e residui organici derivanti dalla pulizia dei parchi o giardini.

processo presente all'interno del database Ecoinvent, UREA AMMONIUM NITRATE, nel quale è prodotto un fertilizzante dal contenuto di azoto totale pari a circa il 32% in peso. I quantitativi sono stati definiti in modo che ognuno dei 3 scenari fornisca la stessa quantità complessiva di N per fertilizzazione.

- Il biostabilizzato prodotto dalla vagliatura nella fase finale di compostaggio, sia nello scenario '*HERA VOLTANA*' che nello scenario '*HERA VOLTANA vecchio impianto*', viene utilizzato come materiale per la copertura delle discariche.

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 tre scenari distinti:

- **HERA VOLTANA**
- **HERA VOLTANA vecchio impianto**
- **RIFERIMENTO**

2.2.1.1 Scenario 'HERA VOLTANA'

Come già descritto, dal Dicembre 2012 l'impianto di trattamento della FORSU di Voltana di Lugo ha subito una rilevante modifica, passando da un impianto di compostaggio classico ad un impianto di compostaggio accoppiato alla digestione anaerobica di tipo DRY. Il bacino d'utenza servito dall'impianto oggetto di studio, è stato identificato in un raggio di 50 km di distanza, soddisfacendo, in questa maniera, la popolazione residente nella provincia di Ravenna.

Il modello, rappresentante lo scenario, è formato da un piano generale, all'interno del quale sono presenti tre piani secondari:

- Pretrattamento;
- Digestione anaerobica;
- Compostaggio.

A questi, sempre nel piano generale, si vanno ad aggiungere vari processi che per comodità potremmo definire sempre generali, come il trasporto, il trattamento dell'aria esausta mediante i biofiltri ecc., ai quali si collegano anche i piani secondari (Figura 2.2).

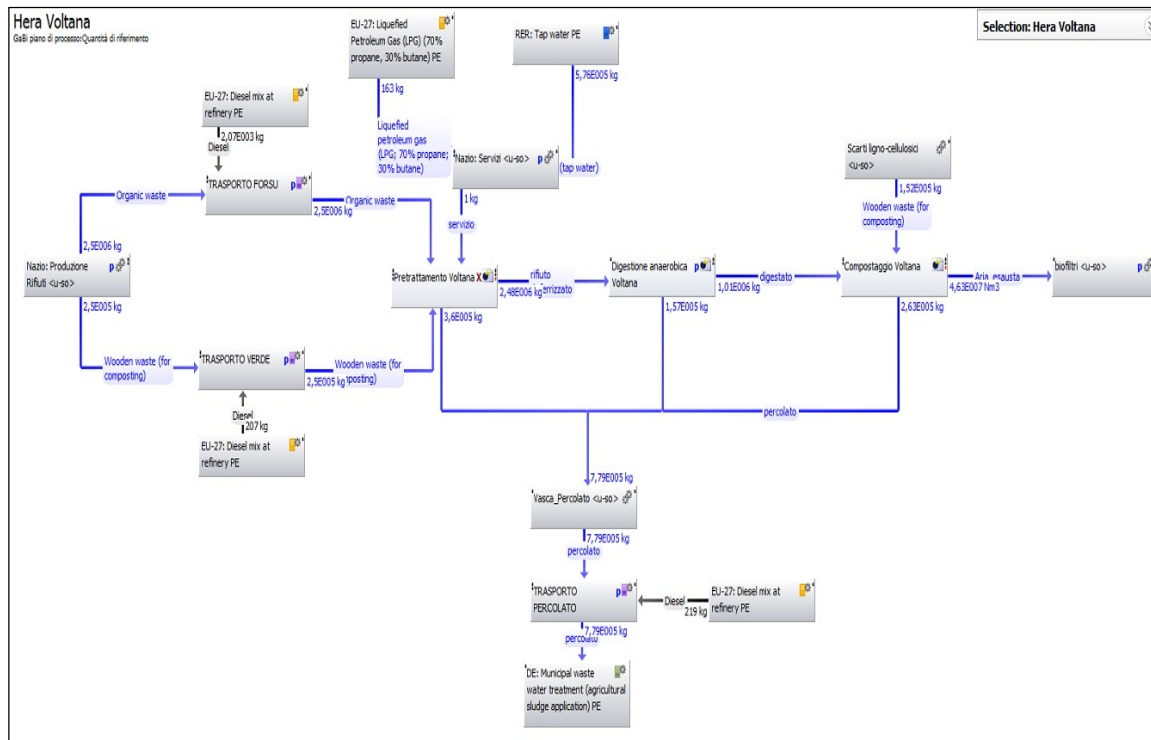


Figura 2.2 - Piano generale HERA VOLTANA

I rifiuti che entrano all'interno dell'impianto, come assunto, sono di due tipi: FORSU e Verde. Il verde in entrata risulta essere il 10% in peso rispetto alla FORSU. Una volta entrati all'interno dell'impianto, i rifiuti sono stoccati in box dedicati e sono pronti per la fase di pretrattamento.

Questa fase prevede sostanzialmente tre processi, in ordine: miscelazione, triturazione e deferrizzazione.

Essa è stata modellata in un piano secondario, come si vede in Figura 2.3:

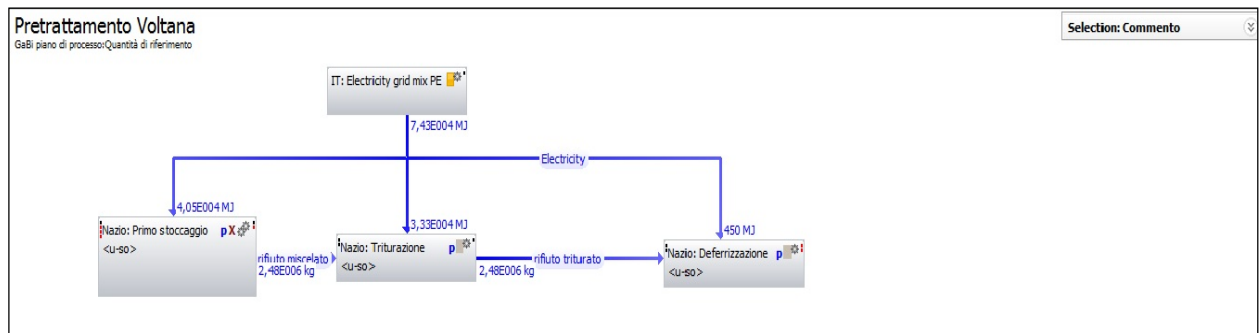


Figura 2.3 - Pretrattamento HERA Voltana

La miscelazione avviene mediante ragno meccanico, alimentato ad energia elettrica, con una potenza installata di 40 kW.

Una volta miscelato, il rifiuto viene posizionato nel trituratore meccanico, alimentato da due motori idraulici con una potenza installata rispettivamente di 110 e 75 kW, per un totale 185 kW. Da qui, mediante una serie di nastri trasportatori (TR2, 5B, 7 e 10), il rifiuto triturato viene fatto passare attraverso il deferrizzatore, che presenta un motore da 2,5 kW.

Naturalmente questi macchinari, che sono impiegati nella fase di pretrattamento, non sono sempre in funzione, ma vengono azionati solo per certo numero di ore al giorno. Vista la mancanza di un contatore delle ore di lavoro effettuate mensilmente, per il calcolo dell'elettricità consumata si è proceduto andando ad effettuare una media rispetto alle ore totali di funzionamento, registrate dal software in sala comandi, riferite alla data di messa in funzione del nuovo impianto.

Il valore medio di utilizzo, convalidato dai responsabili dell'impianto, è stato di 50 ore mensili.

Al'interno degli edifici dove sono collocati i box di stoccaggio ed i macchinari sopra elencati, è presente inoltre un aspiratore da 11 kW, che ha la funzione di aspirare l'aria maleodorante ed inviarla ai biofiltri. A differenza degli altri macchinari, questo aspiratore funziona in continuo. La media mensile di ore di lavoro effettuate è 715 ore.

I parametri globali inseriti nel modello per questo piano secondario, sono descritti nella Figura 2.4 sottostante.

Parametro	Valore	Minimo	Massimo	Deviazio	Commer
Mesi_attività	1			0 %	mesi
Ore_lavoro_aspiratore	714			0 %	ore
Ore_lavoro_catena_pretrattan	50			0 %	ore
perdita_peso_durante_1stocca	0,1			0 %	10% in
Potenza_aspiratore	11			0 %	kW
Potenza_deferrizzatore	2,5			0 %	kW
Potenza_nastro10	7,5			0 %	kW
Potenza_nastro5b	4			0 %	kW
Potenza_nastroTR2	11			0 %	kW
potenza_ragno	40			0 %	kW
Potenza_trituratore	185			0 %	kW
Poteza_nastro7	5,5			0 %	kW
quantità_ferro_deferrizzazione	0,144			0 %	t
Rifiuti_ligno_cell_ingresso	1,1E003			0 %	t
Rifiuti_organici_ingresso	2,5E003			0 %	t

Figura 2.4 - Parametri globali pretrattamento

Durante il processo di pretrattamento, vi è una prima perdita di peso dei rifiuti, pari al 10% del loro peso in ingresso, dovuta alla formazione di percolato, per lo più nella fase di miscelazione.

Il percolato creatosi viene convogliato, attraverso delle tubature, ad una coppia di vasche di raccolta esterne. In queste, inoltre, confluisce il percolato che si crea nelle fasi successive del processo (digestione e biossificazione), come verrà illustrato in seguito.

Una volta raggiunta la capienza massima, le vasche vengono svuotate da delle autobotti e inviate all'impianto di depurazione di Lugo (RA).

Il rifiuto deferrizzato, al netto della piccola perdita di peso, procede verso il secondo e più importante step del ciclo: la digestione anaerobica DRY.

Lo spostamento dei rifiuti all'interno dell'impianto viene gestito sia dai mezzi di Herambiente che dai mezzi di Con.S.A.R.⁶, per un totale di 5060 L/mese di gasolio consumato.

La digestione DRY, come descritto nel capitolo 1, viene svolta all'interno di 10 box di dimensioni 30mX4m, riempiti fino ad un'altezza massima di 4 metri. All'interno di questi box, il rifiuto sosta per circa 1 mese.

E' necessario, visto la *staticità* del metodo (infatti il rifiuto non viene mosso meccanicamente come nei normali digestori, ma rimane fermo per tutta la durata della digestione) ed al fine di mantenere un livello ottimale di umidità e temperatura, spruzzare sulla massa di rifiuto del percolato e riscaldare i box, mediante delle canaline poste nei muri separatori, col calore derivante dai cogeneratori.

Il percolato utilizzato per tale scopo deriva dallo stesso rifiuto e viene recuperato, raccolto in una vasca ad hoc, e poi ridistribuito mediante dei nebulizzatori.

Solo una piccola parte di esso, il 7,2% in peso, viene inviato alle vasche esterne precedentemente citate.

I due cogeneratori Jenbacher da 998kW complessivi, producono energia elettrica mediante l'utilizzo di CH₄ derivante dalla purificazione del biogas che si crea durante il processo di fermentazione.

Il biogas, è stato mediato al 12% in peso rispetto al rifiuto in ingresso in questa fase. La percentuale di CH₄ presente all'interno del biogas, è risultata essere il 60%.

Questa fase è stata modellizzata come segue:

⁶ Con.S.A.R. Soc. Coop. Cons.: è un'**azienda di trasporto merci in conto terzi**, costituitasi nel 1960, che opera oggi in tutti i segmenti della movimentazione merci.

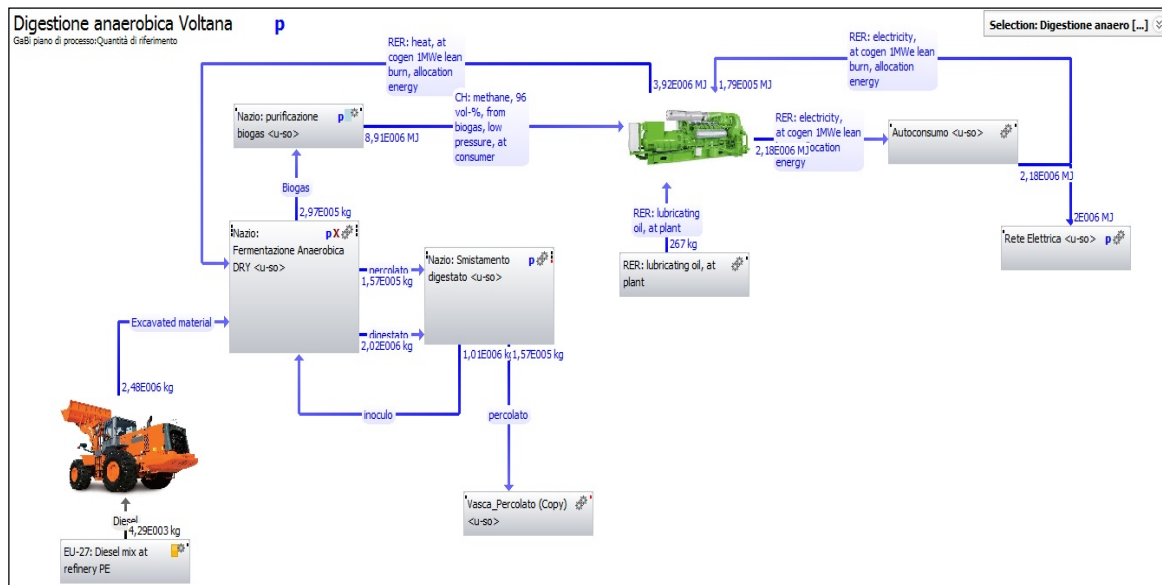


Figura 2.5 - Digestione anaerobica HERA VOLTANA

Di tutta l'energia elettrica prodotta dai due cogeneratori, il 10% viene utilizzata per l'autoconsumo dell'impianto, il resto viene immesso nella rete elettrica nazionale.

Avvenuto il processo di digestione, non tutto il digestato passa alla fase successiva. Il 50% della massa fermentata viene inoculata per garantire la permanenza dei ceppi batterici utili allo svolgimento del processo di digestione.

In definitiva, tolte le perdite di peso dovute al biogas ed al percolato, e tolto l'inoculo, ciò che passa alla fase successiva di compostaggio è il 41,4% in peso della massa entrante nel digestore.

I parametri globali inseriti nel modello per il piano secondario di digestione anaerobica, sono descritti in Figura 2.6.

Parametro	Valore	Minimo	Massimo	Deviazio	Commer
Autoconsumo	0,1			0 %	10 %
Biogas	298			0 %	t
Biogas_	0,12			0 %	12% de
Elettricità_prodotta	5E005			0 %	kWh
Elettricità_rete	3,97E005			0 %	kWh
Parametro					

Figura 2.6 - Parametri globali digestione anaerobica

L'ultima fase del processo analizzata in questo scenario, è la fase di Compostaggio (Figura 2.7), descritta anche questa con un piano secondario, all'interno del quale troviamo 3 processi:

- Miscelazione
- Biossidazione accelerata
- Maturazione secondaria e Vagliatura

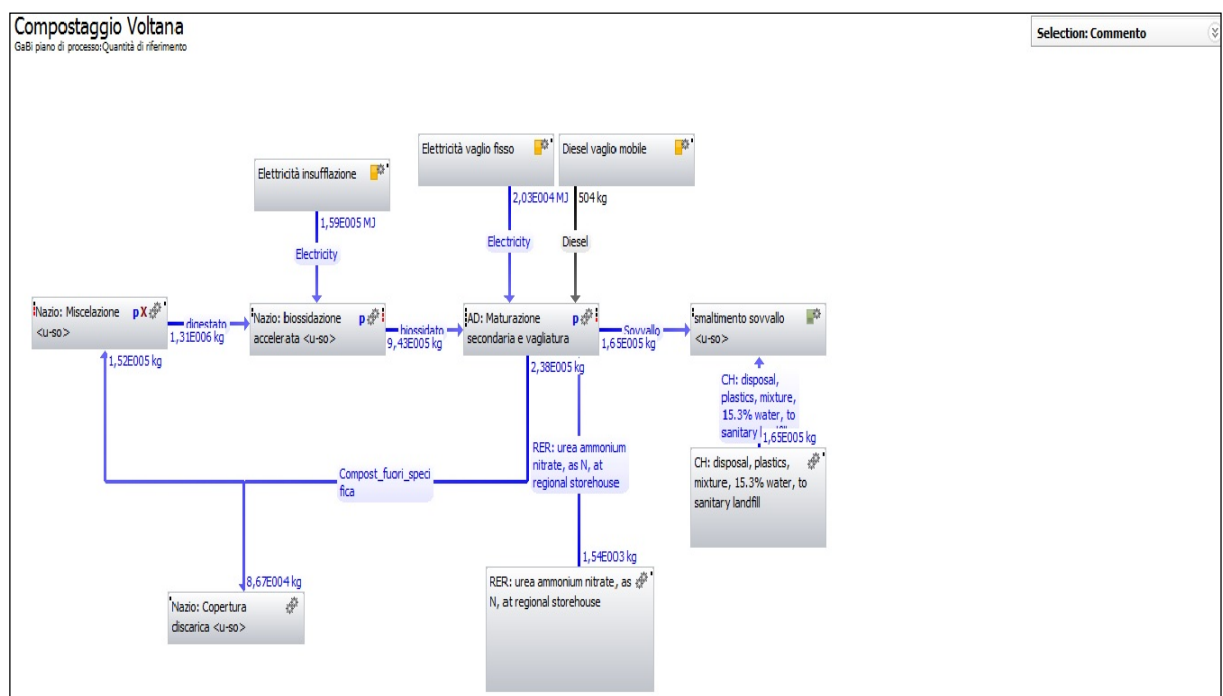


Figura 2.7 - Compostaggio HERA VOLTANA

Il primo processo prevede la miscelazione del digestato in entrata con una parte di rifiuto ligneo-cellulosico ed una parte di 'Compost fuori specifica', detto anche 'biostabilizzato', corrispondente alla frazione a granulometria media derivante dal processo di vagliatura. Queste due quantità, che permettono una 'omogeneizzazione' del digestato in ingresso alla fase di bioossidazione per quanto riguarda i nutrienti N e P, corrispondono al 15% in peso cadauno rispetto al digestato entrante.

Una volta miscelati, i rifiuti sono pronti ad essere caricati nelle platee di insufflazione dove, mediante l'utilizzo di canaline poste sul pavimento, viene insufflata aria che dà luogo al processo di bioossidazione accelerata.

Anche in questa fase, come nella digestione anaerobica, si viene a formare del percolato, con una percentuale del 20% in peso, che viene successivamente inviato alle vasche di raccolta esterne.

L'insufflazione avviene mediante una programmazione ben definita, che permette di gestire, ogni 15 minuti, la potenza del getto d'aria.

Da sottolineare che nell'impianto di Voltana sia il processo di digestione anaerobica che quello di bioossidazione accelerata hanno una durata di circa 30 giorni. Questi intervalli permettono di produrre un Ammendante Compostato Misto di alta qualità.

Dopo che il rifiuto ha subito il processo di bioossidazione, vi è l'ultima fase, quella di vagliatura.

Mediante l'utilizzo di un vaglio fisso (munito di tramoggia e di vari nastri trasportatori) e di un vaglio mobile (funzionante a gasolio) vengono separate le varie frazioni, granulometricamente differenti, del rifiuto bioossidato.

Si ha quindi la produzione di Ammendante Compostato Misto (ACM), di Compost fuori specifica e di Sovvallo.

L'ACM verrà poi miscelato a torba per la produzione di terriccio. Questa operazione però viene effettuata da un'azienda esterna, ed è stata mantenuta al di fuori dei confini del sistema del modello.

La quantità di compost prodotta, e soprattutto il suo contenuto in N, è risultata differente e minore rispetto a quello prodotto nella vecchia conformazione del 2009. E' stato quindi necessario aggiungere un processo per la produzione di fertilizzante azotato in sostituzione del compost mancante, in quanto, avendo come termine di paragone l'N, le quantità presenti, secondo i rapporti delle analisi effettuate da Herambiente, sono risultate minori, pari all'1% in peso rispetto al 2% in peso del compost che veniva prodotto nello scenario 'HERA VOLTANA vecchio impianto'.

L'aria esausta, derivante dal processo di digestione anaerobica e di bioossidazione accelerata, viene aspirata mediante aspiratori e convogliata ai due biofiltri.

Si tratta di strutture in cemento, di forma rettangolare, riempite di scarti legnosi, che hanno il compito di depurare il flusso d'aria che passa al loro interno.

La presenza di biofiltri permette di abbattere in modo rilevante (al di sotto dei limiti di legge) il rilascio in atmosfera di composti quali H₂S, COV, PM10, odori ecc..

Nel fase di bioossidazione è stata considerata una perdita di peso dovuta all'evaporazione dell' H₂O contenuta nel rifiuto e convogliata, insieme agli altri composti volatili, ai biofiltri. Per stimare la quantità di acqua persa durante questa fase, è stato necessario utilizzare il dato relativo alla percentuale di umidità presente naturalmente nell'aria nel periodo di tempo considerato e alla temperatura dell'aria stessa, sottraendo questa alla percentuale di umidità misurata all'uscita dai biofiltri. E' stata considerata inoltre la media della densità dell'aria e della temperatura nel periodo considerato.

Il calcolo è stato effettuato tramite la formula seguente:

$$t \text{ H}_2\text{O} = (m_1 * g_1 / 1000000) - (m_2 * g_2 / 1000000)$$

dove:

m_1 = massa aria biofiltri in kg a 31°

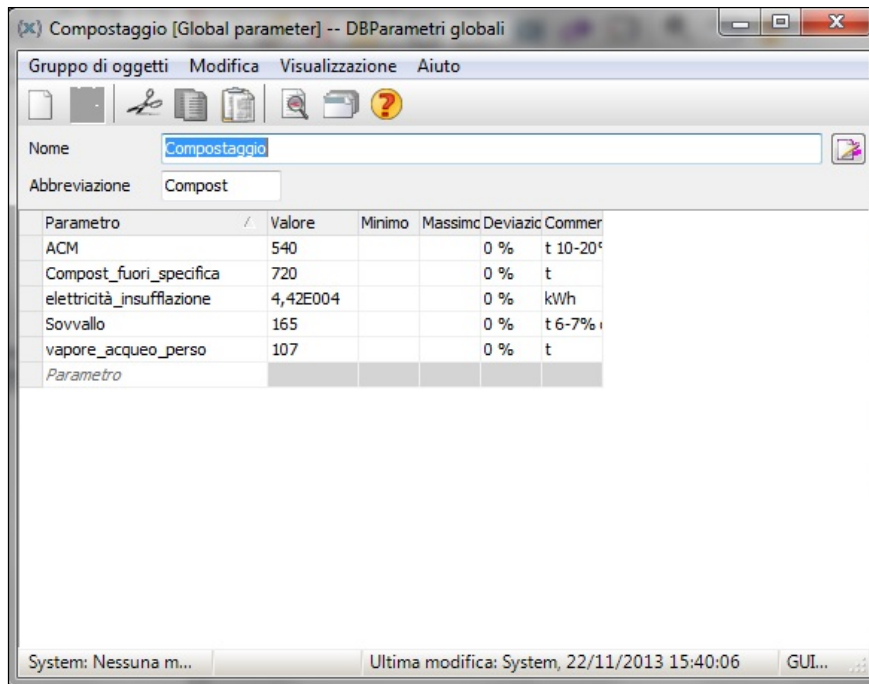
g_1 = g H₂O/ kg aria biofiltri a 31° e 63,6% UR

m_2 = massa aria atmosfera in kg a 28°

g_2 = g H₂O/ kg aria atmosferica a 28° e 63,6% UR

La perdita di peso relativa alla cessione di H₂O è stata circa il 10% in peso rispetto al rifiuto in ingresso nelle platee di ossidazione.

I parametri globali inseriti nel modello per il piano secondario di Compostaggio sono espressi nella seguente Figura 2.8:



Parametro	Valore	Minimo	Massimo	Deviazio	Commer
ACM	540			0 %	t 10-20°
Compost_fuori_specifica	720			0 %	t
elettricità_insufflazione	4,42E004			0 %	kWh
Sovvallo	165			0 %	t 6-7%
vapore_acqueo_perso	107			0 %	t
Parametro					

Figura 2.8 - Parametri globali compostaggio

2.2.1.2 Scenario 'HERA VOLTANA vecchio impianto'

Lo scenario 'HERA VOLTANA vecchio impianto' mira alla descrizione dell'impianto precedentemente alle opere di costruzione dei digestori anaerobici.

I dati raccolti per la descrizione di questo scenario sono riferiti all'intero anno 2009. Poiché i dati a nostra disposizione erano riferiti alle quantità di rifiuto trattate nell'intero anno 2009, e poiché anche facendo un'estrazione in riferimento ad una media mensile variavano leggermente rispetto a quelle attuali, si è proceduto attuando un fattore di scala che permettesse di avere in input le stesse quantità rispetto allo scenario 'HERA VOLTANA'.

Pur mantenendo lo stesso piano principale, in questo scenario non sono state considerate le 3 fasi separatamente come nello scenario 'HERA VOLTANA', ma si è proceduto con un unico processo, chiamato 'Compostaggio vecchio impianto'.

Voltana', all'interno del quale sono stati convogliati i vari flussi di massa ed energia che caratterizzavano il processo (Figura 2.9).

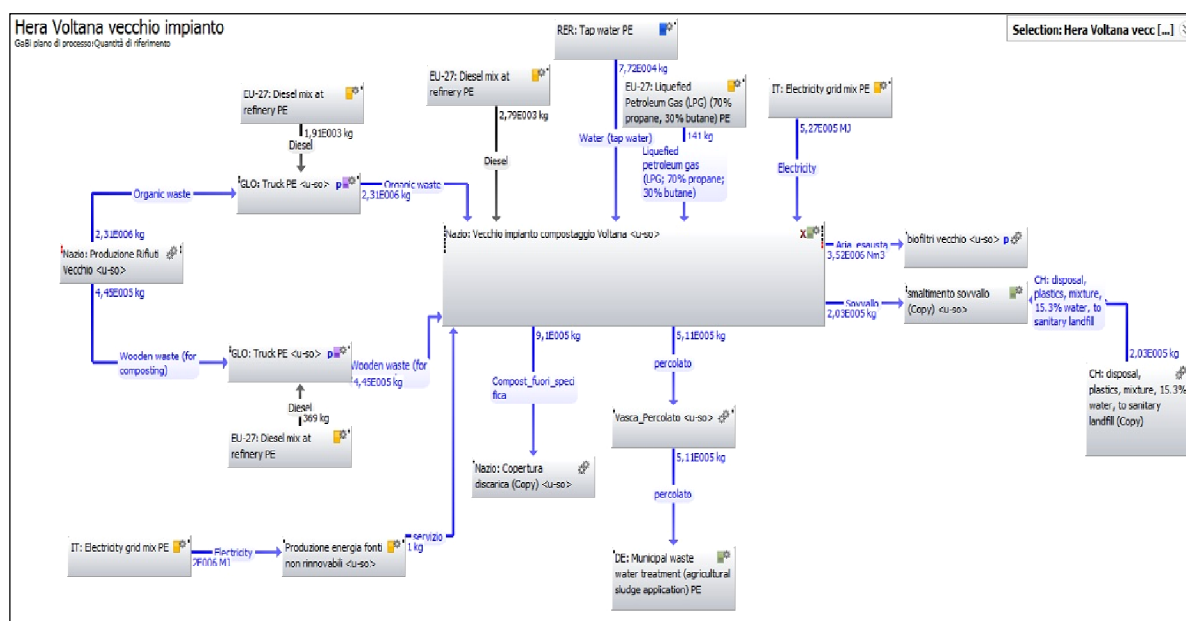


Figura 2.9 - Piano generale 'HERA VOLTANA vecchio impianto'

La distanza, per quanto riguarda il trasporto di rifiuti dalla zona di produzione all'impianto, è stata sempre identificata in 50 km.

Per quanto riguarda il percolato, si è proceduto allo stesso modo rispetto allo scenario attuale, considerando come impianto ricettore quello di Lugo (RA).

Anche per i biofiltri, il calcolo è rimasto il medesimo rispetto alla situazione precedente, considerando naturalmente i valori misurati nell'anno 2009.

Per compensare la mancata produzione di energia elettrica, al fine di avere gli stessi input e output tra i vari scenari, si è inserita la produzione di energia elettrica in base al grid mix italiano.

La quantità prodotta è equivalente a quella messa in rete dall'impianto di digestione anaerobica dello scenario "HERA VOLTANA".

La quantità di compost prodotta, e soprattutto il suo contenuto in N, è risultata differente e maggiore rispetto a quello prodotto attualmente. Non è stato quindi necessario aggiungere un processo per la produzione di fertilizzante azotato in sostituzione del compost mancante.

2.2.1.3 Scenario 'RIFERIMENTO'

L'ultimo scenario analizzato è stato quello di riferimento. E' uno scenario molto semplice, dove si ipotizza che tutto il rifiuto non subisca nessun processo di recupero, ma venga interamente smaltito in discarica.

Naturalmente risulta uno scenario ipotetico, visto le normative europee, ma permette di mettere in evidenza, dal punto di vista ambientale, i vantaggi introdotti dall'adozione di queste forme di recupero.

Standardizzando il tutto alla stessa quantità di rifiuto in ingresso, è stato necessario, per rendere possibile il confronto, inserire un processo che producesse la stessa quantità di fertilizzante azotato disponibile negli altri scenari e la stessa quantità di energia elettrica (Figura 2.10).

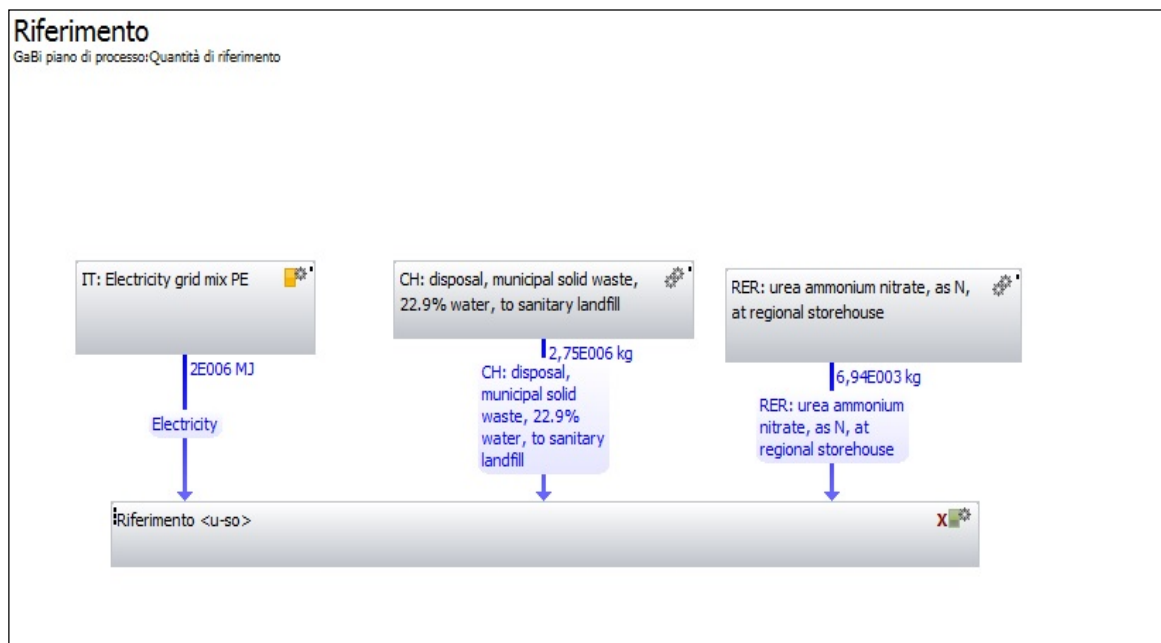


Figura 2.10 - Scenario di riferimento

2.3 Raccolta dati di inventario

Per rendere possibile la modellazione degli scenari, un'operazione fondamentale è la raccolta dei *dati di inventario*.

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

Come già accennato nel capitolo 1, i dati possono essere distinti in tre categorie: dati primari (provenienti da rilevamenti diretti), dati secondari (ricavati in letteratura o da database) e dati terziari (provenienti da stime e valori medi).

Una volta terminata la raccolta dati, questi vengono inseriti all'interno del software che li gestisce in maniera opportuna, dando in uscita dei risultati come illustrato nel capitolo successivo.

2.3.1 Qualità dei dati

I dati presentati in questo lavoro di tesi, hanno pressoché tutti la stessa provenienza. Si tratta di dati primari, raccolti sul campo mediante l'utilizzo di documentazione cartacea o informatica.

La maggior parte della documentazione inerente gli ingressi, le uscite, le quantità di rifiuto trattate, sono caricate sul portale telematico "Anthea", accessibile solo dai dipendenti aziendali.

Laddove non è stato possibile avere dei dati con dei valori precisi, si è ricorso a dati presenti nelle autorizzazioni (Es. Documento AIA 2009), oppure a stime confermate dai responsabili dell'impianto. Un esempio a tal proposito può essere la quantità di percolato derivante dalle varie fasi nello scenario 'HERA VOLTANA'.

2.3.2 Dati per modellazione scenari

Nella successiva Tabella 2.3.1 sono sintetizzati i principali dati raccolti nella fase di inventario raggruppati per scenario e per processo:

SCENARIO	PROCESSO	FLUSSO	VALORE	U.M.	FONTE
HERA VOLTANA	ENTRATA RIFIUTI	FORSU	2,50E+06	kg	Anthea
		Verde	2,50E+05	kg	Anthea
		Diesel	2,09	t	Stima
	PRETRATTAMENTO (INPUT)	FORSU	2,50E+06	kg	Anthea
		Verde	2,50E+05	kg	Anthea
		Elettricità	74275,686	MJ	Stima
		GPL (70% propano, 30% butano)	163	kg	Anthea
		Acqua (tap water)	5,76E+05	kg	Anthea
	PRETRATTAMENTO (OUTPUT)	Rifiuto Deferrizzato	2,48E+06	kg	Stima
		Percolato	3,60E+05	kg	Stima
		Ferro	144	kg	Anthea
	DIGESTIONE ANAEROBICA (INPUT)	Rifiuto Deferrizzato	2,48E+06	kg	Stima
		Diesel CONSAR + HERAMBIENTE	4290	kg	Anthea
		Energia Elettrica (autoconsumo)	1,79E+05	MJ	Stima
	DIGESTIONE ANAEROBICA (OUTPUT)	Energia Elettrica (prodotta)	2,18E+06	MJ	Stima
		Energia elettrica (in rete)	2,00E+06	MJ	Stima
		Percolato	157	t	Stima
		Biogas	2,97E+05	kg	Stima
		Metano CH ₄	8,91E+06	MJ	Stima
	COMPOSTAGGIO (INPUT)	Digestato	1,01E+06	kg	Stima
		Digestato	1,01E+06	kg	Stima
		Verde	1,52E+05	kg	Stima
		Compost Fuori Specifica	1,52E+05	kg	Stima
		Energia Elettrica (insufflazione)	1,59E+05	MJ	Misura
		Energia Elettrica (vaglio fisso)	2,03E+04	MJ	Stima
		Diesel (vaglio mobile)	504	kg	Anthea
	COMPOSTAGGIO (OUTPUT)	Urea Ammonium Nitrate	1,54E+03	kg	Stima
		Percolato	2,63E+05	kg	Stima
		Compost Fuori Specifica	2,38E+05	kg	Stima
		Ammendante Compostato Misto	5,40E+05	kg	Anthea
		Sovvallo	1,65E+05	kg	Anthea
	HERA VOLTANA vecchio impianto	ENTRATA RIFIUTI	FORSU	2,31E+06	kg
Verde			4,45E+05	kg	Anthea
Diesel			2,27	t	Stima
COMPOSTAGGIO (INPUT)	GPL (70% propano, 30% butano)	141	kg	AIA_2009	
	Acqua (tap water)	7,72E+04	kg	AIA_2009	
	Energia Elettrica aggiunta	2,00E+06	MJ	Stima	
	Diesel	2,79E+03	kg	AIA_2009	
COMPOSTAGGIO (OUTPUT)	Energia Elettrica	5,27E+05	MJ	AIA_2009	
	Percolato	5,11E+05	kg	AIA_2009	
	Compost Fuori Specifica	9,10E+05	kg	AIA_2009	
	Ammendante Compostato Misto	3,47E+05	kg	AIA_2009	
	Sovvallo	2,03E+05	kg	AIA_2009	
RIFERIMENTO	INPUT	Energia Elettrica	2,00E+06	MJ	Stima
		Urea Ammonium Nitrate	6,94E+03	kg	Stima
	OUTPUT	Disposal Landfill	2,75E+06	kg	Stima

Tabella 2.3.1 - Flussi scenari

2.4 Valutazione degli impatti

Una volta definiti gli obiettivi ed il campo di applicazione, i confini del sistema, e raccolti i dati di inventario, le fasi finali di un'analisi LCA comprendono la valutazione degli impatti e l'interpretazione dei risultati.

Il software GaBi5® gestisce la fase di valutazione degli impatti, restituendo i risultati per le categorie di impatto comprese nella metodologia scelta per descrivere le prestazioni ambientali degli scenari (Oliviero, 2010).

2.4.1 Il metodo CML2001

La metodologia CML, sviluppata dall'*Institute of Environmental Sciences, Leiden University (Paesi Bassi)*, è la più utilizzata e spesso è considerata la più completa. Per i fattori di caratterizzazione, utilizza principalmente dati europei (www.solidworks.it).

La valutazione degli impatti avviene mediante l'utilizzo di metodi di valutazione, che dipendono dall'obiettivo dello studio. Ci sono due tipologie di metodi: quelli orientati al problema ambientale, definiti "*midpoints*", e quelli orientati al danno, definiti "*endpoints*" (Darvino, 2005).

Di fatto, gli endpoints prevedono sì la classificazione dei flussi secondo dei temi ambientali, ma il riferimento ultimo della categoria d'impatto è costituito da tre macro categorie, quali "salute umana", "salute dell'ecosistema" e "distruzione di risorse naturali".

Nei midpoints invece "il bersaglio" dell'impatto è costituito da un tema prettamente ambientale, per esempio l'effetto serra.

2.4.2 Categorie d'impatto

Le categorie d'impatto utilizzate in questo studio sono:

- **GWP₁₀₀**⁷: esprime il contributo all'effetto serra dato da una emissione gassosa in atmosfera. L'indice si basa su una scala relativa che confronta ogni gas con il biossido di carbonio, il cui GWP ha per definizione il valore 1. Il valore del GWP è valido entro un certo intervallo di tempo, e può quindi cambiare nel medio periodo; il GWP di una certa molecola dipende infatti dall'intervallo di tempo rispetto al quale è stato calcolato. Così, il metano ha un GWP pari a 25 nell'arco dei cento anni ma pari a 72 nell'arco dei vent'anni (*Figura 2.11*). Il GWP rappresenta quindi il rapporto fra il riscaldamento globale causato in un determinato periodo di tempo da una particolare sostanza ed il riscaldamento provocato dalla stessa quantità di biossido di carbonio. Il protossido d'azoto, ad esempio, ha un GPW (100 anni) pari a 298: ciò significa che una tonnellata di protossido d'azoto emesso in atmosfera provoca un aumento dell'effetto serra pari a quello causato dall'emissione di 298 tonnellate di CO₂. L'uso dei fattori di peso GWP consente sia di combinare le emissioni dei singoli gas serra e valutare il riscaldamento globale, sia di individuare i contributi delle singole sorgenti emissive alla formazione complessiva di gas serra. (<http://ita.arpalombardia.it>). Il valore finale assunto da quest'indicatore sarà espresso in unità di massa di CO₂eq, considerando la miscela gassosa composta da sole molecole di CO₂, con massa pari al valore dell'IS (**Impact Score**).

⁷ Global Warming Potential: Potenziale di riscaldamento globale calcolato in 100 anni.

GAS	GWP – 20 ANNI	GWP – 100 ANNI	GWP – 500 ANNI
Biossido di carbonio (CO ₂)	1	1	1
Metano (CH ₄)	72	25	7,6
Protossido d'azoto (N ₂ O)	289	298	153
Idrofluorocarburo (HFC-23)	12.000	14.800	12.200
Idrofluorocarburo (HFC-125)	6.350	3.500	1.100
Perfluorocarburo (PFC-14)	5.210	7.390	11.200
Perfluorocarburo (PFC-116)	8.630	12.200	18.200
Esafluoruro di zolfo (SF ₆)	16.300	22.800	32.600

Figura 2.11 – Potenziale di riscaldamento globale di alcuni gas serra (IPCC, 2007)

- **AP⁸**: è l'indicatore di acidificazione, legato alle emissioni in aria di particolari sostanze acidificanti, quali ossidi di azoto e ossidi di zolfo. Esprime la capacità di tali sostanze di formare ioni idrogeno (nella forma H⁺). Il valore finale assunto da quest'indicatore sarà espresso in unità di massa di SO₂eq. Tutti i composti acidificanti vengono riassunti in una quantità di SO₂ pari al valore espresso in massa dell'Impact Score.
- **EP⁹**: questo indicatore valuta l'effetto di eutrofizzazione, vale a dire l'aumento eccessivo della concentrazione di sostanze nutritive in ambienti acquatici. Le sostanze che concorrono al fenomeno dell'eutrofizzazione sono i composti a base di fosforo e di azoto. La principale conseguenza è il sequestro di O₂ e l'instaurarsi di una situazione anossica, con la conseguente morte degli organismi aerobi ed il conseguente proliferare di processi anaerobici.
Il valore finale assunto da quest'indicatore sarà espresso in unità di massa di PO₄eq.
Le sostanze eutrofizzanti sono concettualmente riassunte in un'unica massa di PO₄ con valore dato dal risultato dell'Impact Score.

⁸ Acidification Potential: Potenziale di acidificazione.

⁹ Eutrophication Potential: Potenziale di eutrofizzazione.

- **POCP**¹⁰: stima il potenziale di creazione di agenti foto-ossidanti in troposfera¹¹. Uno dei problemi più diffusi, soprattutto nei grossi centri urbani, è la formazione dello smog fotochimico. Il composto più pericoloso in questo senso è l'Ozono (O₃). Esso deriva dalla degradazione di composti organici volatili (in inglese, Volatile Organic Compounds, VOC¹²) in presenza di radiazione luminosa e di ossidi di azoto (NOx) provenienti principalmente dal traffico urbano.

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 (C₂H₄), posto uguale a 1.

Il valore finale assunto da quest'indicatore sarà espresso in unità di massa di C₂H₄eq.

- **ODP**¹³: è l'indicatore che 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. Esso si basa sui singoli contributi calcolati relativamente al potenziale della molecola di CFC-11, 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-11eq. La miscela gassosa viene considerata composta da sole molecole di CFC-11 con massa pari al valore dell'Impact Score.

- **HTP**¹⁴: è l'indicatore che stima il grado in cui una sostanza chimica provoca un effetto deleterio o avverso sul sistema biologico umano esposto alla sostanza per un determinato periodo di tempo. E' calcolato sulla base della

¹⁰ Photo-chemical Ozone Creation Potential: Potenziale di creazione di ozono foto-chimico

¹¹ La **troposfera** è la fascia sferoidale aeriforme dell'atmosfera che si trova a diretto contatto con la superficie terrestre, di spessore variabile a seconda della latitudine: ai poli è spessa solamente 8 chilometri mentre raggiunge i 20 chilometri all'equatore.

¹² Si classificano come VOC, infatti, sia gli idrocarburi contenenti carbonio ed idrogeno come unici elementi (suddivisi in alifatici e 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).

¹³ Ozone Depletion Potential, Potenziale di riduzione dell'ozono (stratosferico).

¹⁴ Human Toxicity Potential: Potenziale di tossicità umana.

tossicità relativa della singola molecola confrontata con la molecola di 1,4-DCB (1,4-diclorobenzene), che fa da riferimento. Il valore finale assunto da quest'indicatore sarà espresso in unità di massa di 1,4-DCBeq.

- **FAETP**¹⁵ e il **TETP**¹⁶ sono sempre indici di tossicità, ma relativi al comparto acquatico e terrestre.
- L'**ADP**¹⁷ 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 equivalente.

¹⁵ Freshwater Aquatic Ecotoxicity Potential, Potenziale di tossicità in acque dolci.

¹⁶ Terrestrial Ecotoxicity Potential, Potenziale di tossicità terrestre.

¹⁷ Abiotic Depletion Potential, Potenziale di depauperamento delle risorse abiotiche.

3 Risultati e discussione

Nel presente capitolo verranno analizzati e discussi gli impatti dei 3 scenari descritti nel capitolo precedente.

Verrà effettuata dapprima un'analisi dei singoli scenari e poi un confronto fra le 3 situazioni oggetto di studio.

I bilanci sono stati calcolati in riferimento alle categorie d'impatto precedentemente illustrate.

3.1 Analisi del ciclo di vita dello scenario 'HERA VOLTANA'

Come espresso nel paragrafo 2.2, l'unità funzionale su cui ci si è basati in questo lavoro di tesi è stata **"le tonnellate di rifiuto trattate in un mese"** dal nuovo impianto "HERA VOLTANA", che corrispondono a 2750 t.

Lo scenario HERA VOLTANA, quello attuale, presenta, dal punto di vista degli impatti ambientali, una situazione che può essere riassunta in Figura 3.1:

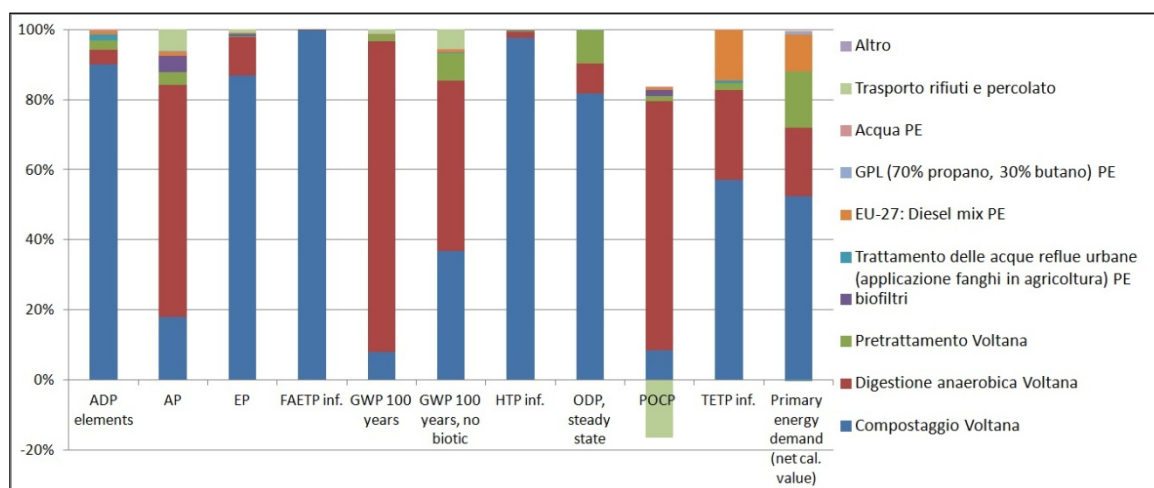


Figura 3.1 - Grafico categorie d'impatto scenario HERA VOLTANA

Come si può osservare, in questo primo grafico generale del processo, sembra evidente che le fasi maggiormente responsabili degli impatti, in quasi tutte le categorie, risultino essere *Compostaggio* e *Digestione anaerobica*. In Primary

Energy Demand insieme costituiscono il 70% circa, e questo è il caso in cui il loro contributo è minore.

Per quanto riguarda invece le categorie "Global Warming Potential (no biotic)", "Acidification Potential" e "Photochem. Ozone Creation Potential", è da sottolineare anche il valore assunto dal TRASPORTO FORSU, che risulta essere rispettivamente 4,7% e 5% nelle prime due categorie rispetto al totale, e che invece assume un valore negativo nella categoria POCP, intorno ai -20 punti percentuali. Il motivo di ciò risulta essere l'emissione di NO. Quest'ultimo, negli ambienti urbani inquinati, appena emesso può combinarsi rapidamente con l'ozono e ridurne la concentrazione (EEA, 1998). E' da sottolineare il fatto che il risultato negativo nei POCP è determinato dal fattore di caratterizzazione negativo previsto dal metodo CML 2001 per il monossido di azoto. Non è detto che questo risultato, per questa categoria, sia quello scientificamente corretto.

Analizzando il flusso "aria esausta", e quindi il processo "biofiltri", l'impatto generato risulta essere molto basso. Il valore più alto infatti, 4,8% sul totale di categoria, è presente solo nella categoria "Acidification Potential". Ciò è dovuto al rilascio in atmosfera di sostanze quali l' H_2S e NH_3 che, sebbene molto al di sotto dei limiti consentiti dalla legge per via dell'efficienza del sistema di filtraggio, sono potenziali responsabili di un incremento dell'acidificazione. Visto e considerato che le fasi più impattanti sono il compostaggio e la digestione, è stato opportuno studiare meglio queste fasi, analizzando gli impatti in esse presenti, cercando di capirne le cause.

E' stato utile, per avere ancora più chiaro il quadro della situazione e per poter discutere in maniera esaustiva i risultati, costruire la seguente tabella, dove si evidenziano i valori di **impat score (IS)** generali e gli stessi valori in % (**% di IS**) riguardanti le tre fasi del ciclo, omettendo per il momento i processi accessori:

CML 20012010		Pretrattamento Volt		Digestione anaerobi		Compostaggio Voltan	
	unità di misura	IS	IS in %	IS	IS in %	IS	IS in %
ADP elements	kg Sb-Equiv.	1,10E-03	2,77E+00	1,65E-03	4,17E+00	3,56E-02	8,99E+01
AP	kg SO2-Equiv.	2,66E+01	3,52E+00	5,02E+02	6,64E+01	1,35E+02	1,79E+01
EP	kg Phosphate-Equiv.	1,75E+00	1,40E-01	1,39E+02	1,11E+01	1,08E+03	8,68E+01
FAETP inf.	kg DCB-Equiv.	1,54E+01	6,38E-03	1,14E+02	4,73E-02	2,42E+05	9,99E+01
GWP 100 years	kg CO2-Equiv.	1,14E+04	1,78E+00	5,65E+05	8,86E+01	5,14E+04	8,07E+00
GWP 100 years, no biotic	kg CO2-Equiv.	1,07E+04	7,89E+00	6,56E+04	4,86E+01	4,97E+04	3,67E+01
HTP inf.	kg DCB-Equiv.	3,18E+02	3,42E-01	1,62E+03	1,75E+00	9,06E+04	9,76E+01
ODP, steady state	kg R11-Equiv.	1,94E-04	9,39E+00	1,79E-04	8,64E+00	1,69E-03	8,17E+01
POCP	kg Ethene-Equiv.	2,21E+00	2,33E+00	1,00E+02	1,06E+02	1,21E+01	1,27E+01
TETP inf.	kg DCB-Equiv.	8,93E+00	2,04E+00	1,12E+02	2,56E+02	2,49E+02	5,71E+01
Primary energy demand (net cal. value)	MJ	1,93E+05	1,62E+01	2,37E+05	1,98E+01	6,30E+05	5,28E+01

Tabella 3.1 - Impat Score ed Impat Score in percentuale nelle tre fasi del ciclo produttivo per lo scenario HERA VOLTANA

La fase di Pretrattamento assume dei valori di impat score (IS) non trascurabili, sebbene di gran lunga inferiori rispetto alle fasi sopracitate, nelle categorie "Primary Energy Demand" con 16%, "Ozone Layer Depletion Potential" con 9,4% e "Global Warming Potential (no biotic)" con 8%, in ogni categoria riferiti al totale. Andando ad analizzare nello specifico questa fase, si è visto che gli impatti ad essa correlati sono dovuti al consumo di energia elettrica, necessaria al funzionamento del ragno mobile, dei nastri trasportatori, del tritratore e delle ventole di aspirazione, come mostrato nella seguente Tabella 3.2 riassuntiva:

Categorie	Hera Voltana				
	unità di misura	Pretrattamento Voltana			
		IT: Electricity grid	Deferrizzazione	Primo stocca	Triturazio
	Valore	Valore	Valore	Valore	
ADP elements	kg Sb-Equiv.	1,10E-03	0	0	0
AP	kg SO2-Equiv.	2,66E+01	0	0	0
EP	kg Phosphate-Equiv.	1,75E+00	0	0	0
FAETP inf.	kg DCB-Equiv.	1,54E+01	0	0	0
GWP 100 years	kg CO2-Equiv.	1,14E+04	0	0	0
GWP 100 years, no biotic	kg CO2-Equiv.	1,07E+04	0	0	0
HTP inf.	kg DCB-Equiv.	3,18E+02	0	0	0
ODP, steady state	kg R11-Equiv.	1,94E-04	0	0	0
POCP	kg Ethene-Equiv.	2,21E+00	0	0	0
TETP inf.	kg DCB-Equiv.	8,93E+00	0	0	0
Primary energy demand (net cal. value)	MJ	1,93E+05	0	0	0

Tabella 3.2 - Valori categorie d'impatto fase di pretrattamento (scenario HERA VOLTANA)

Risulta inoltre interessante, per quanto riguarda le categorie "Primary Energy demand" e "Terrestrial Ecotoxicity Potential", menzionare il valore assunto dal consumo di acqua dell'impianto, che si aggira rispettivamente attorno al 13% e 16% circa sul totale per quelle categorie.

3.1.1 Analisi del ciclo di vita fase 'Digestione Anaerobica DRY'

Andando ad analizzare la fase della digestione anaerobica DRY, si è creata la seguente Tabella 3.3 di valori di **impat score (IS)** dei processi presenti, ovvero: 'Autoconsumo', 'Cogeneratore', 'EU-27: Diesel mix', 'Escavatore', 'Fermentazione Anaerobica DRY', 'Purificazione biogas', 'Smistamento digestato', 'Olio lubrificante cogeneratore', 'Rete Elettrica' e 'Vasca Percolato'.

Categorie	Hera Voltana										
	Digestione anaerobica Voltana										
	unità di misura	Autoconsumo	Cogeneratore	EU-27: Diesel mix	Escavatore	Fermentazione Anaerobica DRY	Purificazione biogas	Smistamento digestato	Olio lubrificante cogeneratore	Rete Elettrica	Vasca Percolato
ADP elements	kg Sb-Equiv.	0	0	5,94E-04	0	0	0	0	1,06E-03	0	0
AP	kg SO ₂ -Equiv.	0	4,74E+02	1,52E+01	1,01E+01	0	0	0	2,52E+00	0	0
EP	kg Phosphate-Equiv.	0	1,34E+02	1,84E+00	2,53E+00	0	0	0	9,95E-01	0	0
FAETP inf.	kg DCB-Equiv.	0	4,41E+00	3,55E+01	5,32E-02	0	0	0	7,43E+01	0	0
GWP 100 years	kg CO ₂ -Equiv.	0	5,60E+05	1,38E+03	3,03E+03	0	0	0	2,80E+02	0	0
GWP 100 years, no biotic	kg CO ₂ -Equiv.	0	6,10E+04	1,36E+03	3,03E+03	0	0	0	2,77E+02	0	0
HTP inf.	kg DCB-Equiv.	0	1,13E+03	3,15E+02	2,52E+01	0	0	0	1,54E+02	0	0
ODP, steady state	kg R11-Equiv.	0	0	5,58E-06	0	0	0	0	1,73E-04	0	0
POCP	kg Ethene-Equiv.	0	9,61E+01	1,83E+00	1,11E+00	0	0	0	1,30E+00	0	0
TETP inf.	kg DCB-Equiv.	0	5,02E-01	1,09E+02	6,06E-03	0	0	0	2,74E+00	0	0
Primary Energy Demand (net cal. value)	MJ	0	0	2,17E+05	0	0	0	0	2,01E+04	0	0

Tabella 3.3 - Valori categorie d'impatto fase di digestione anaerobica DRY (scenario HERA VOLTANA)

In rosso sono stati evidenziati i valori più alti, dettati dalla funzione "Analisi punti deboli" del software GaBi5®, per alcune delle categorie d'impatto considerate. Questa funzione evidenzia (a colori o in grassetto) tutti i valori che si traducono in un contributo d'impatto > di x%. I contributi < di y% possono essere nascosti (spenti) in quanto trascurabili. I valori soglia possono essere definiti dall'utente. Nel nostro caso, come valori soglia, sono stati lasciati quelli di default in quanto ritenuti accettabili per la nostra analisi (Figura 3.2).

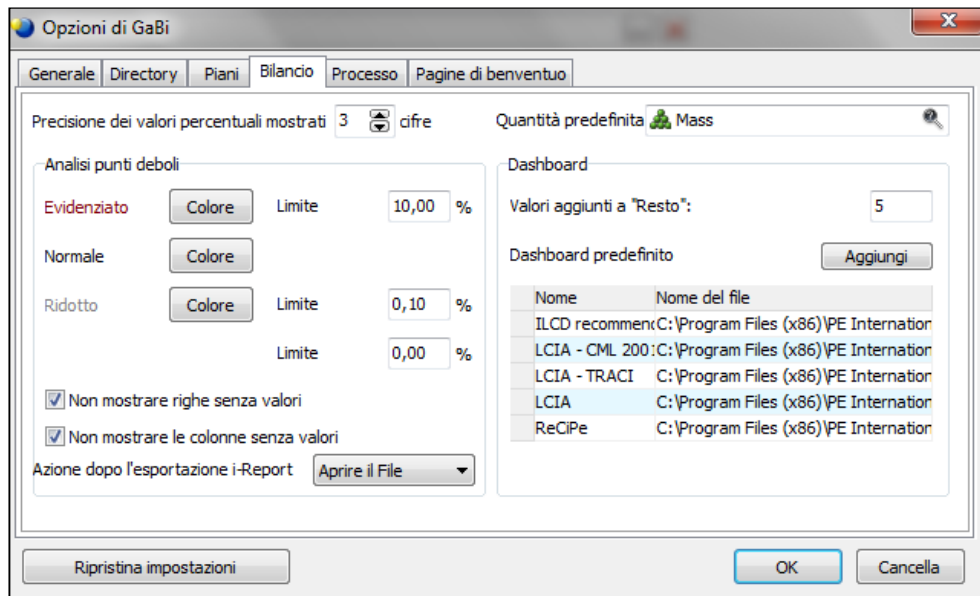


Figura 3.2 - Valori soglia Analisi punti deboli

Tradotti quindi in percentuali ed inseriti opportunamente in un'altra tabella, i valori corrispondenti alla fase di digestione anaerobica esposti in Tabella 3.3, possono essere espressi come segue:

Categorie	Hera Voltana										
	Digestione anaerobica Voltana										
	unità di misura	Autoconsu	Cogenerat	EU-27: Die	Escavatore	Fermenta	purificazi	Smistame	Olio lubrif	Rete Elettrica	Vasca Percolat
ADP elements	% kg Sb-Equiv.	0	0	1,5	0	0	0	0	2,7	0	0
AP	% kg SO2-Equiv.	0	63	2	1,3	0	0	0	0,3	0	0
EP	% kg Phosphate-Equiv.	0	11	0,1	0,2	0	0	0	0,1	0	0
FAETP inf.	% kg DCB-Equiv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GWP 100 years	%kg CO2-Equiv.	0	88	0,2	0,5	0	0	0	0	0	0
GWP 100 years, no biotic	%kg CO2-Equiv.	0	45	1	2,2	0	0	0	0,2	0	0
HTP inf.	% kg DCB-Equiv.	0	1,2	0,3	0	0	0	0	0,2	0	0
ODP, steady state	% kg R11-Equiv.	0	0	0,3	0	0	0	0	8,4	0	0
POCP	% kg Ethene-Equiv.	0	101	2	1,2	0	0	0	1,4	0	0
TETP inf.	% kg DCB-Equiv.	0	0,1	25	0	0	0	0	0,6	0	0
Primary energy Demand (net cal. value)	% MJ	0	0	18	0	0	0	0	1,7	0	0

Tabella 3.4 - Valori percentuali, riferiti al totale dello scenario, per le categorie d'impatto, fase di digestione anaerobica DRY in percentuale (scenario HERA VOLTANA)

Risulta evidente che i contributi relativi alla fase di digestione anaerobica, per le categorie "Acidification Potential", "Eutrophication Potential", "Global Warming Potential (GWP 100 years)", "Global Warming Potential (GWP 100 years, no biotic)" e "Photochem. Ozone Creation Potential" sono dovuti principalmente al processo di cogenerazione, mentre per quanto riguarda le categorie "Terrestrial Ecotoxicity Potential" e "Primary Energy Demand" le % più alte corrispondono al consumo di Diesel, e quindi al processo di movimentazione dei rifiuti.

Bisogna tener presente che i valori percentuali presenti in Tabella 3.4 sono la scomposizione dei valori in percentuale che ogni singola categoria della fase di digestione anaerobica rappresenta rispetto al totale dello scenario, come precedentemente evidenziato in Tabella 3.1.

Per quanto riguarda il processo di cogenerazione, il motivo del suo alto contributo alla categoria GWP, ed in particolare a quella calcolata anche sulla CO₂ biotica, è dovuto essenzialmente ai gas di scarico dei due motori Jenbacher, i quali, funzionando in continuo, hanno uno scarico in atmosfera costante. I gas di scarico sono formati principalmente da composti quali NO_x, CO₂, CO e COT (Nel parametro COT sono compresi tutti gli inquinati derivanti dalla incompleta combustione del metano, quali formaldeide, idrocarburi, benzene, CH₄ incombusto).

La tecnologia Jenbacher adottata nel cogeneratore dell'impianto HERA VOLTANA è una delle migliori esistenti attualmente sul mercato. Le emissioni vengono abbattute attraverso l'uso di tecnologie quali la LeaN_x¹⁸, il catalizzatore ossidante¹⁹ od il sistema CL.AIR²⁰.

La Figura 3.3 riporta in istogramma le categorie d'impatto della digestione anaerobica sulla base delle percentuali relative solamente a questa fase, considerando quindi il valore totale di ogni categoria d'impatto in questa fase come il 100%:

¹⁸ **LEANO_x lean mixture combustion control**: sviluppato da GE (www.ge-energy.com) e brevettato a livello mondiale, assicura il rapporto aria / gas corretta in tutte le condizioni operative per ridurre al minimo le emissioni di gas di scarico, pur mantenendo un funzionamento stabile del motore. Il sistema LEANO_x utilizza una speciale configurazione della camera di combustione per una combustione più efficiente e collega direttamente potenza, pressione di sovralimentazione, temperatura del carburante e delle emissioni di ossido di azoto.

¹⁹ **Catalizzatori ossidanti**: sono finalizzati alla eliminazione degli ossidi di azoto (NO_x), del monossido di carbonio (CO), degli idrocarburi (HC) e della formaldeide (H₂CO) presenti nei gas di scarico di motori e turbine.

²⁰ **Sistema CL.AIR**: è un sistema rigeneratore termico di post-combustione per i gas di scarico del motore. In più, CL.AIR[®] decompone il metano non bruciato nel gas di scarico e fornisce il calore supplementare dello scarico. Nel modello costruito tuttavia, è stato usato un processo generico di cogenerazione presente nel database del software GaBi5[®], adattandolo al rendimento elettrico e termico dell'impianto. E' possibile quindi che gli impatti attribuiti alla fase di cogenerazione siano superiori a quelli effettivi.

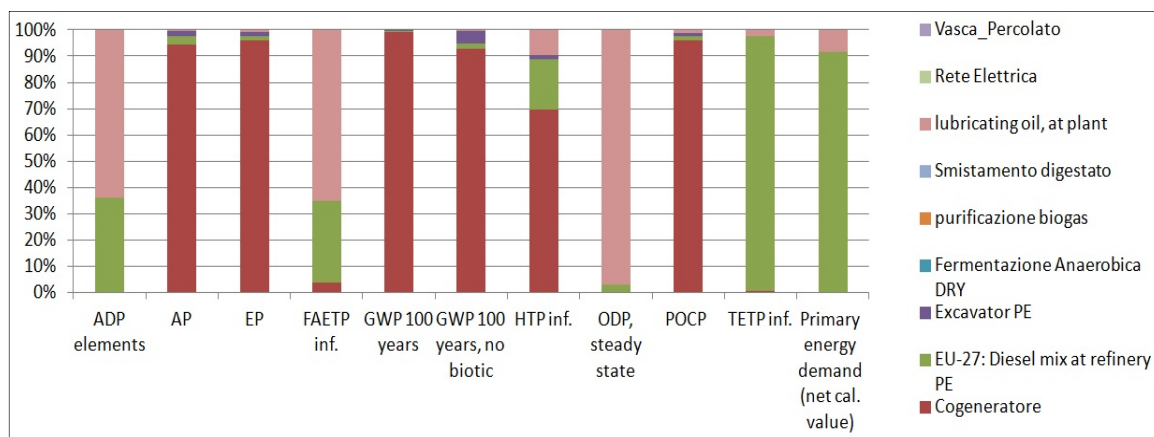


Figura 3.3 - Istogramma categorie d'impatto digestione DRY, scenario HERA VOLTANA. Contributi relativi dei processi agli impatti complessivi della fase di digestione anaerobica

In Figura 3.3, ed in modo particolare nelle categorie "Abiotic depletion", "Freshwater aquatic ecotoxicity" ed "Ozone layer depletion" emerge immediatamente l'impatto dovuto al consumo di olio lubrificante, che viene utilizzato dai cogeneratori. Andando a confrontare la Figura 3.3 con la Tabella 3.4, va tenuto in conto che le percentuali riportate si riferiscono a 2 totali differenti: i valori nel grafico mostrano gli **impat score** relativi solamente a questa fase del ciclo produttivo (il 100% è la somma delle percentuali associate ai processi di questa fase), mentre nella tabella le percentuali si riferiscono al totale degli impatti per lo scenario HERA VOLTANA, pari rispettivamente al 2,7%, 0,03% e 8,4% del totale, come espresso in Tabella 3.4.

Tali impatti sono dovuti essenzialmente alla produzione ed alla raffinazione del liquido lubrificante, che comporta emissioni di idrocarburi e composti azotati che a loro volta determinano la produzione di ozono, come si evidenzia osservando i flussi in output del processo *Ecoinvent* inserito nel nostro modello.

3.1.2 Analisi del ciclo di vita fase 'Compostaggio'

Analogamente a quanto effettuato per la digestione anaerobica, sono stati analizzati nello specifico gli impatti dovuti alla fase successiva, quella di compostaggio. I processi considerati in questa fase sono rispettivamente:

'Maturazione secondaria e vagliatura', 'Disposal plastics mixture 15.3% water, to sanitary landfill', 'Diesel vaglio mobile', 'Elettricità insufflazione', 'Elettricità vaglio fisso', 'Biossidazione accelerata', 'Copertura discarica', 'Miscelazione', 'Urea ammonium nitrate, as N, at regional storehouse'.

Rifacendo anche in questo caso la scomposizione dei valori percentuali di impact score della fase di compostaggio presenti in Tabella 3.1 nei valori percentuali di ogni processo associato a questa fase, abbiamo la seguente Tabella 3.5:

Categorie	Hera Voltana									
	Compostaggio Voltana									
	Maturazio	Disposal, plastics,	Diesel vaglio	Elettricità insu	Elettricità vag	biossidazione	Copertura dis	Miscelazione	urea ammoniu	
ADP elements	% kg Sb-Equiv.	0	6,5	0,2	6	1	0	0	0	77
AP	% kg SO2-Equiv.	0	5,9	0,2	7,5	1	0	0	0	3
EP	% kg Phosphate-Equiv.	0	85	0	0,3	0	0	0	0	1
FAETP inf.	% kg DCB-Equiv.	0	99	0	0	0	0	0	0	0,4
GWP 100 years	%kg CO2-Equiv.	0	2,3	0	4	0,5	0	0	0	1,4
GWP 100 years, no biotic	%kg CO2-Equiv.	0	11	0,1	17	2,2	0	0	0	6,6
HTP inf.	% kg DCB-Equiv.	0	93	0	0,7	0,1	0	0	0	4
ODP, steady state	% kg R11-Equiv.	0	25	0	20	2,6	0	0	0	34
POCP	% kg Ethene-Equiv.	0	5,0	0,2	5,0	0,6	0	0	0	2
TETP inf.	% kg DCB-Equiv.	0	32	3	4,4	0,6	0	0	0	18
Primary Energy Demand (net cal. val)	% MJ	0	4,3	2	35	4,4	0	0	0	7

Tabella 3.5 - Valori categorie d'impatto fase di compostaggio in percentuale (scenario HERA VOLTANA)

Nella maggior parte delle categorie, gli impatti maggiori derivano dallo smaltimento del sovrappiù, composto da rifiuti plastici, presso la discarica. In particolar modo nelle categorie "Human Toxicity Potential" e "Freshwater Aquatic Ecotoxicity" dove si attribuisce rispettivamente il 93% ed il 99% degli impatti complessivi a tale processo. Per quanto riguarda le categorie "Abiotic Depletion Potential", "Ozone Layer Depletion Potential" e "Terrestrial Ecotoxicity Potential" una percentuale rilevante degli impatti derivano dal processo di produzione dell'urea, aggiunto, come espresso nel capitolo 2, per avere una quantità di compost in uscita uguale e poter quindi effettuare un confronto. Si hanno delle percentuali, per queste categorie, rispettivamente del 77%, 34% e 18%.

Inoltre, per le categorie "Global Warming Potential, no biotic", "Ozone Layer Depletion Potential" e "Primary Energy Demand", il consumo di elettricità determina delle percentuali di impatti, anche in questo caso, non trascurabili, rispettivamente del 17%, 20% e 35%.

Un approfondimento sul processo utilizzato per modellare l'invio in discarica della plastica (il processo aggregato Ecoinvent "CH: disposal, plastics, mixture, 15.3% water, to sanitary landfill") ha permesso di capire che:

- Questo processo comprende tutta le attività di gestione della discarica, quali la raccolta del percolato e il suo trattamento in un depuratore, la captazione del gas di discarica, la rinaturalizzazione e il monitoraggio post chiusura;
- Tra gli output del processo, quelli che causano i maggiori impatti sulla categoria FAETP inf. sono le emissioni in acqua di: rame (+II), vanadio (+III), cadmio (+II) e nickel (+II);
- Tra gli output del processo, quelli che causano i maggiori impatti sulla categoria HTP inf. sono le emissioni in acqua di: bario, tallio, vanadio e selenio;
- Tra gli output del processo, quelli che causano i maggiori impatti sulla categoria EP sono le emissioni in acqua di: ammoniaca e ione ammonio e di azoto organico.

Questi risultati sono molto interessanti in quanto evidenziano come lo smaltimento in discarica di queste quantità di plastica, sebbene non molto alte, dia contributi molto rilevanti ad alcune categorie di impatto ambientale, e in generale dia contributi non trascurabili a tutte le categorie di impatto.

Effettivamente, come suggerisce anche la normativa in materia di rifiuti (D.Lgs 152/06 e s.m.i.), lo smaltimento in discarica, essendo al fondo della gerarchia di trattamento dei rifiuti, dovrebbe essere quanto più possibile disincentivato, per via dei danni che vengono recati ai vari comparti ambientali e, di conseguenza, alla salute umana.

Sarebbe sicuramente interessante valutare un destino alternativo per il sovrappiù plastico, valutando la fattibilità un recupero di materia o almeno un recupero di

energia, e gli eventuali benefici ambientali ed energetici rispetto alla situazione attuale.

Per quanto concerne l'energia elettrica, per le categorie "Global Warming Potential (GWP 100 years, no biotic)", "Global Warming Potential (GWP 100 years)", "Ozone Layer Depletion Potential", "Primary energy demand" e "Acidification Potential" non è da sottovalutare l'impatto derivante dall'insufflazione di aria utilizzata nelle platee di bioossidazione.

Questo è facilmente intuibile anche dalla Figura 3.4, ricavata prendendo, anche in questo caso, come 100% di ogni categoria d'impatto, il valore di IS della fase di compostaggio per ogni categoria:

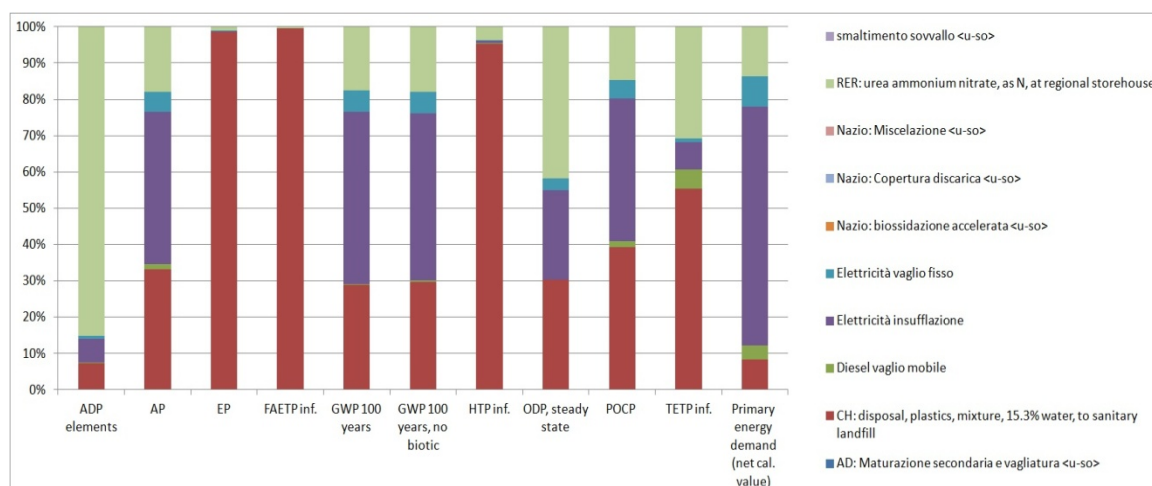


Figura 3.4 - Istogramma categorie d'impatto compostaggio, scenario HERA VOLTANA

Ultimo impatto da mettere in evidenza è quello relativo alla produzione aggiuntiva di fertilizzante. Come già accennato nel capitolo precedente, al fine di comparare i vari scenari, e vista la produzione di compost non uguale (1%w N in 'HERA VOLTANA' e 2%w N in 'HERA VOLTANA vecchio impianto'), si è stabilito di aggiungere la produzione di un quantitativo di fertilizzante azotato negli scenari con minore produzione di compost. L'aggiunta, avvenuta prendendo come termine di paragone l'N, ha avuto nello scenario HERA VOLTANA, un IS non trascurabile in alcune categorie, quali "Abiotic Depletion", "Ozone Layer

Depletion" e "Terrestrial Ecotoxicity", tutti impatti derivanti dalla produzione chimica di tale prodotto.

Naturalmente si tratta di un impatto che non avviene materialmente nell'impianto, ma che è scaturito dalla minore produzione di compost rispetto al vecchio scenario.

3.2 Analisi del ciclo di vita scenario 'HERA VOLTANA vecchio impianto'

Lo scenario 'HERA VOLTANA vecchio impianto', operativo per conto di Herambiente S.p.a. da Luglio 2009 a Dicembre 2012, presenta, dal punto di vista degli impatti complessivi, una situazione che può essere riassunta in Figura 3.5.

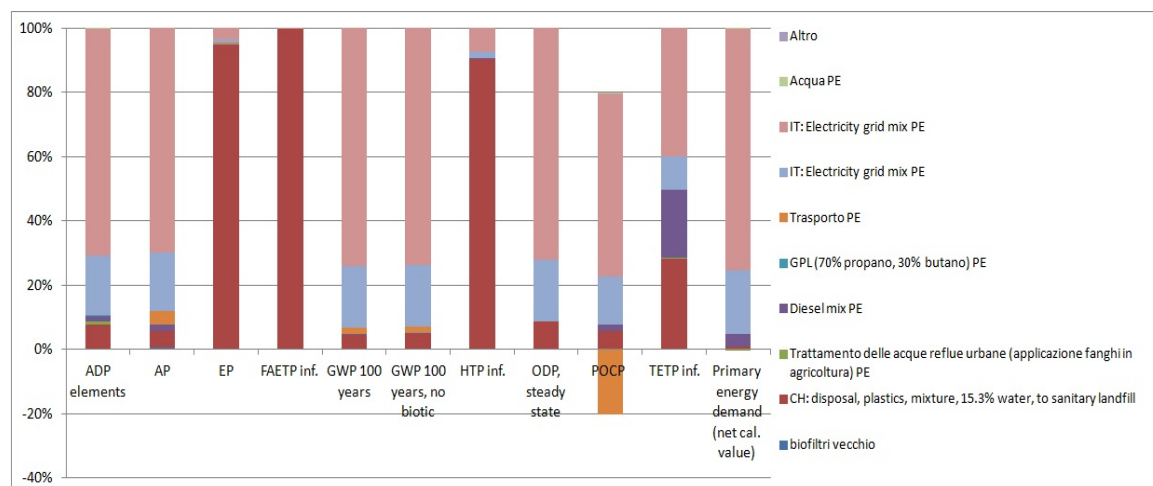


Figura 3.5 - Istogramma categorie d'impatto scenario HERA VOLTANA vecchio impianto

Già da questo primo grafico è evidente che la maggior parte degli impatti deriva dal consumo di elettricità (Electricity grid mix PE).

Gli apporti, evidentemente, sono di due tipi e sono espressi in Figura 3.5 mediante l'utilizzo di due colori, il rosa ed il celeste.

L'apporto di colore celeste indica il consumo reale sostenuto dall'impianto attivo nel 2009 e standardizzato all'unità funzionale utilizzata.

L'apporto di colore rosa, invece, corrisponde sostanzialmente alla mancata produzione di energia elettrica rispetto allo scenario attuale. Analogamente al fertilizzante, anche in questo caso è stato necessario aggiungere un input esterno di energia elettrica prodotta dal mix elettrico italiano al fine di equiparare gli output fra i due scenari.

In termini di percentuali rispetto al valore totale di categoria, i consumi di elettricità possono essere espressi in Tabella 3.6:

Categorie d'impatto	unità di misura	Hera Voltana vecchio impianto	
		% Consumo reale	% Surplus di E.E. aggiunta
ADP elements	kg Sb-Equiv.	19	71
AP	kg SO ₂ -Equiv.	18	70
EP	kg Phosphate-Equiv.	1	3,4
FAETP inf.	kg DCB-Equiv.	0,04	0,1
GWP 100 years	kg CO ₂ -Equiv.	19	74
GWP 100 years, no biotic	kg CO ₂ -Equiv.	19	74
HTP inf.	kg DCB-Equiv.	2	7,3
ODP, steady state	kg R11-Equiv.	19	72
POCP	kg Ethene-Equiv.	25	96
TETP inf.	kg DCB-Equiv.	10	40
Primary energy demand (net cal. value)	MJ	20	75

Tabella 3.6 – Confronto IS consumi elettrici in %

Focalizzando però l'attenzione solo sugli IS dell'energia consumata realmente, è stata creata una tabella (Tabella 3.7), che mettesse a confronto in termini numerici la situazione attuale con quella precedente, stavolta in valori assoluti e non relativi:

Confronto consumi elettrici	unità di misura	Attuale	Vecchio impianto
		E.E. consumata	E.E. consumata
		Valore	Valore
ADP elements	kg Sb-Equiv.	3,74E-03	7,77E-03
AP	kg SO ₂ -Equiv.	9,08E+01	1,88E+02
EP	Phosphate-Equiv.	5,98E+00	1,24E+01
FAETP inf.	kg DCB-Equiv.	5,27E+01	1,09E+02
GWP 100 years	kg CO ₂ -Equiv.	3,88E+04	8,05E+04
GWP 100 years, no biotic	kg CO ₂ -Equiv.	3,64E+04	7,56E+04
HTP inf.	kg DCB-Equiv.	1,09E+03	2,25E+03
ODP, steady state	kg R11-Equiv.	6,64E-04	1,38E-03
POCP	kg Ethene-Equiv.	7,56E+00	1,57E+01
TETP inf.	kg DCB-Equiv.	3,05E+01	6,33E+01
Primary energy demand (net cal. value)	MJ	6,60E+05	1,37E+06

Tabella 3.7 – Confronto IS consumi elettrici

Dall'osservazione della tabella risulta evidente un maggiore impatto in tutte le categorie, riguardo l'energia consumata, da parte del vecchio impianto rispetto a quello attuale. A questi impatti si dovranno poi aggiungere quelli, di gran lunga superiori, dovuti alla produzione di energia elettrica da mix elettrico italiano, la quale invece viene prodotta, nel nuovo impianto, a partire dal biogas prodotto dai fermentatori, e che serve inoltre ad auto-alimentare il processo di digestione.

Altro impatto da tener presente anche in questo caso è lo smaltimento in discarica delle plastiche derivanti dal sovrappiù. In questo caso, le categorie d'impatto dove si ha un valore maggiore di IS sono: "Eutrophication Potential", "Freshwater Aquatic Ecotoxicity Potential", "Human Toxicity Potential" e "Terrestrial Ecotoxicity Potential", rispettivamente con 94%, 99,8%, 90% e 28% sul totale di categoria.

Anche in questo scenario, per il processo di trasporto dei rifiuti, l'impatto score nella categoria "Photochem. Ozone Creation Potential" risulta essere negativa, con una percentuale del -28,5%, sempre per le stesse ragioni espresse nel paragrafo 3.1.

Altro processo con un IS non trascurabile in questo scenario è il consumo di diesel per la movimentazione dei rifiuti. In Figura 3.5 si può osservare come nella categoria d'impatto "Terrestrial Ecotoxicity Potential" il valore di IS sia di 70,6 kg DCB-Equiv., pari al 8% del totale.

3.3 Analisi del ciclo di vita scenario 'RIFERIMENTO'

Nello scenario di riferimento, è stato ipotizzato di smaltire tutto il rifiuto in discarica; la produzione l'energia elettrica e di fertilizzante sono stati aggiunti al fine di avere gli stessi output degli scenari precedentemente descritti, ai fini della confrontabilità tra i 3 scenari.

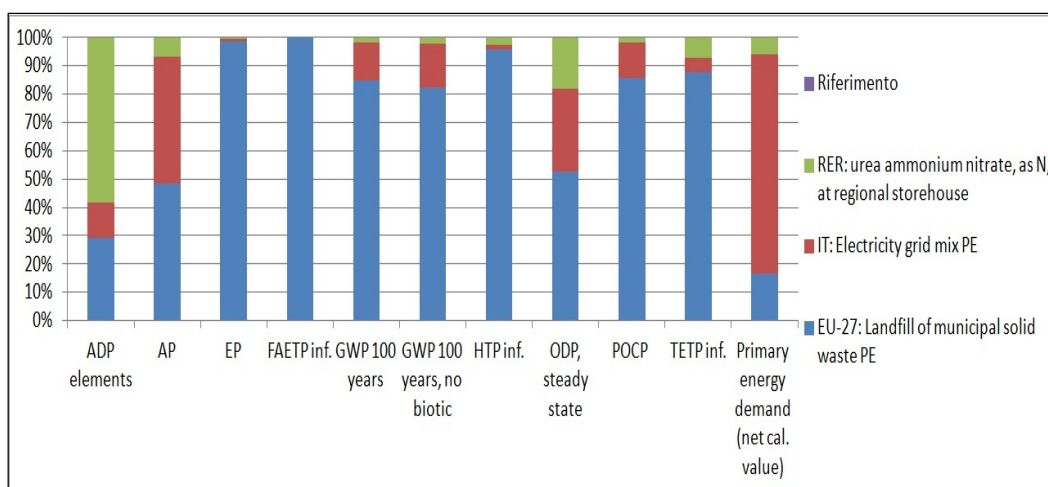


Figura 3.6 - Istogramma categorie d'impatto scenario RIFERIMENTO

Sembra evidente come, in quasi tutte le categorie, l'impatto predominante è quello dovuto allo smaltimento del rifiuto in discarica. Solo nelle categorie "Primary Energy demand" e "Abiotic Depletion", gli impatti maggiori sono rispettivamente la produzione di energia elettrica e la produzione di fertilizzante.

Tutto questo può essere riassunto in Tabella 3.8, dove sono illustrate le percentuali rispetto al totale degli IS per ogni categoria ed ogni processo. I processi presenti in questo scenario sono: 'Disposal municipal solid waste 22.9% water, to sanitary landfill', 'IT: Electricity grid mix', 'Urea ammonium nitrate, as N, at regional storehouse'.

Categorie d'impatto	Riferimento			
	Generale	Disposal, water, to sanitary landfill	IT: Electricity grid mix	Urea ammonium nitrate, as N, at regional storehouse
	valore %	valore %	valore %	valore %
ADP elements	100	29	13	58
AP	100	49	45	7
EP	100	99	1	1
FAETP inf.	100	99,9	0,01	0,09
GWP 100 years	100	85	13	2
GWP 100 years, no biotic	100	82	15	2
HTP inf.	100	96	2	3
ODP, steady state	100	52	30	18
POCP	100	85,6	12,7	1,7
TETP inf.	100	88	5	7
Primary energy demand (net cal. value)	100	16,5	77,7	6

Tabella 3.8 – Valori in percentuale categorie d'impatto (scenario RIFERIMENTO)

3.4 Confronto fra gli scenari

Una volta analizzata singolarmente la situazione dei tre scenari considerati, è utile andare ad effettuare un confronto tra di essi, per ogni categoria. In questo modo è possibile valutare con oggettività lo scenario migliore fra i tre.

In una prima analisi grafica, potrebbe essere interessante verificare l'esistenza o meno di un trend per quanto riguarda i valori di IS tra i vari scenari, prendendo a titolo esemplificativo quattro delle categorie d'impatto trattate:

- Acidification Potential (AP)

- *Global Warming Potential (GWP 100 years, no biotic)*
- *Eutrophication Potential (EP)*
- *Photochemical Ozone Creation Potential (POCP)*

Come si può osservare in Figura 3.7, lo scenario di RIFERIMENTO mostra i valori più elevati, e quindi i maggiori impatti, per tutte le categorie valutate. Lo scenario HERA VOLTANA mostra le migliori performance in 3 delle quattro categorie valutate, mentre nel caso dell' potenziale di creazione dell'ozono fotochimico (POCP) è lo scenario HERA VOLTANA VECCHIO IMPIANTO a registrare il valore più basso.

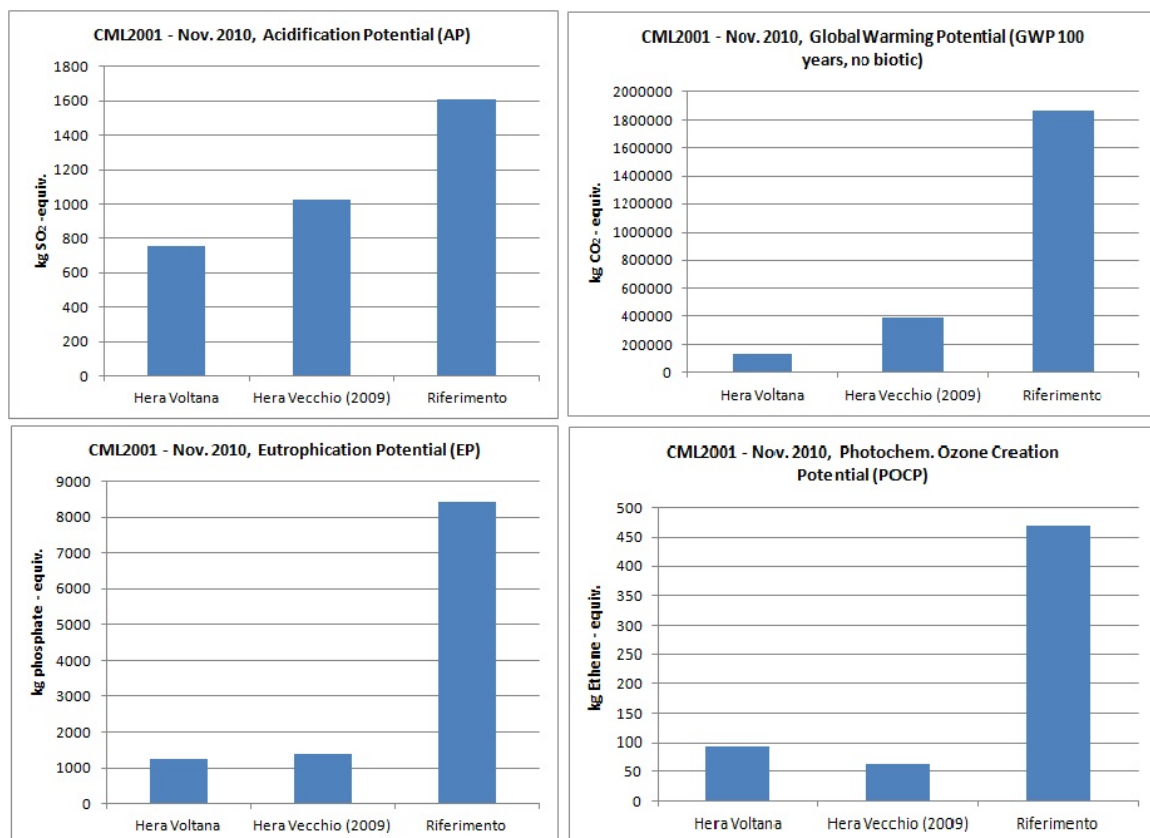


Figura 3.7 - Trend categorie d'impatto

Al fine di avere un confronto globale più dettagliato, si è proceduto andando a creare dei diagrammi a barre comparativi fra i tre scenari, per ogni singola categoria d'impatto analizzata.

I dati sono esposti di seguito in Tabella 3.9.

Categorie d'impatto	unità di misura	Hera Voltana	Hera Vecchio (2009)	Riferimento
		Valore	Valore	Valore
ADP elements	kg Sb-Equiv.	3,96E-02	4,17E-02	2,35E-01
AP	kg SO ₂ -Equiv.	7,56E+02	1,03E+03	1,61E+03
EP	kg Phosphate-Equiv.	1,25E+03	1,39E+03	8,43E+03
FAETP inf.	kg DCB-Equiv.	2,42E+05	2,96E+05	5,34E+06
GWP 100 years	kg CO ₂ -Equiv.	6,37E+05	4,15E+05	2,27E+06
GWP 100 years, no biotic	kg CO ₂ -Equiv.	1,35E+05	3,90E+05	1,87E+06
HTP inf.	kg DCB-Equiv.	9,29E+04	1,18E+05	5,55E+05
ODP, steady state	kg R11-Equiv.	2,07E-03	7,26E-03	1,77E-02
POCP	kg Ethene-Equiv.	9,49E+01	6,24E+01	4,69E+02
TETP inf.	kg DCB-Equiv.	4,37E+02	6,05E+02	4,85E+03
Primary Energy Demand (net cal. value)	MJ	1,19E+06	6,90E+06	6,71E+06

Tabella 3.9 – Confronto fra scenari

3.4.1 Categoria “Abiotic Depletion Potential (ADP)”

Per quanto riguarda la categoria ADP, ovvero il depauperamento delle risorse abiotiche, il confronto fra i tre scenari considerati è espresso in Figura 3.8:

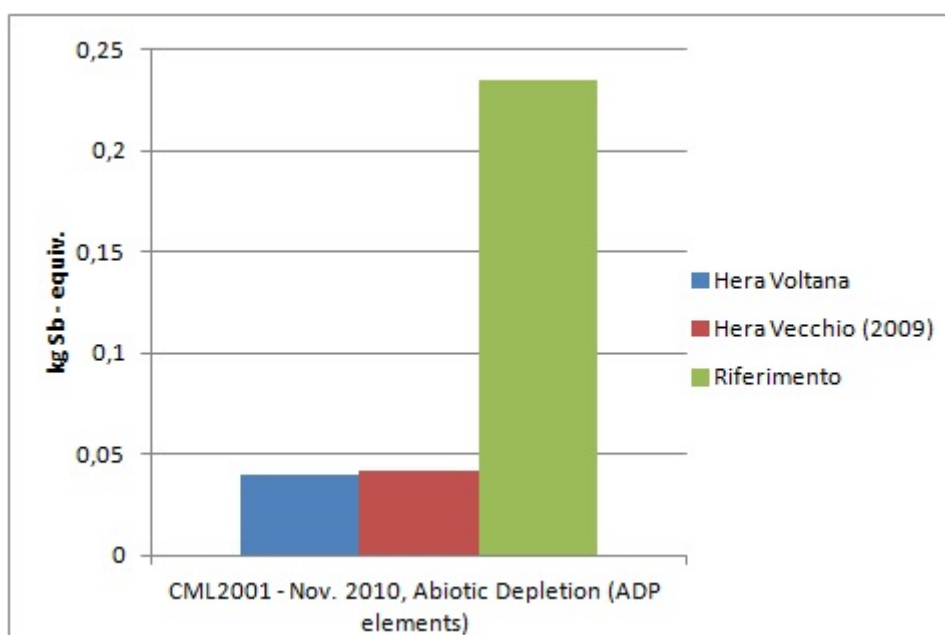


Figura 3.8 – Confronto categoria ADP

Come si può osservare in Figura 3.9, prendendo come 100 lo scenario avente il valore di IS maggiore e normalizzando tutto ad esso, si possono osservare, in percentuale, i valori degli altri due scenari in funzione dello scenario maggiormente impattante. Per la categoria ADP, lo scenario di riferimento è

quello maggiormente impattante mentre gli scenari 'HERA VOLTANA' ed 'HERA VOLTANA vecchio impianto' assumono dei valori percentuali rispettivamente del 17% e 18%.

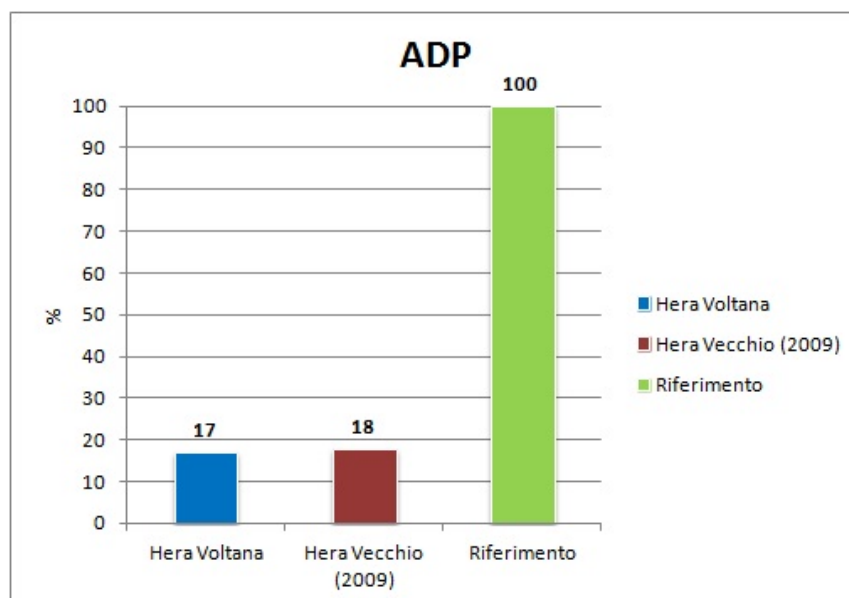


Figura 3.9 – Confronto ADP in percentuale

Questo testimonia il fatto che i processi di recupero mediante tecnica di compostaggio o digestione anaerobica/compostaggio sono estremamente vantaggiosi dal punto di vista della conservazione delle risorse abiotiche, utilizzando circa l'80% in meno di risorse, rispetto allo smaltimento in discarica. La differenza, per questa categoria, fra l'impianto "vecchio", dove veniva effettuato solo il compostaggio e quello attuale, dove è stata aggiunta la digestione anaerobica, risulta essere molto bassa. Questo indicatore si basa su due aspetti:

- la perdita di disponibilità di elementi naturali;
- la perdita di disponibilità di energia fossile.

Con l'aggiunta della Digestione Anaerobica, i due scenari raggiungono valori simili in quanto si ha una sorta di bilanciamento. Infatti, essendo il compostaggio la fase maggiormente responsabile di questo impatto, se nello scenario HERA VOLTANA vecchio impianto, il valore più alto deriva dal consumo di energia elettrica (che presenta anche il surplus di quella "non prodotta" rispetto allo scenario attuale),

nello scenario HERA VOLTANA la percentuale più alta deriva invece dall'aggiunta di fertilizzante (77% sul totale, vedi Tabella 3.5) rispetto allo scenario vecchio, che, in questo caso, viene prodotto chimicamente.

3.4.2 Categoria "Acidification Potential (AP)"

Per quanto riguarda il potenziale di acidificazione, il quadro sembra essere più delineato. Il primato in negativo, come atteso, risulta essere dello scenario di riferimento, come appare in Figura 3.10:

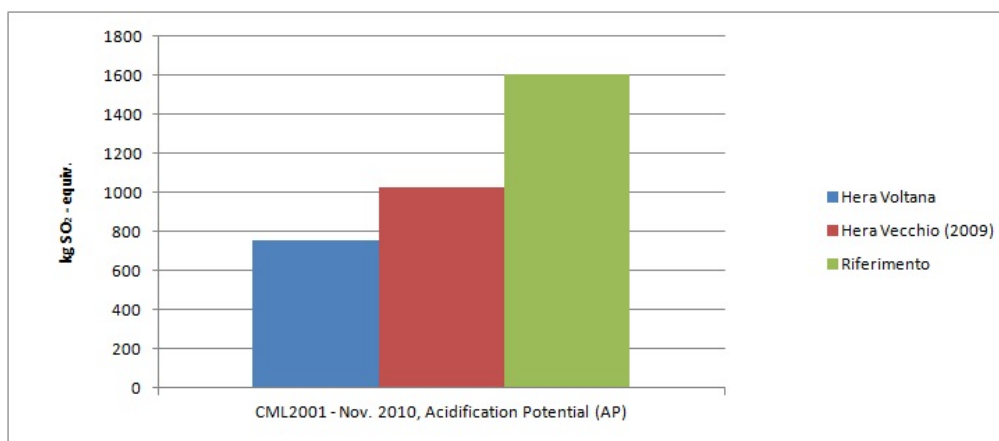


Figura 3.10 - Confronto categoria AP

Considerando pertanto sempre lo scenario di riferimento come 100, i valori in percentuale per quanto riguarda invece il vecchio ed il nuovo impianto, quindi gli scenari del 2009 e attuale, si possono osservare in Figura 3.11.

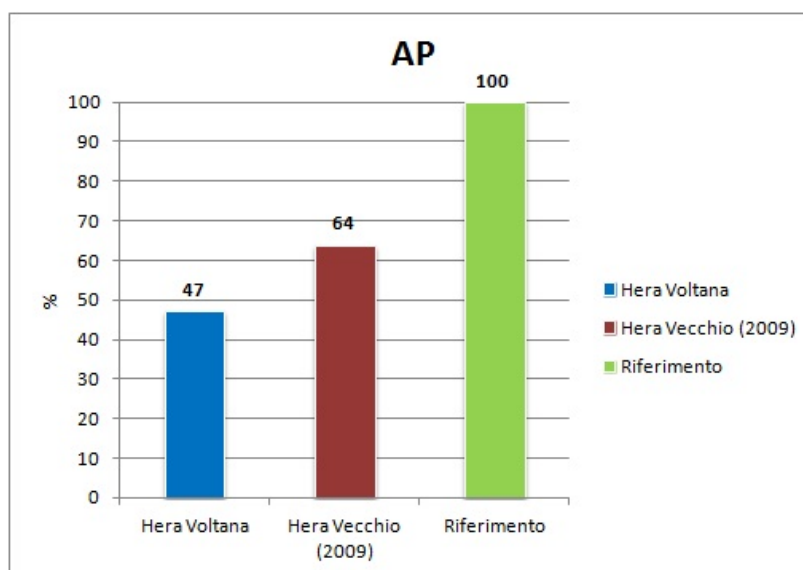


Figura 3.11 - Confronto AP in percentuale

Il potenziale di acidificazione è descritto come la capacità di alcune sostanze di rilasciare ioni H^+ . L'acidificazione dei suoli e delle acque avviene prevalentemente attraverso la trasformazione degli inquinanti atmosferici in acidi. Questo porta ad una diminuzione del pH delle acque piovane e della nebbia. Il potenziale è espresso in equivalenti di biossido di zolfo (SO_2 -Eq.). Ed è proprio l'anidride solforosa, insieme all'ossido di azoto con i rispettivi acidi a produrre i contributi più rilevanti (www.leonardo-energy.org).

Nell'impianto attuale, i valori più alti relativamente a questa categoria derivano dal processo di cogenerazione e quindi dai gas di scarico dei due motori. Altro fattore che sembra rilevante, anche se con minore valenza, è il processo di compostaggio, dove tra i processi maggiormente impattanti ritroviamo lo smaltimento in discarica e l'aggiunta della produzione di fertilizzante. Per quanto riguarda invece lo scenario HERA VOLTANA vecchio impianto, il maggior impatto deriva, anche in questo caso, dalla produzione di energia elettrica da mix elettrico italiano.

3.4.3 Categoria "Eutrophication Potential (EP)"

Per quanto riguarda il Potenziale di Eutrofizzazione, il grafico che permette di confrontare i tre scenari è mostrato in Figura 3.12:

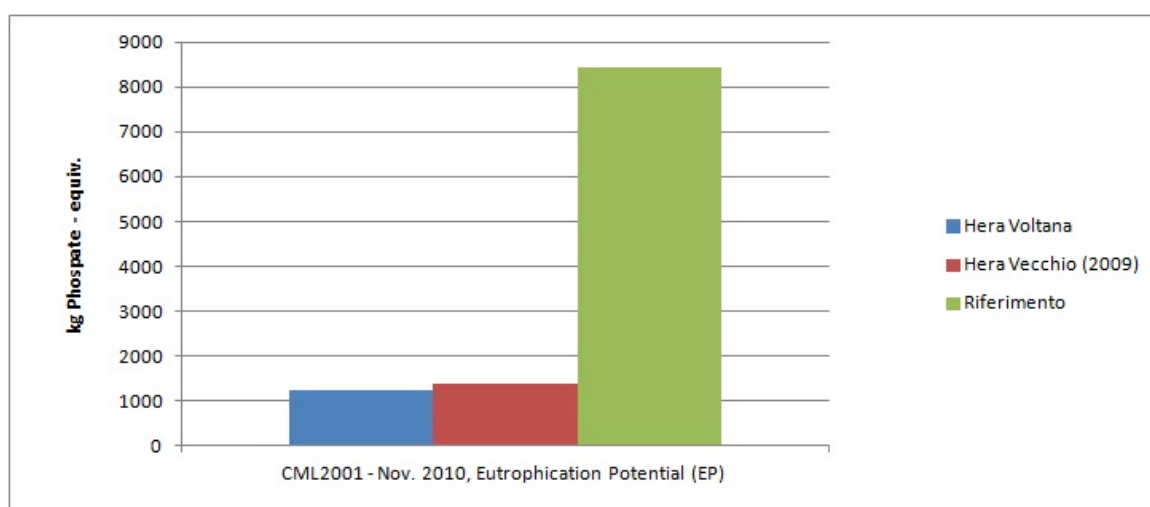


Figura 3.12 - Confronto categoria EP

Anche in questo caso, il maggior impatto viene provocato dallo scenario di riferimento. Per quanto riguarda gli scenari 'HERA VOLTANA vecchio impianto' ed 'HERA VOLTANA', le percentuali standardizzate allo scenario di riferimento risultano essere rispettivamente del 16,5% e 15% (Figura 3.13).

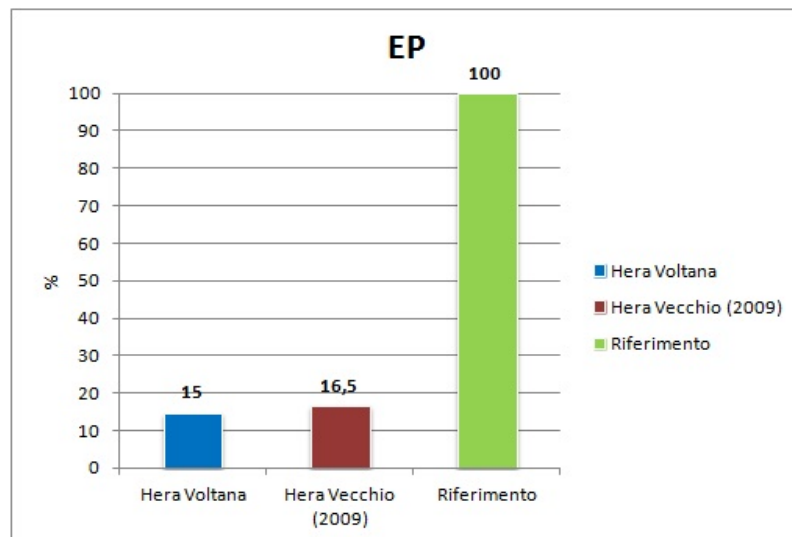


Figura 3.13 - Confronto categoria EP in percentuale

L'eutrofizzazione è intesa come l'arricchimento di sostanze nutritive. Essa può essere acquatica o terrestre. I parametri che contribuiscono all'eutrofizzazione sono: gli inquinanti atmosferici, le acque di scarico e la fertilizzazione dei terreni. In acqua il risultato è una crescita accelerata di alghe, che impedisce alla luce solare di giungere in profondità, portando ad una diminuzione della fotosintesi e fino a situazioni di anossia con morte degli organismi aerobi. Nei terreni, l'eutrofizzazione comporta una maggiore suscettibilità delle piante alle malattie ed ai parassiti, fino ad arrivare ad un inquinamento della falda.

Da questa premessa si può intuire facilmente come una discarica sia fortemente a rischio di causare eutrofizzazione, e questo viene confermato dai nostri dati e dalla quantità di fosfato equivalente derivante dallo scenario di riferimento.

Per quanto riguarda invece i due scenari HERA VOLTANA, le quantità di fosfato equivalente sono molto più basse e generate soprattutto dallo smaltimento del sovrappiù in discarica, al quale è attribuito, nello scenario HERA VOLTANA, l'85%

dell'impatto ed il 94% nello scenario HERA VOLTANA vecchio impianto. I valori sono nettamente più bassi rispetto allo scenario di scarica.

3.4.4 Categorie "Human Toxicity Potential (HTP)", "Freshwater Aquatic Ecotoxicity Pot. (FAETP)" e "Terrestrial Ecotoxicity Potential (TETP)"

Il potenziale tossicità umana (HTP) è un indice che riflette il danno potenziale di un'unità di sostanza chimica rilasciata nell'ambiente e si basa sia sulla tossicità intrinseca di un composto che sulla sua dose potenziale. I CF di tossicità potenziale umano (HTP) sono calcolati descrivendo il destino, l'esposizione e gli effetti delle sostanze tossiche per un orizzonte temporale infinito. Ciascuna sostanza tossica viene espressa come emissioni equivalenti di kg di 1,4 - diclorobenzene. Lo stesso vale anche per le categorie FAETP e TETP, le quali però hanno come target rispettivamente gli ecosistemi di acqua dolce e gli ecosistemi terrestri (Garrett e Collins, 2009). E' utile analizzarli insieme in questo paragrafo.

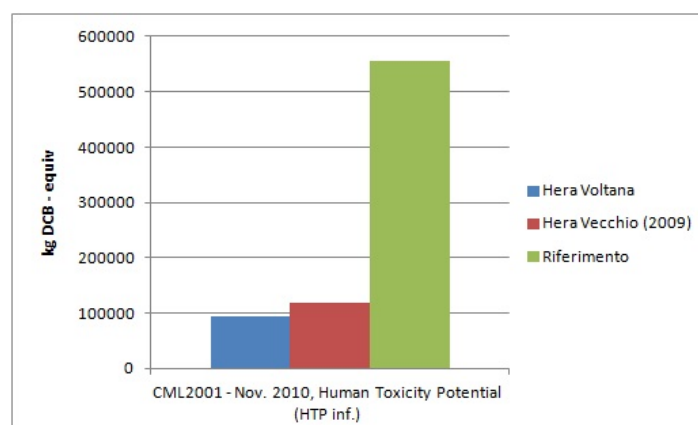


Figura 3.14 - Confronto categoria HTP

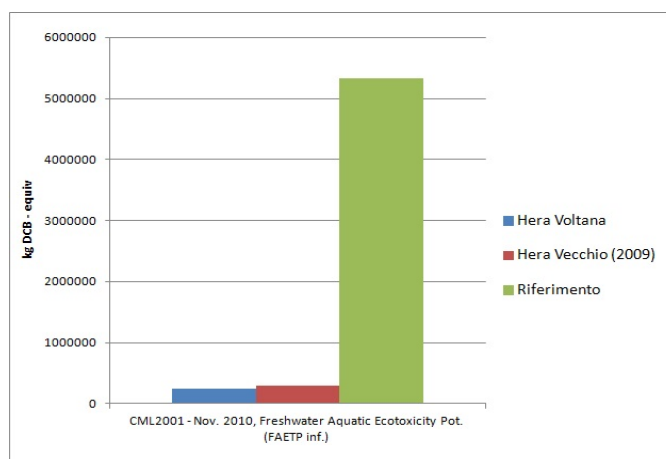


Figura 3.15 - Confronto categoria FAETP

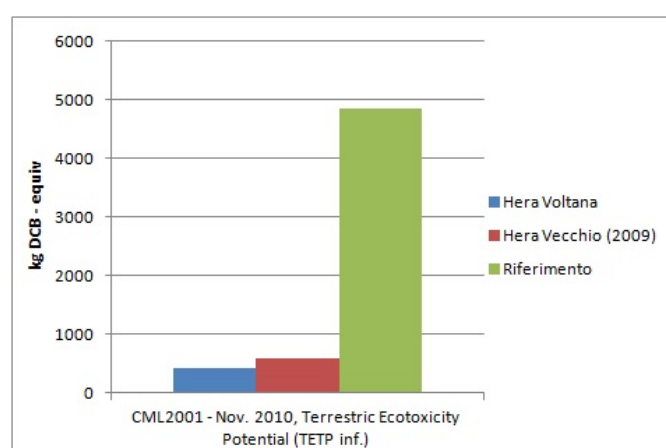


Figura 3.16 - Confronto categoria TETP

Come si può osservare in Figura 3.14, Figura 3.15 e Figura 3.16, il trend per quanto riguarda le varie tossicità risulta essere in medesimo per i tre scenari.

Lo scenario di riferimento risulta essere quello nettamente più pericoloso dal punto di vista della tossicità, sia per l'uomo che per i comparti acquatico e terrestre. Per il FAETP, addirittura, si ha un valore di un ordine di grandezza superiore. Dal punto di vista delle percentuali, prendendo sempre come 100 lo scenario peggiore e quindi quello di riferimento, la situazione è illustrata nei grafici di seguito riportati in Figura 3.17:

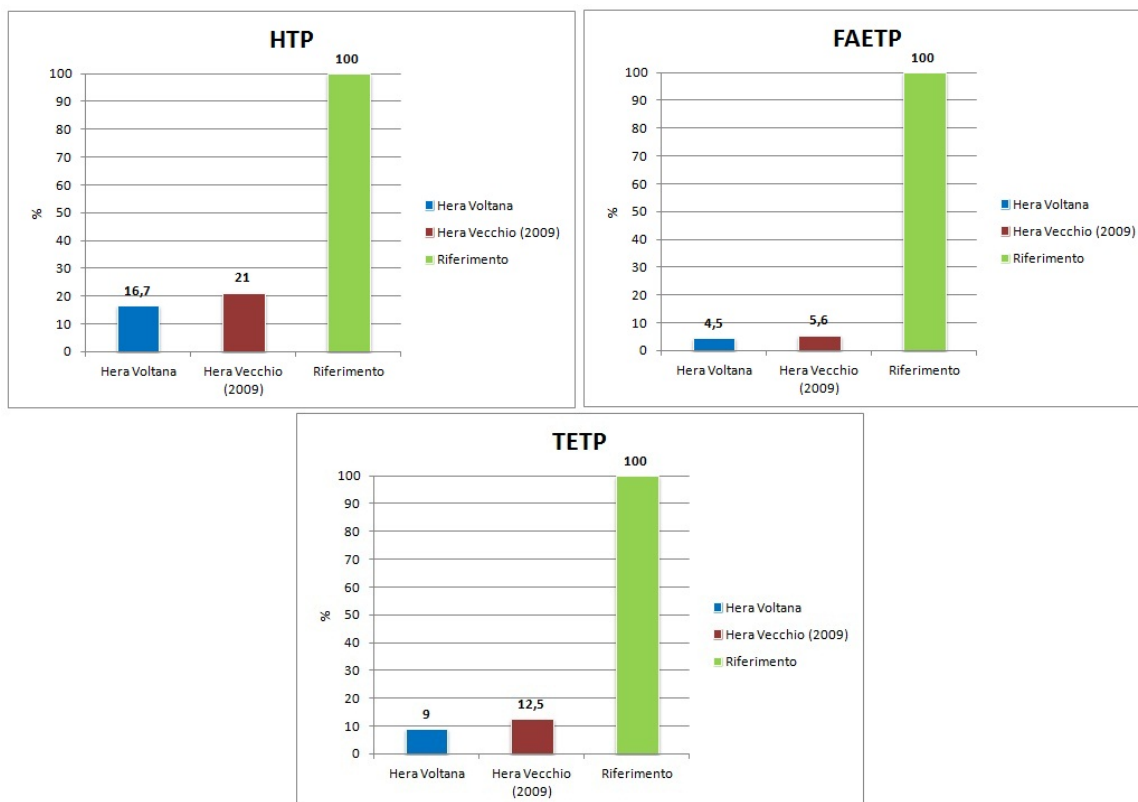


Figura 3.17 - Confronto categorie HTP, FAETP e TETP in percentuale

I valori più bassi in assoluto risultano quelli riguardanti la tossicità terrestre.

Per quanto concerne lo scenario attuale, tutte e tre le categorie hanno degli IS elevati per quanto riguarda il processo di smaltimento del sovrallo, e solo la tossicità terrestre presenta un valore elevato anche per il processo di trasporto del rifiuto dalla fase di pretrattamento ai box di fermentazione e per il processo di produzione del fertilizzante.

Anche nello scenario HERA VOLTANA vecchio impianto, in tutte e tre le categorie, il processo di smaltimento del sovrallo assume un valore rilevante di IS. Per la categoria TETP, inoltre, risultano significativi i valori di IS per quanto riguarda il processo di produzione di energia elettrica. Ad ogni modo, in tutte e tre le tipologie di tossicità, il recupero dei rifiuti comporta un notevole miglioramento rispetto allo scenario di riferimento.

3.4.5 Categorie “Global Warming Potential (GWP 100 years)” e “Global Warming Potential (GWP 100 years, no biotic)”

Il GWP, Global Warming Potential, è il potenziale di riscaldamento globale, calcolato in equivalenti di biossido di carbonio (CO₂-Eq.). Poiché, come detto nel paragrafo 2.4.2, il GWP di una certa molecola dipende dall'intervallo di tempo rispetto al quale è stato calcolato, in questo caso, come di consuetudine, è stato considerato un periodo di 100 anni.

In questo paragrafo sono state analizzate due categorie di GWP, quella globale e quella che considera solo la CO₂ equivalente di origine abiotica. Di norma però, nell'analisi di impianti che utilizzano biomassa per la produzione di energia, è preferibile considerare la categoria “no biotic”.

Per quanto riguarda il GWP complessivo, i valori più alti, come atteso, si riscontrano nello scenario di riferimento, ed in modo particolare sono causati dal conferimento in discarica dei rifiuti e dalla produzione di energia elettrica.

Lo scenario attuale, risulta, in questo caso, leggermente peggiore rispetto alla situazione del 2009, e questo è dovuto al processo di cogenerazione.

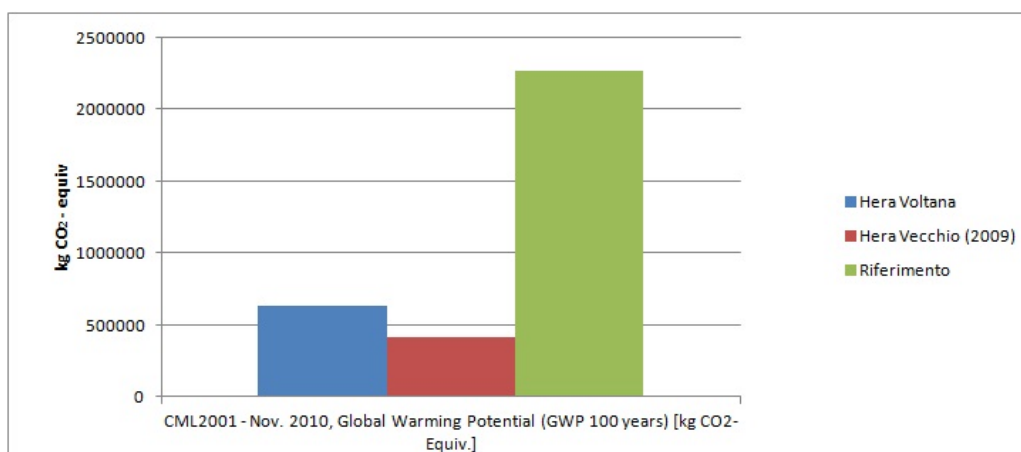


Figura 3.18 - Confronto categoria GWP 100 years

Differente invece è la situazione considerando la categoria “GWP 100 years, no biotic” dove, considerando solo le emissioni di gas serra di origine fossile, lo scenario attuale risulta essere nettamente più vantaggioso rispetto a quello di riferimento ed a quello attivo nel 2009 (Figura 3.19), il cui valore di GWP, no biotic, non cambia invece in modo rilevante. Ciò ci permette di capire che, nello scenario

2009, la maggior parte degli impatti di questa categoria sono dovuti all'energia elettrica consumata (quella reale più il surplus prodotto per confrontare i due scenari) dal mix elettrico italiano.

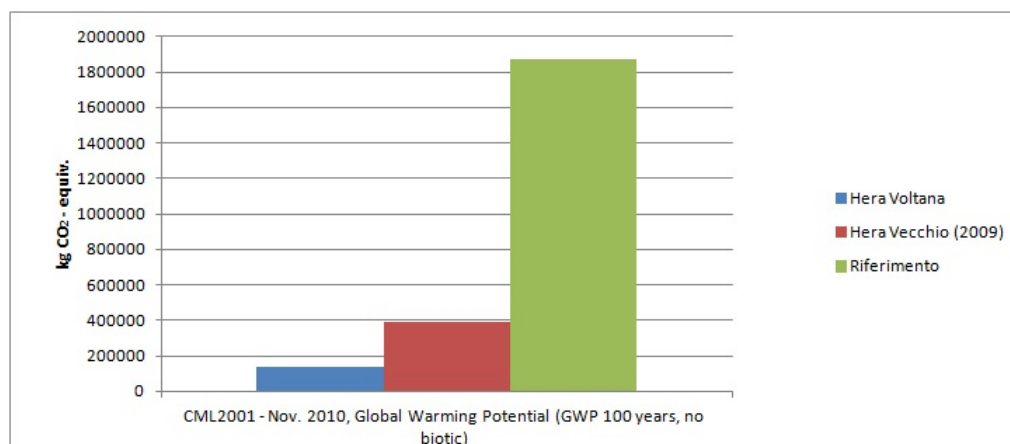


Figura 3.19 - Confronto categoria GWP 100 years, no biotic

Viceversa, la causa della riduzione dell'IS nello scenario attuale si può attribuire alla produzione di energia elettrica da biomassa.

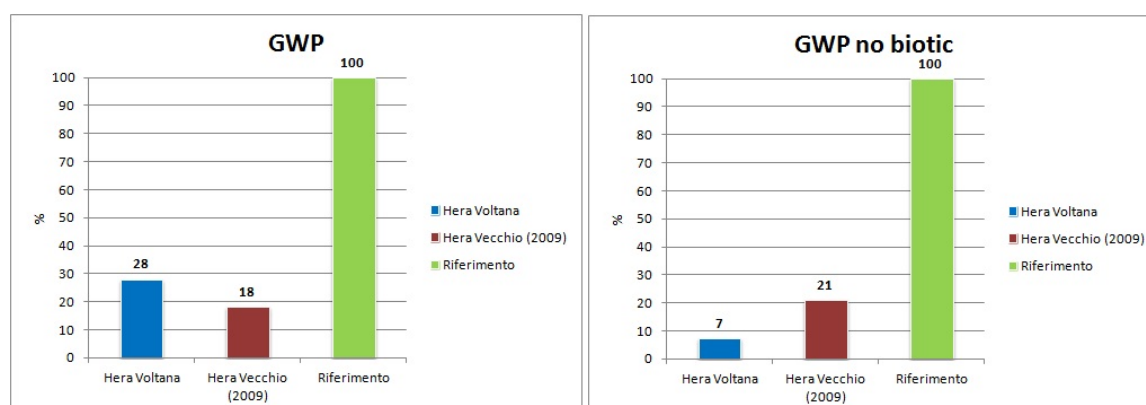


Figura 3.20 - Confronto categorie GWP 100 years e GWP 100 years, no biotic in percentuale

3.4.6 Categoria "Ozone Layer Depletion Potential (ODP)"

L'Ozone Depletion Potential è un valore relativo di degrado della fascia di ozono stratosferico che può essere causato da un composto chimico. E' assunto come standard il triclorofluorometano (R-11).

Anche in questa categoria il trend risulta essere lo stesso, con il valore maggiore di IS dato dallo scenario di riferimento (Figura 3.21). In esso, tutti e tre i processi osservati generano un IS rilevante.

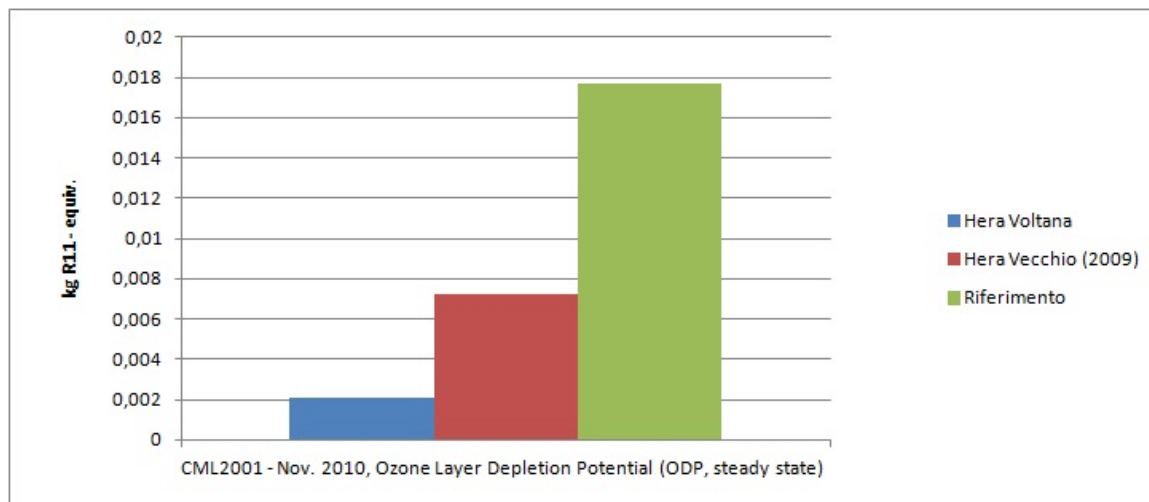


Figura 3.21 - Confronto categoria ODP

Considerando sempre come 100 lo scenario maggiormente impattante e quindi, ancora una volta quello di riferimento, tra lo scenario attuale e quello del 2009, come mostrato in Figura 3.22, la differenza percentuale risulta essere abbastanza rilevante, circa il 29%.

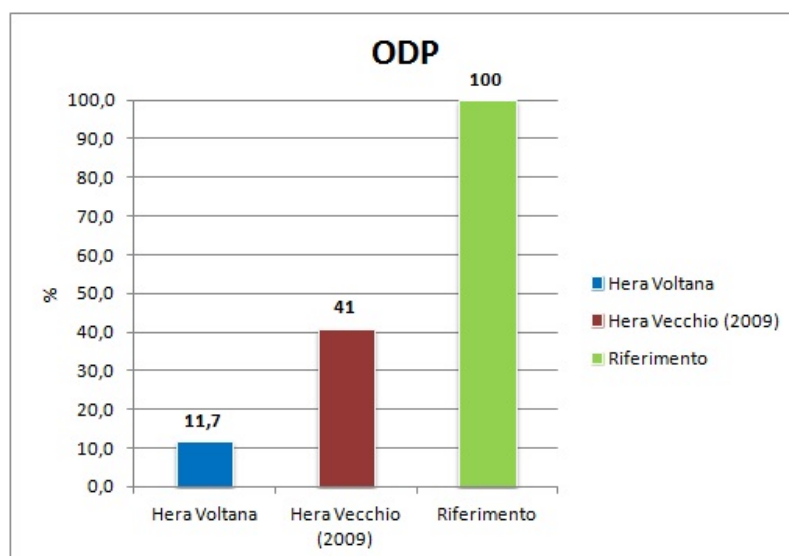


Figura 3.22 - Confronto categoria ODP in percentuale

Anche in questo caso la maggior parte degli impatti nel vecchio scenario derivano dalla produzione di energia elettrica. In quello attuale, l'origine degli impatti è attribuibile al consumo di energia utilizzata per l'insufflazione nelle platee di bioossidazione e, ancora una volta, dallo smaltimento in discarica del sovrappiù.

3.4.7 Categoria "Photochem. Ozone Creation Potential (POCP)"

La radiazione solare e la presenza di ossidi di azoto e di idrocarburi comportano la formazione di reazioni chimiche complesse, le quali producono prodotti di reazione aggressivi, tra i quali l'ozono. La produzione di ozono fotochimico nella troposfera, noto anche come 'smog estivo', è responsabile dei danni recati alla vegetazione ed ai materiali. Quando le concentrazioni diventano elevate, questo composto risulta essere tossico anche per gli esseri umani.

Andando ad analizzare i nostri scenari in Figura 3.23 la situazione, anche in questo caso, risulta abbastanza chiara. I valori più alti di IS per questa categoria, espressi in Ethene equivalente, derivano dallo scenario di riferimento, ed in particolare dei processi di smaltimento in discarica (86%) e dalla produzione di energia elettrica (13%) (vedi Tabella 3.8).

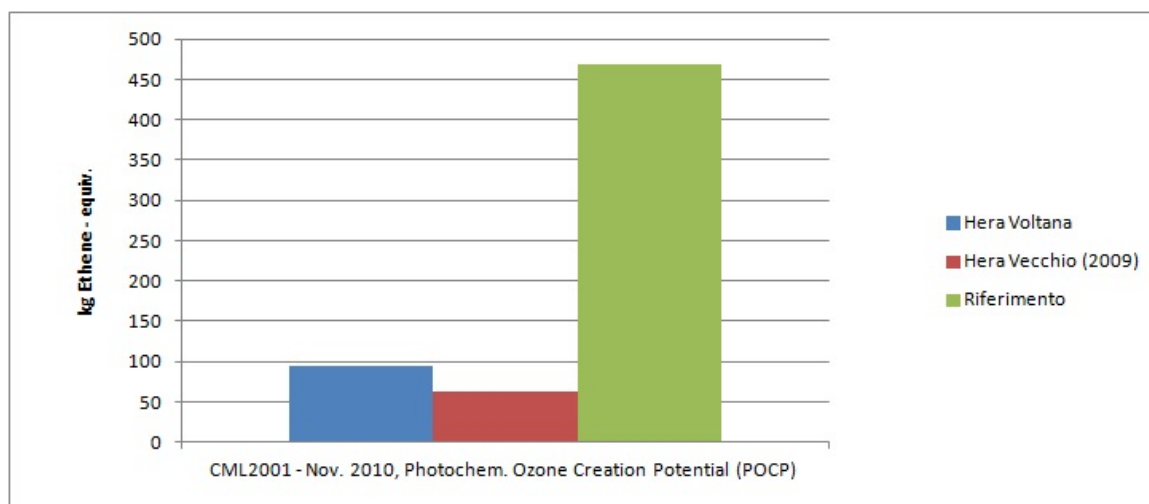


Figura 3.23 - Confronto categoria POCP

A differenza però delle precedenti categorie, per quanto riguarda la POCP lo scenario attuale risulta avere dei valori di IS superiori del 7% rispetto a quelli dello scenario 'HERA VOLTANA vecchio impianto' (Figura 3.24). Infatti, se nello scenario del 2009, la produzione di ozono è causata dal processo di produzione di energia elettrica, nello scenario attuale il processo maggiormente responsabile sembra essere la cogenerazione.

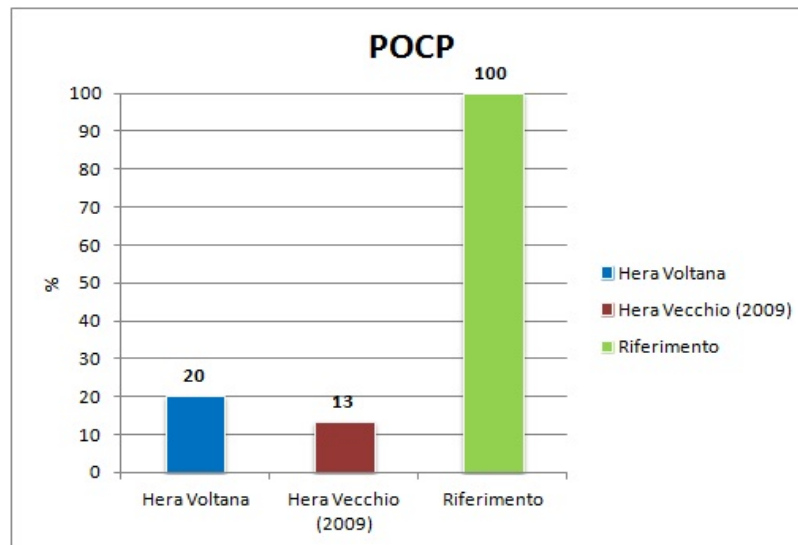


Figura 3.24 - Confronto categoria POCP in percentuale

Questo poiché elevate concentrazioni di ozono possono generarsi quando la temperatura è elevata (quindi variazione anche stagionale), quando l'umidità è bassa, quando l'aria è relativamente statica e quando ci sono alte concentrazioni di idrocarburi, NO_x e VOC. Proprio questi ultimi due composti, sono quelli che vengono, emessi dalla combustione che avviene nei cogeneratori.

Bisogna sottolineare inoltre la presenza di valori negativi di POCP derivanti dal processo di trasporto dei rifiuti (FORSU, Verde, percolato), come evidente in Figura 3.1 e Figura 3.5. Il motivo di ciò è imputabile allo scarico da parte dei veicoli di ossido di azoto (NO).

3.4.8 Categoria "Primary Energy Demand from ren. and non ren. resources (net cal. value)"

La 'Primary Energy Demand', è la quantità complessiva di energia direttamente prelevata dall'idrosfera, atmosfera, geosfera.

Per i combustibili fossili e per l'uranio, è la quantità di risorsa prelevata espressa in equivalente di energia (cioè il contenuto energetico della materia prima). La Primary Energy Demand conteggia tutta l'energia prelevata dall'ambiente, senza valutare se questa resti ancora disponibile per l'utilizzo (ad esempio sotto forma di diesel o di energia elettrica) o se venga consumata.

Nell'analisi dei nostri scenari, si osserva in Figura 3.25 come i valori di IS siano più alti nello scenario 'HERA VOLTANA vecchio impianto', rispetto allo scenario di 'RIFERIMENTO' e a quello attuale.

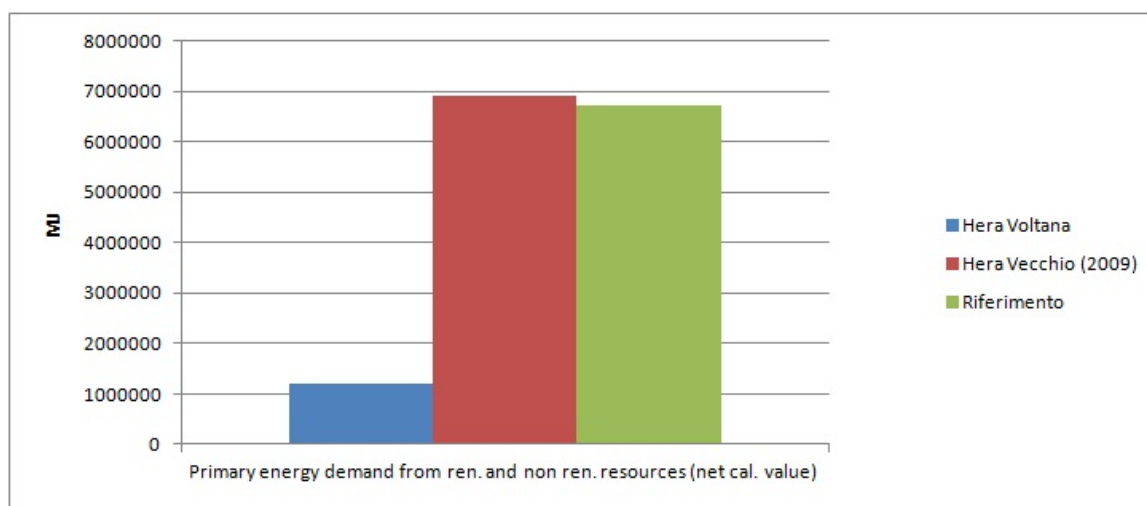


Figura 3.25 - Confronto categoria Primary energy demand

Come mostrato in Figura 3.26, la differenza tra lo scenario del 2009 e quello di riferimento risulta essere del 3%. I valori così alti di IS score sono dovuti, nello scenario 2009, alla produzione del surplus di energia elettrica aggiunta per effettuare il confronto tra i due scenari, derivante dal mix elettrico italiano ed al consumo reale di elettricità dalla rete elettrica, che determinano, come mostrato in Tabella 3.6, il 95% dell'impatto per questa categoria, di cui il 75% è dovuto al deficit di energia 'non prodotta' rispetto all'impianto attuale.

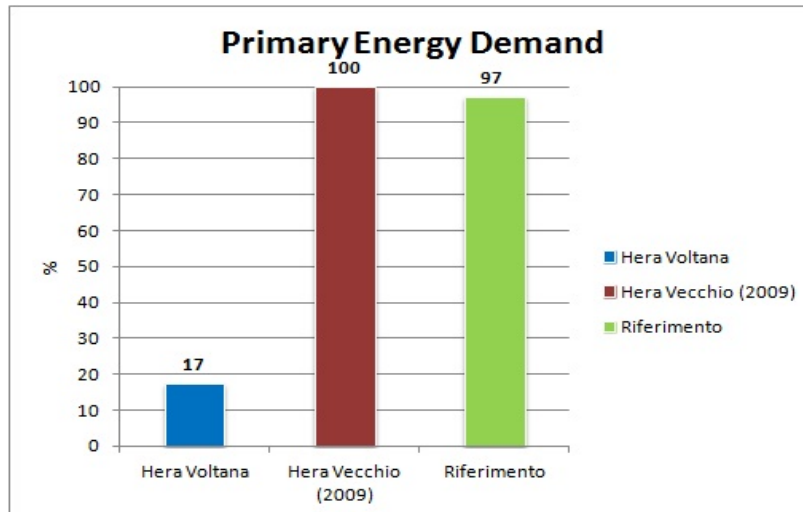


Figura 3.26 - Confronto categoria Primary energy demand in percentuale

Per quanto riguarda lo scenario di riferimento invece, i processi responsabili degli impatti per questa categoria risultano essere, ancora una volta, lo smaltimento in discarica e la produzione di energia elettrica.

Allo scenario attuale invece, si attribuisce circa il 17% sul totale degli impatti per questa categoria. Essi sono dovuti essenzialmente all'energia elettrica utilizzata durante il pretrattamento e per l'insufflazione di aria durante la biossificazione, ed al diesel utilizzato per il caricamento dei rifiuti nei fermentatori. Questi valori sono però trascurabili rispetto a quelli presenti negli altri due scenari.

3.5 Discussione

I risultati ottenuti da questa analisi, vanno a confermare quanto ci si attendeva. Effettivamente, lo scenario di riferimento, in tutte le categorie d'impatto ad eccezione della Primary Energy Demand, è risultato di gran lunga il peggiore rispetto agli altri due. Inoltre, l'aggiunta del processo di Digestione Anaerobica al normale processo di Compostaggio, ha permesso un notevole miglioramento dal punto di vista delle performance ambientali dello scenario attuale rispetto a quello di riferimento. La differenza riscontrata fra i due scenari per le varie categorie d'impatto, a livello di performance è stata in media di circa il 17%. Solamente per due categorie d'impatto, ovvero per il 'Global Warming Potential'

biotico ed il 'Photochem. Ozone Creation Potential', i risultati del vecchio impianto sono stati migliori rispetto allo scenario attuale.

In generale, sebbene questo studio sia stato abbastanza innovativo visto l'accoppiamento di una digestione anaerobica di tipo DRY e del compostaggio, i risultati ottenuti sono in accordo rispetto allo studio effettuato da Cherubini e coautori (2009), dove lo scenario migliore è risultato, analogamente, quello in cui si produceva biogas e compost. Gli autori hanno constatato che la produzione di energia elettrica comportava rilevanti vantaggi a scala globale soprattutto per le categorie 'Abiotic Depletion' e 'Global Warming Potential'. Nel nostro caso la produzione di energia elettrica ha comportato dei vantaggi oltre che per la categoria 'Abiotic Depletion', anche nelle categorie 'Global Warming Potential no biotic', 'Primary Energy Demand' ed 'Ozone Layer Depletion Potential'.

Per quanto riguarda invece la categoria ADP, la differenza riscontrata tra i due scenari è stata minima in quanto, se da una parte, nello scenario attuale, si è avuto un vantaggio rispetto allo scenario HERA VOLTANA vecchio impianto dovuto al surplus di energia elettrica non prodotta dai cogeneratori, dall'altra parte si è avuto un maggiore impatto dovuto alla produzione di fertilizzante.

Altro aspetto importante è il forte peso che assume il processo di smaltimento del sovrappiù in discarica. Sebbene le quantità siano state relativamente basse, pari a 165 t per l'impianto attuale ed a 202 t per la vecchia conformazione, lo smaltimento in discarica delle stesse ha comportato una serie d'impatto rilevanti nelle categorie 'Eutrophication Potential', 'Human Toxicity Potential', 'Freshwater Aquatic Ecotoxicity Pot.', 'Terrestrial Ecotoxicity Potential' ed 'Ozone Layer Depletion Potential', andando quindi ad influenzare la tossicità, l'eutrofizzazione e la produzione di agenti in grado di degradare la fascia di ozono stratosferico. Sicuramente, la presenza di questi impatti non è determinata strettamente dal processo produttivo quanto piuttosto dalla "purezza" del rifiuto che entra all'interno dell'impianto e quindi dalla corretta raccolta differenziata effettuata

dai singoli cittadini. Non è possibile, in questo caso, confrontare i risultati ottenuti da questo studio con quelli ottenuti da Khoo e coautori (2010), in quanto in tutti gli scenari considerati nel loro studio, la frazione rimanente dal processo di digestione anaerobica e/o compostaggio veniva portata ad incenerimento. Sarebbe quindi interessante approfondire questo studio considerando anche gli impatti derivanti dall'incenerimento delle plastiche del sovrappeso.

Tuttavia, se escludessimo la fase dell'incenerimento, i risultati ottenuti da Khoo e coautori (2010) sembrano essere in accordo col nostro caso di studio, in quanto lo scenario migliore risulta essere quello che prevede la fase di digestione anaerobica accoppiata alla fase di compostaggio. Inoltre gli autori evidenziano anche che la digestione anaerobica è preferibile al compostaggio, soprattutto grazie alle minori emissioni di CO₂ e NH₃. È da sottolineare infatti, come visto nel processo 'biofiltri', in cui veniva trattato il flusso di aria esausta, l'importanza del risparmio di composti come CO₂ e NH₃, quali potenziali responsabili dell'acidificazione.

Il consumo di diesel, per la movimentazione di materiale e per il funzionamento del vaglio mobile, ha influenzato in maniera non trascurabile solo la categoria 'Terrestrial Ecotoxicity Potential' in entrambi gli scenari, andando ad assumere valori del 10% nello scenario del 2009 e del 14% circa in quello attuale rispetto al totale. È risultato minore nello scenario 'HERA VOLTANA vecchio impianto' rispetto a quello attuale, in quanto, non essendoci la fase di digestione anaerobica, le macchine operanti nell'impianto e la movimentazione dei rifiuti era minore.

Per quanto riguarda infine il consumo reale di energia elettrica, al netto di quella prodotta, anche in questo caso lo scenario attuale risulta essere migliore rispetto a quello del 2009, come evidenziato in Tabella 3.7. Questo risultato è stato del tutto inatteso visto che nella vecchia conformazione, nella fase di ossidazione, non era presente un sistema di insufflazione di aria ma i cumuli venivano rivoltati mediante l'utilizzo di pale meccaniche. La causa di ciò potrebbe essere attribuita

ad un maggiore utilizzo del vaglio fisso, per via di una differente e minore qualità del prodotto in uscita dalla fase di ossidazione.

Una considerazione interessante per cui vale la pena riflettere è quella fatta da De Meester e coautori (2012), secondo cui la digestione dei residui agricoli e rifiuti organici urbani ha una minore efficienza rispetto alla digestione delle colture dedicate per via della più difficile decomposizione delle molecole di queste frazioni. Bisogna però tenere presente che sebbene l'efficienza risulti essere diversa, la scelta di preferire l'utilizzo i rifiuti come "carburante" per queste tipologie d'impianti è, in primo luogo, una scelta etica, ed in secondo luogo una scelta dettata dalla necessità di recuperare una quantità di materia che comunque viene prodotta.

Dal punto di vista etico infatti, secondo la mia opinione è scorretto utilizzare potenziali fonti di cibo quali possono essere gli appezzamenti di terreno che ospitano le colture dedicate, come fonte di produzione di energia visto la sempre crescente insicurezza di avere cibo a sufficienza per vivere e la certezza di consumare cibo sano e acqua potabile su questo pianeta. Proprio a tal proposito, questo sarà uno dei temi principali nel prossimo "Expo 2015" che si terrà a Milano, dal titolo "Nutrire il pianeta, energia per la vita".

3.6 Analisi delle incertezze

Una volta descritto il modello ed esposto i risultati, si può valutare l'incertezza degli stessi a diversi livelli. In questo lavoro è stata analizzata una tipologia d'incertezza: *l'incertezza sulla rappresentatività del modello*.

L'incertezza sulla rappresentatività del modello è condotta mediante analisi di sensitività, in cui si valutano i cambiamenti percentuali dei risultati alla variazione di specifici assunti (Darvino, 2005). Infatti, andando a modificare uno o più parametri, e attribuendo loro un certo valore d'incertezza, si va a verificare l'entità dei cambiamenti sui risultati finali.

Questa valutazione è stata effettuata solamente per lo scenario attuale, quello realmente funzionante ed in cui, eventualmente, si possono adottare diverse strategie gestionali. Infatti, come abbiamo esposto nei precedenti capitoli, lo scenario HERA VOLTANA vecchio impianto, attivo fino a settembre 2012, è stato modificato nello scenario attuale. Quello di riferimento, invece, è solo uno scenario ipotetico, in quanto non conforme oramai alle normative europee.

3.6.1 Analisi di sensitività

Con l'analisi di sensitività sono stati fatti variare 8 parametri presenti nel modello, 4 appartenenti alla fase di DA (*autoconsumo*, *Biogas*, *Elettricità_prodotta* ed *Elettricità_rete*) e 5 appartenenti alla fase di Compostaggio (*ACM*, *Compost_fuori_specifica*, *elettricità_insufflazione*, *sovvallo* e *vapore_aqueo*). Nella fase di DA il parametro '*autoconsumo*' esprime la quantità di energia elettrica necessaria per il funzionamento del processo, il parametro '*Biogas_*' indica la quantità di biogas prodotto, mentre i parametri '*Elettricità_prodotta*' ed '*Elettricità_rete*' indicano rispettivamente la quantità di elettricità prodotta e la quantità immessa in rete al netto dell'autoconsumo.

La variazione, in percentuale, attribuita ai parametri è stata del 5, 10, 20 e 50% in diminuzione ed in aumento. Le categorie per cui si è voluto stimare l'incertezza sono state: GWP, Primary Energy Demand, ADP, EP, AP e POCP.

I risultati dell'indagine, sono esposti in Tabella 3.10 seguente:

		GWP		Primary energy dem		ADP		EP		AP		POCP	
		-5%	5%	-5%	5%	-5%	5%	-5%	5%	-5%	5%	-5%	5%
Digestione anaerobica	Autoconsumo	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Biogas_	-2%	2%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-3%	3%	-5%	5%
	Elettricità_prodotta	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Elettricità_rete	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Compostaggio	ACM	1,1%	-1,1%	0%	0%	0%	0%	0,2%	-0,2%	0,6%	-0,6%	0,3%	-0,3%
	Compost_fuori_specifica	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	elettricità_insufflazione	-0,9%	0,9%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-0,4%	0,4%	-0,3%	0,3%
	Sovvallo	-0,5%	0,5%	0%	0%	0%	0%	-4,3%	4,3%	-0,3%	0,3%	-0,2%	0,2%
	vapore_acqueo_perso	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
		-10%	10%	-10%	10%	-10%	10%	-10%	10%	-10%	10%	-10%	10%
Digestione anaerobica	Autoconsumo	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Biogas_	-3,9%	3,9%	0%	0%	0%	0%	0,1%	-0,1%	-6,0%	6,0%	-10,1%	10,1%
	Elettricità_prodotta	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Elettricità_rete	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Compostaggio	ACM	2,3%	-2,3%	0%	0%	0%	0%	0,3%	-0,3%	1,1%	-1,1%	0,7%	-0,7%
	Compost_fuori_specifica	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	elettricità_insufflazione	-1,8%	1,8%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-0,8%	0,8%	-0,5%	0,5%
	Sovvallo	-1,1%	1,1%	0%	0%	0%	0%	-8,6%	8,6%	-0,6%	0,6%	-0,5%	0,5%
	vapore_acqueo_perso	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
		-20%	20%	-20%	20%	-20%	20%	-20%	20%	-20%	20%	-20%	20%
Digestione anaerobica	Autoconsumo	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Biogas_	-7,8%	7,8%	0%	0%	0%	0%	0,2%	-0,2%	-12,0%	12,0%	-20,1%	20,1%
	Elettricità_prodotta	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Elettricità_rete	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Compostaggio	ACM	4,5%	-4,5%	0%	0%	0%	0%	0,7%	-0,7%	2,3%	-2,3%	1,3%	-1,3%
	Compost_fuori_specifica	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	elettricità_insufflazione	-3,5%	3,5%	0%	0%	0%	0%	-0,1%	0,1%	-1,5%	1,5%	-1,0%	1,0%
	Sovvallo	-2,1%	2,1%	0%	0%	0%	0%	-17,1%	17,1%	-1,2%	1,2%	-1,0%	1,0%
	vapore_acqueo_perso	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
		-50%	50%	-50%	50%	-50%	50%	-50%	50%	-50%	50%	-50%	50%
Digestione anaerobica	Autoconsumo	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Biogas_	-19,5%	19,5%	0%	0%	0%	0%	0,6%	-0,6%	-29,9%	29,9%	-50,3%	50,3%
	Elettricità_prodotta	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Elettricità_rete	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Compostaggio	ACM	11,4%	-11,4%	0%	0%	0%	0%	1,7%	-1,7%	5,6%	-5,6%	3,3%	-3,3%
	Compost_fuori_specifica	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	elettricità_insufflazione	-8,8%	8,8%	0%	0%	0%	0%	-0,2%	0,2%	-3,8%	3,8%	-2,5%	2,5%
	Sovvallo	-5,3%	5,3%	0%	0%	0%	0%	-42,7%	42,7%	-3,0%	3,0%	-2,5%	2,5%
	vapore_acqueo_perso	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

Tabella 3.10 – Risultati analisi di sensitività

Come si può osservare dalla Tabella 3.10, le categorie Primary Energy Demand e ADP, per tutte le variazioni effettuate, non hanno mostrato variazioni. Ciò ha dimostrato che tali categorie non sono influenzate dai parametri considerati.

In tutte le altre categorie considerate, ci sono state delle variazioni al variare delle percentuali, ma le variazioni più interessanti si sono riscontrate per quanto riguarda i parametri relativi alla quantità di biogas prodotto ("Biogas_") ed alla quantità di sovrvallo prodotto ("sovrvallo").

Entrando nello specifico ed andando a mettere in grafico i valori risultanti al variare delle percentuali d'incertezza, i risultati sono stati i seguenti, esposti in Figura 3.27 e Figura 3.28:

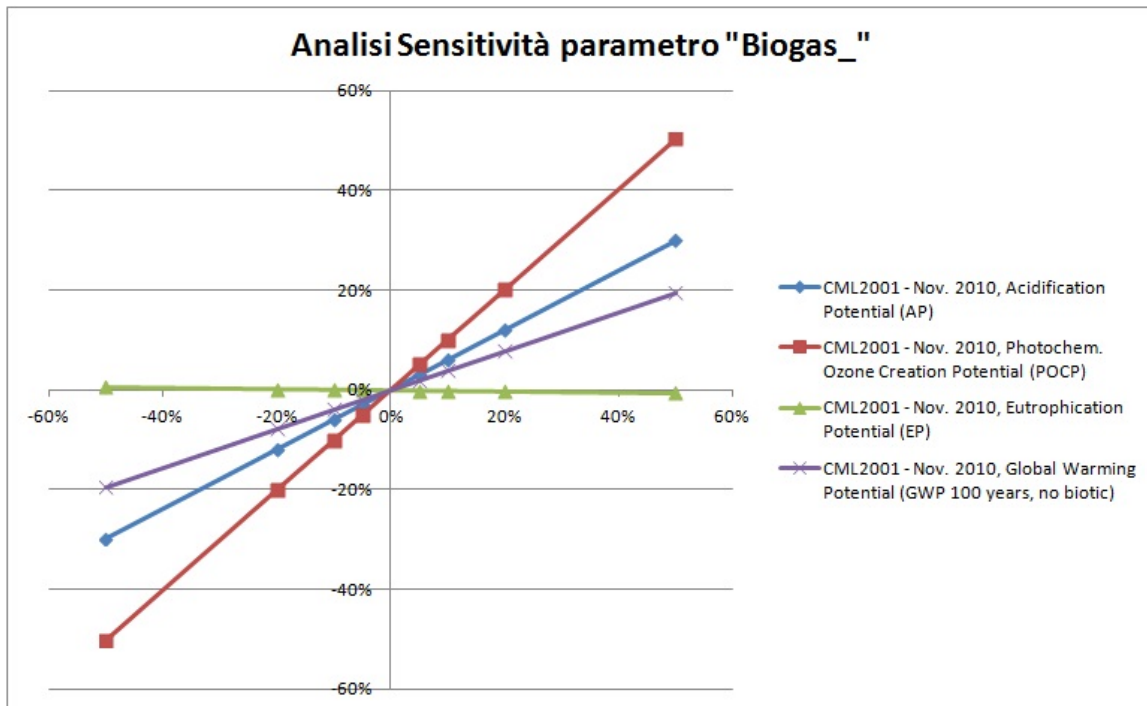


Figura 3.27 – Analisi di sensitività parametro "Biogas_"

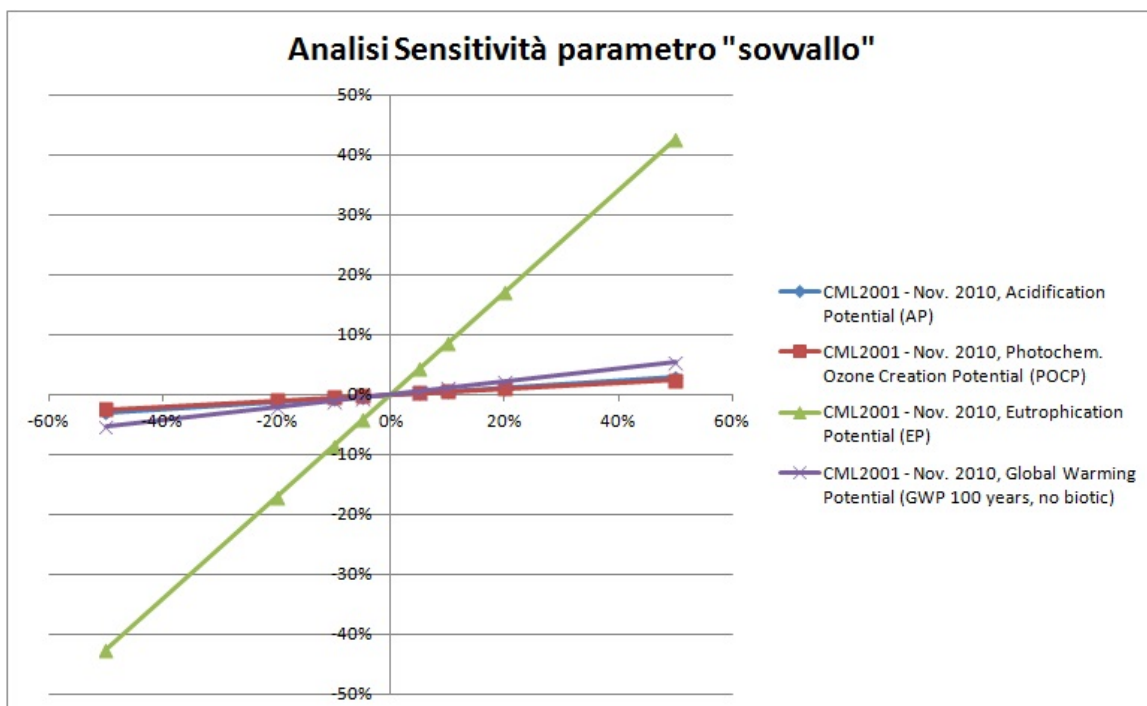


Figura 3.28 – Analisi di sensitività parametro "sovvallo"

Per tutte le categorie la variazione è stata lineare.

Possiamo assumere che i dati raccolti durante questo lavoro di tesi possano avere una deviazione standard e quindi una variazione massima del 10%. E' infatti improbabile pensare ad un errore del 20% o addirittura del 50%, visto il costante monitoraggio da parte dell'azienda e degli enti preposti al controllo.

Assunto ciò, focalizziamo l'attenzione sulla categoria EP. Si può notare come essa sia particolarmente influenzata dal parametro "sovvallo", dove la retta assume un coefficiente angolare pari ad 1, e quindi dalla formazione delle plastiche da gettare in discarica, piuttosto che dal parametro "Biogas_" in cui presenta delle variazioni trascurabili rispetto alle altre categorie considerate. Ciò vuol dire che all'aumentare della produzione del sovvallo, aumenta, in maniera proporzionale l'eutrofizzazione. Dalla tabella infatti, considerando una variazione del 10% del parametro, abbiamo una variazione dell'8,6% dell'impatto per quella categoria.

Da questo possiamo affermare che questo parametro è fortemente legato alla categoria EP. La causa di tutto ciò va ricercata nel processo di smaltimento del sovvallo in discarica. Tra gli output di questo processo, analizzando la descrizione sul software, si può osservare la presenza di emissioni in acqua di ammoniaca e ione ammonio e di azoto organico. Questi risultano essere particolarmente impattanti su questa categoria. Per il resto delle categorie considerate in questa analisi, la variazione di questo parametro non determina grosse variazioni delle stesse, per cui possiamo trascurarle.

Per quanto riguarda invece il parametro "Biogas_", la categoria che ha risposto con una variazione maggiore alle variazioni imposte è stata la POCP, seguita dalla categoria AP e dal GWP.

Per la categoria POCP si ha una variazione lineare, con una retta avente un coefficiente angolare pari ad 1.

In base a quanto detto ed in base ai valori presenti in tabella, calcolati dal software, se ipotizzassimo di far variare la produzione di biogas del 10%, avremmo

una variazione degli impatti nella categoria POCP del 10%, nella categoria AP del 6% e nella categoria GWP del 4%.

Di sicuro possiamo affermare che il parametro Biogas_ è correlato in maniera direttamente proporzionale alla categoria POCP, che influenza in maniera rilevante la categoria AP e che può essere preso in considerazione per la categoria GWP.

La ragione di ciò va ricercata negli output del processo di cogenerazione. Le emissioni degli inquinanti primari maggiormente responsabili della produzione di smog fotochimico, e quindi dell'aumento degli impatti nella categoria POCP, sono gli ossidi di azoto (NO_x) ed i composti organici volatili (VOC). Questi interagiscono facilmente con O^\bullet , OH^\bullet (radicale idrossile) e O_3 dando origine a diversi tipi di radicali liberi come ad esempio HO_2 (radicale idroperossi-), RO_2 (radicale alchilperossi-) e ROO_2 (radicale acilperossi). Questi a loro volta interagiscono con l' NO formando NO_2 , il quale innesca, in presenza di radiazione solare, la formazione di O_3 . Inoltre, dai motori, abbiamo delle emissioni di CO e CO_2 che possono essere considerate responsabili della variazione degli impatti nelle categorie AP e GWP.

4 Conclusioni

In questo lavoro di tesi è stato realizzato uno studio LCA sulla nuova conformazione dell'impianto di compostaggio di Voltana di Lugo (Ra), che prevede una fase di digestione anaerobica DRY prima della fase di compostaggio, ed è stato effettuato il paragone fra questa nuova configurazione, la precedente ed una di riferimento.

I risultati dello studio evidenziano ciò che segue:

- Dal confronto fra lo scenario attuale e quello precedente è emerso che la configurazione attuale dell'impianto ha delle performance ambientali migliori rispetto alla vecchia configurazione, attiva fino a Dicembre 2012, e tutte e due sono risultate nettamente migliori rispetto a quella di riferimento;
- Le categorie in cui si è avuto una maggiore differenza fra lo scenario attuale e quello del 2009 sono state: '*Ozone Layer Depletion Potential*' (29%), '*Acidification Potential*' (17%), '*Global Warming Potential (GWP 100 years, no biotic)*' (14%). L'aggiunta della fase di digestione anaerobica ha permesso, producendo energia elettrica a partire dal biogas, un risparmio di emissioni di gas serra derivanti dalla produzione della stessa quantità di energia dal mix elettrico nazionale. Ha permesso inoltre un'ottimizzazione del processo di trattamento della FORSU, dando in uscita Ammendante Compostato Misto che presentava un quantitativo minore di N (rispettivamente 1%w N in '*HERA VOLTANA*' e 2%w N in '*HERA VOLTANA vecchio impianto*');
- Le categorie in cui lo scenario del 2009 è stato meno impattante rispetto a quelle attuale sono state: '*Global Warming Potential (GWP 100 years)*' (10%) e '*Photochem. Ozone Creation Potential (POCP)*' (7%). Entrambe gli impatti sono imputabili ai gas di scarico derivanti dal processo di cogenerazione;

- i processi che impattano maggiormente sono risultati: lo smaltimento del sovrappiù in discarica e la cogenerazione, con produzione di energia elettrica da biogas. Ciò che ha reso nettamente evidente la differenza infatti, è stato proprio quest'ultimo processo, grazie al surplus di energia elettrica prodotta, altrimenti prelevata dal mix elettrico nazionale. La cogenerazione ha influito tantissimo soprattutto nelle categorie 'Abiotic Depletion' e 'Global Warming Potential no biotic'.

In realtà, bisogna precisare che gli impatti derivanti dal processo di smaltimento del sovrappiù, e quindi di plastiche, che influenzano per lo più la tossicità in tutti i comparti ambientali e l'eutrofizzazione, non possono essere imputabili al ciclo di trattamento della FORSU nell'impianto oggetto di studio, quanto piuttosto alla corretta (o scorretta) esecuzione della Raccolta Differenziata. Il metodo più semplice per ridurre gli impatti sarebbe quello di rendere ancora più efficiente la RD, attraverso la sensibilizzazione e la formazione dei cittadini.

Sarebbe inoltre interessante, in alternativa, andare a verificare e studiare qual è, attualmente, la tecnologia e la metodologia adatta al recupero anche di tale frazione, andando a valutare se sia possibile effettuare un recupero di materia o di energia, e quantificare gli eventuali impatti ambientali che si potrebbero in tal modo ridurre.

In conclusione lo studio di questo impianto ha portato a risultati estremamente interessanti e soddisfacenti in ottica ambientale, di recupero energetico e di recupero dei rifiuti. Un ulteriore miglioramento potrebbe essere dato dalla completa autoalimentazione dell'intero impianto e non solo della fase di digestione anaerobica, in modo da azzerare anche gli impatti dovuti al consumo reale di energia elettrica nella fase di compostaggio.

Sarebbe interessante, infine, andare ad ipotizzare i possibili vantaggi generati dall'incremento, a livello nazionale, di impianti simili. Soprattutto in determinate zone della penisola, soggette a problematiche per la grande quantità di rifiuti e la scarsa presenza di impianti di recupero dove poterli trattarli, l'implementazione di

impianti accoppiati di digestione anaerobica e compostaggio per la frazione organica dei rifiuti potrebbe essere una soluzione alquanto efficiente.

5 Life Cycle Costing

In questo lavoro di tesi è stato affrontato uno studio LCA che ha potuto evidenziare, dal punto di vista ambientale, i vantaggi e gli svantaggi dell'attuale impianto di trattamento della frazione organica di Voltana di Lugo, mettendo anche a confronto questo scenario con quello in funzione fino ad Ottobre 2012 e con uno scenario di riferimento.

Sarebbe interessante, per completare il lavoro svolto fino a questo momento, integrare lo studio con una metodologia che è in progressivo sviluppo, ovvero la metodologia del *Life Cycle Costing (LCC)*.

Per motivi temporali, l'approccio a questa metodologia non è stato affrontato in questa sede, ma merita sicuramente una riflessione e può essere uno spunto per un eventuale completamento del lavoro.

A tal proposito è utile fornire una panoramica generale sulla metodologia LCC.

5.1 Descrizione della metodologia

La metodologia di analisi LCC riguarda la stima dei costi che si originano in tutte le fasi della vita utile dell'opera, ossia costruzione, gestione, manutenzione ed eventuale demolizione/recupero finale. Lo scopo della LCC è quello di aiutare a minimizzare la somma dei costi, opportunamente attualizzati, associati ad ogni fase del ciclo di vita, garantendo in tal modo benefici economici sia al proprietario/gestore che agli utilizzatori finali (Maiolo Vitali, 2003).

Quando si effettua uno studio di LCA di un prodotto o di un processo lo si fa anche per cercare delle opportunità di miglioramento dal punto di vista ambientale, che naturalmente spesso comportano un investimento in termini monetari.

Prima, però, di avviare un qualsiasi programma di investimento volto all'acquisizione di tecnologie migliorative del processo, ovvero alla riprogettazione del prodotto, un'impresa necessiterà di dati economici che forniscano la giustificazione delle scelte che verranno effettuate (Raggi, 1998).

Per migliorare la performance ambientale di un'impresa è fondamentale inoltre la corretta identificazione ed imputazione delle voci di costo ambientale, che possono essere riscontrate, oltre che tra i costi diretti, di facile attribuzione, nell'ambito delle spese generali, industriali e/o extraindustriali, la cui non sempre corretta imputazione ai diversi centri di costo può condurre a fenomeni distorsivi. L'impresa può, inoltre, incorrere in oneri ambientali non evidenti, che tendono ad essere oscurati in conti generali, e quindi trascurati, o ancora in oneri intangibili, di difficile quantificazione monetaria (Raggi, 1998).

In tutto questo risulta utile effettuare uno studio LCC, la cui logica può essere applicata ad un progetto di investimento a lungo termine, in particolare nel caso di stima per il confronto di alternative di investimento a impatto pluriennale.

Sulla base degli obiettivi dell'azienda si ricercano e analizzano le alternative di investimento e, tra queste, si raccolgono informazioni solo per le ipotesi ritenute meritevoli.

Le voci di costo dirette tenute in considerazione nell'analisi sono:

- costo dell'investimento iniziale (da ammortizzare);
- costo delle manutenzioni (ordinarie e straordinarie);
- costi operativi;
- costi di dismissione (ricavi nel caso di recupero di capitale circolante);
- costi di finanziamento.

Mentre invece, secondo Steen e coautori (2007), le esternalità possono essere più o meno stabilite nella società come:

- Quelle che sono già state da pagate qualcuno lungo la catena del valore e sono comprese nella transazione di mercato, ad esempio lo smaltimento dei rifiuti urbani, i costi sanitari, la sicurezza del lavoro, ed i benefici di miglioramento delle infrastrutture.
- quelle che possono essere monetizzate, che non sono intenzionalmente pagate, usufruite, o guadagnate da qualcuno, e che non sono incluse nella transazione di mercato (ad esempio, l'impatto da emissioni di CO₂).

- Quelle che possono essere monetizzate, che sono volutamente utilizzate da un attore, e che non sono incluse nella transazione di mercato.
- Quelle che sono di difficilissima monetizzazione (ad esempio, il valore estetico di una specie o di un prodotto, o il benessere).

I principali metodi per valutare quale delle alternative di investimento risulta più conveniente sono:

- metodo dell'attualizzazione dei flussi monetari attesi (VAN e TIR);
- metodo del *payback* o metodo del tempo di recupero;
- metodo del *break-even time* o metodo del tempo di pareggio.

Rispetto all'approccio tradizionale, secondo il quale vengono stimati solamente i costi monetari diretti per la costruzione e la manutenzione, la logica LCC permette di estendere l'analisi del progetto a tutta la vita utile dell'opera, evidenziando in tal modo la reale economicità dell'investimento.

Da tutto ciò si evince che le prospettive future si stanno indirizzando sempre più verso il Life Cycle Management (LCM) metodologia che tende ad integrare strumenti di contabilità direzionale, quali il Life Cycle Costing (LCC), e strumenti analitici di gestione ambientale, quali la Life Cycle Assessment (LCA), al fine di supportare i processi decisionali aziendali con una maggiore consapevolezza circa le potenziali conseguenze su ambiente e salute umana.

In un contesto di tipo LCM, il LCC prende in considerazione diverse istanze economiche e ambientali che connotano diversi attori e processi lungo la filiera al fine di quantificare ripercussioni in termini di costo connesse alle emissioni inquinanti ed al consumo di risorse naturali, in modo da mettere, così, in relazione istanze ambientali, strategie aziendali e processi operativi prendendo in considerazione costi e impatti o aspetti ambientali che hanno luogo anche al di là dei confini aziendali, negli stadi rilevanti lungo la filiera (Rebitzer et al, 2004).

Bibliografia

Beck-Friis, B., Smars, S., Jönsson, H., Kirchmann, H., 2001. *Gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes.* Journal of Agriculture Engineering Research 78, 423–430.

Cadena, E., Colón, J., Sánchez, A., Font, X., Artola, A., 2009. *A methodology to determinate gaseous emission in a composting plant.* Waste Management 29 (2009) 2799–2807.

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.

Comunità Europea. 2000. *L'UE e la gestione dei rifiuti.* ISBN 92-828-4827-2.

Cronje, A.L., Barker, A.J., Guy, S., Turner, C., Williams, A.G., 2002. *Ammonia emissions and pathogen inactivation during composting.* In: Michel, F.C., Rynk, R.F., Hoitink, H.A.J. (Eds.), Proceedings of the 2002 International Symposium Composting and Compost Utilization. JG Press, Emmaus, Pennsylvania, pp. 845–856.

Curcio, V., 2011. *Analisi comparativa tra processi diversi di compostaggio attraverso la metodologia LCA (Life Cycle Assessment).* Tesi di Laurea in Chimica per lo Sviluppo Sostenibile. Università degli Studi di Siena.

Darvino, E., 2005. *Valutazione del ciclo di vita di una macchina per movimento terra.* Tesi di Laurea in Scienze Ambientali. Università Ca' Foscari Venezia.

De Meester, S., Demeyer, J., Velghe, F., Peene, A., Van Langenhove, H., Dewulf, J., 2012. *The environmental sustainability of anaerobic digestion as a biomass valorization technology.* Bioresource Technology 121 (2012) 396–403.

Direttiva 1999/31/CE del Consiglio del 26 aprile 1999 relativa alle discariche di rifiuti. 1999L0031-IT-20.11.2003-001.001-1.

Direttiva 2006/12/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 5 aprile 2006 relativa ai rifiuti.

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

Decreto Legislativo 152 e s.m.i., 2006. *Norme in materia ambientale.* Pubblicato nella *Gazzetta Ufficiale* n. 88 del 14 aprile 2006 - Supplemento Ordinario n. 96

EEA, 2013. *Managing municipal solid waste — a review of achievements in 32 European countries.* EEA Report No 2/2013.

EEA, 1998. *L'ambiente in Europa: seconda valutazione.* ISBN 92-9167-089-8

Eitzer, B.D., 1995. *Emissions of volatile organic chemicals from municipal solid waste composting facilities.* *Environmental Science and Technology* 29, 896–902.

European Commission. 2008. *Green paper on the management of biowaste in the European Union.* *Journal of European Community.* COM(2008) 811 final.

Eurostat. 2011. *Generation and treatment of municipal waste.* Eurostat Statistics in focus 31/2011. Autore: Blumenthal, K.

Eurostat. 2012. *Eurostat yearbook 2012 Environment.* ISBN 978-92-79-22085-2

Franchetti, M., 2013. *Economic and environmental analysis of four different configurations of anaerobic digestion for food waste to energy conversion using LCA for: A food service provider case study.* *Journal of Environmental Management* 123 (2013) 42-48.

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

Fricke, K., Santen, H., Wallmann, R., 2005. *Comparison of selected aerobic and anaerobic procedures for MSW treatment.* *Waste Management* 25, 799–810.

Garrett, P., Collins, M., 2009. *Life Cycle Assessment of Product Stewardship Options for Mercury-Containing Lamps in New Zealand: Final Report.* Published by Environmental Resources Management (ERM), for the Ministry for the Environment.

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.

Grunditz, C., Dalhammar, G., 2001. *Development of nitrification inhibition assays using pure cultures of Nitrosomonas and Nitrobacter.* *Water Research* 35, 433–440.

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

<http://ita.arpalombardia.it> *I cambiamenti climatici. Il potenziale riscaldamento globale.*

Disponibile online:
http://ita.arpalombardia.it/ita/cambiamenti_climatici/HTM/riscaldamento_global_e.htm. [Accesso: 09/01/2014].

Huybrechts, D., Berloznik, R., Wouters, G., Marion, J.- Y., Valenduc, G. and Vendarim, P., 1996. *The role of ecobalance in environmental decision-making.* Journal of Cleaner Production, 4, 111-119.

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

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

ISPRA. 2012. *Rapporto Rifiuti Urbani – Edizione 2012.* ISBN 978-88-448-0550-0.

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.

Maiolo Vitali, P., 2003. *Strumenti per l'analisi dei costi (vol. 3), Percorsi di Cost Management.* Giappichelli Editore, Torino.

Malpei, F., Gardoni, D., 2008. *La Digestione anaerobica: i principi del processo biologico e i criteri di dimensionamento.* Vismara, R., Malpei, F., Centemero, M., Biogas da rifiuti solidi urbani, Dario Flaccovio Editore s.r.l., Palermo, pp 53-78.

Meissl, K., Smidt, E., 2007. *High quality composts from anaerobic digestion residues.* Biocycle 48 (3), 55–58.

Oliviero, L., 2010. *Life Cycle Assessment comparative 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. Università di Bologna.

Parfitt, J., 2009. *Taking out the rubbish: municipal waste composition, trends & futures.* Atti del convegno "Taking out the rubbish - Maximising recycling and minimising residual waste" - 27th April 2009 – Friends of the Earth and REalliance

Pagans, E., Barrena, R., Font, X., Sánchez, A., 2006. *Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature.* Chemosphere 62, 1534–1542.

Pedrini, M., 2011. *Valutazione comparativa delle performance ambientali di sistemi per la gestione integrata di frazione organica del rifiuto solido urbano e di fanghi di depurazione.* Tesi di Laurea in Sviluppo Ecocompatibile, principi e metodi (C.I.). Università di Bologna.

REGIONE EMILIA ROMAGNA. 2013. *Documento Preliminare al Piano Regionale di Gestione dei Rifiuti – Quadro conoscitivo.*

Piccinini, S., 2003. *La digestione anaerobica dei rifiuti organici ed altre biomasse: la situazione e le prospettive in Italia.* Il compostaggio di qualità. Arvan S.r.l. ISBN-88-87801-08-8.

Poeschl, M., Ward, S., Owende, P., 2012. *Environmental impacts of biogas deployment e part II: life cycle assessment of multiple production and utilization pathways.* J. Clean. Prod. 24, 184-201.

Poggi-Varaldo, H.M., Gómez-Cisneros, E., Fernández-Villagómez, G., Esparza-García, F., Rinderknecht-Seijas, N., 1999. *Aerobic post-composting of digestates from anaerobic digestion of paper mill sludge and the organic fraction of municipal wastes.* In: Mata-Alvarez, J., Tilche, A., Cecchi, F. (Eds.), *Proceedings of the Second International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes*, 15th–18th June, vol. 1. Barcelona, Spain, pp. 258–265.

Provincia di Ravenna. 2012. *Autorizzazione Integrata Ambientale (AIA) per l'impianto IPPC esistente sito in comune di Lugo, via Traversagno 30, attività di compostaggio e trattamento meccanico/biologico rifiuti urbani e speciali non pericolosi, punto 5.3, dell'allegato VIII al D.Lgs 152/06 e s.m.i. – Modifica non sostanziale.* Provvedimento n.3381 del 12/10/2012. Classificazione: 09-12 2006/35.

Raggi A., 1998. *Life Cycle Costing, Sviluppi e prospettive*, presentato al convegno L'Analisi del Ciclo di Vita dei Prodotti (Life Cycle Assessment): uno strumento per la produzione ecosostenibile, ENEA - Centro E. Clementel, Bologna, 14 ottobre 1998.

Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., Schmidt, W.P., Suh, S., Weidema, B.P., Pennington, D.W., 2004. *Life cycle assessment — part 1: framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications.* Env Intl 2004; 30:701–20.

Rebitzer, G., Hunkeler, D., Lichtenvort, K., 2004. *Towards a code of practice for LCC: update on the progress of the SETAC LCC Working Group.* Proc. 6th International Conference on EcoBalance, Tsukuba, Japan, 25-27 October 2004. pp. 209-210.

Rehl, T., Müller, J., 2011. *Life cycle assessment of biogas digestate processing technologies.* Resour. Conserv. Recycl. 56, 92-104.

Speece, R.R., 1996. *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater,* Archae Press, Nahaville, Tennessee.

Steen, B., Hoppe, H., Hunkler, D., Lichtenvort, K., Schmidt, W.P., Spindler, E., 2007. *Integrating External Effects into Life Cycle Costing.* Hunkeler, D., Lichtenvort, K., Rebitzer, G., 2007. Environmental Life Cycle Costing. SETAC Book editore, Webster, New York, USA. Pp. 59-76.

Thu, C.T.T., Cuong, P.H., Hang, L.T., Van Chao, N., Anh, L.X., Trach, N.X., Sommer, S.G., 2012. *Manure management practices on biogas and non-biogas pig farms in developing countries e using livestock farms in Vietnam as an example.* J. Clean. Prod. 27, 64-71.

www.ambientalia.com *Utilizzo del Cover Combi System in impianti di Compostaggio.* Disponibile online: <http://www.ambientalia.com/ita/ccombisys1.htm>. [Accesso: 09/01/2014].

www.arpa.veneto.it *Rifiuti.* Disponibile online: <http://www.arpa.veneto.it/rifiuti/htm/rifiuti.asp> [Accesso: 09/01/2014].

www.bekon.eu *Digestione a secco. Produzione di biogas tramite la fermentazione a secco.* Disponibile online: <http://www.bekon.eu/digestione-a-secco.html> [Accesso: 09/01/2014].

www.compost.it *Il processo di compostaggio.* Disponibile online: http://www.compost.it/index.php?option=com_content&task=view&id=26&Itemid=36. [Accesso: 09/01/2014].

www.cannizaroet.it *Il processo di digestione anaerobica: elementi base.* Disponibile online: http://www.cannizaroet.it/html/IFTS/smaltimento/MATERIALE/Materiali%20documenti/Biotecnologie_Ing_Mancini/la_digestione_anaerobica.pdf. [Accesso: 09/01/2014].

www.dichep.unige.it *Fasi di un LCA.* Disponibile online: http://www.dichep.unige.it/old_site/consulenza_ambientale/lca-fasi.htm. Dipartimento di Ingegneria Chimica e di Processo. Università degli studi di Genova. [Accesso: 09/01/2014]

www.leonardo-energy.org *The big 6 environmental impact categories.* Disponibile online: <http://www.leonardo-energy.org/big-6-environmental-impact-categories>. Autore: Hans De Keulenaer. [Accesso: 09/01/2014].

www.madsrl.info *Processo di digestione anaerobica.* Disponibile online: <http://www.madsrl.info/attivita/digestione-anaerobica-biomasse/impianto-di-produzione-biogas-da-biomasse>. [Accesso: 09/01/2014].

www.solidworks.it *Appendice C – Strumenti e metodi LCA.* Disponibile online: http://www.solidworks.it/sustainability/sustainable-design-guide/3007_ITA_HTML.htm. [Accesso: 09/01/2014].

Zhang, L., Jahng, D., 2012. *Long-term anaerobic digestion of food waste stabilized by trace elements.* Waste Management 32, 1509-1515.