



UNIONE EUROPEA



FONDO SOCIALE EUROPEO
PROGRAMMA OPERATIVO NAZIONALE 2000/2006

“Ricerca Scientifica, Sviluppo Tecnologico, Alta Formazione”
Regioni dell’Obiettivo 1 – Misura III.4 - “Formazione superiore ed universitaria”



**DOTTORATO DI RICERCA IN INGEGNERIA CIVILE PER
L’AMBIENTE ED IL TERRITORIO**
VIII Ciclo - Nuova Serie (2006-2009)
DIPARTIMENTO DI INGEGNERIA CIVILE, UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI SALERNO

**ANALISI DEGLI IMPATTI AMBIENTALI
INDOTTI DA SISTEMI DI GESTIONE DEI
RIFIUTI SOLIDI MEDIANTE TECNICHE DI
LIFE CYCLE ASSESSMENT (LCA)**

**THE USE OF LIFE CYCLE ASSESSMENT (LCA) TO
ANALYSE ENVIRONMENTAL IMPACTS PRODUCED BY
SOLID WASTE MANAGEMENT SYSTEMS**

ING. CARMELA MALVANO

Relatore:

PROF. ING. RODOLFO M.A. NAPOLI

Coordinatore

PROF. ING. RODOLFO M.A. NAPOLI

Correlatore:

PROF. ING. GIOVANNI DE FEO

In copertina: "Il Ciclo della Vita" - Tecnica mista su legno - Andrea Benelli 2005.

ANALISI DEGLI IMPATTI AMBIENTALI INDOTTI DA SISTEMI DI
GESTIONE DEI RIFIUTI SOLIDI MEDIANTE TECNICHE DI LIFE CYCLE
ASSESSMENT (LCA)

Copyright © 2010 Università degli Studi di Salerno – via Ponte don Melillo, 1 – 84084
Fisciano (SA), Italy – web: www.unisa.it

Proprietà letteraria, tutti i diritti riservati. La struttura ed il contenuto del presente volume non possono essere riprodotti, neppure parzialmente, salvo espressa autorizzazione. Non ne è altresì consentita la memorizzazione su qualsiasi supporto (magnetico, magnetico-ottico, ottico, cartaceo, etc.).

Benché l'autore abbia curato con la massima attenzione la preparazione del presente volume, Egli declina ogni responsabilità per possibili errori ed omissioni, nonché per eventuali danni dall'uso delle informazione ivi contenute.

Finito di stampare marzo 2010

a mamma e papà

INDICE GENERALE

INDICE GENERALE	i
indice delle figure.....	v
indice delle tabelle	xi
SOMMARIO	xv
ABSTRACT	xvii
RINGRAZIAMENTI.....	xix
About the author.....	xxi
1 Introduzione.....	1
2 La Life Cycle Assessment (LCA)	7
2.1 Descrizione Generale	8
2.1.1 Il sistema di prodotto e le unità funzionali	11
2.1.2 Funzione, unità funzionale e flusso di riferimento	14
2.2 Definizione dell'Obiettivo e del Campo di Applicazione	15
2.2.1 I dati di input.....	16
2.3 Analisi dell'Inventario (LCI).....	18
2.3.1 Il processo di allocazione.....	20
2.3.2 Il processo di allocazione per il riutilizzo ed il riciclaggio.....	22
2.3.3 L'analisi di sensibilità.....	25
2.4 Valutazione dell'Impatto del Ciclo di Vita (LCIA)	26
2.4.1 Le fasi della valutazione dell'impatto del ciclo di vita	26
2.4.2 La classificazione e la caratterizzazione.....	29
2.4.3 La normalizzazione, il raggruppamento e la ponderazione.....	30
2.5 Interpretazione del Ciclo di Vita.....	32
3 L'Applicazione della LCA al Settore della Gestione dei Rifiuti.....	35
3.1 La Metodologia della LCA Applicata alla Gestione dei Rifiuti	36
3.1.1 Funzione, unità funzionale e flusso di riferimento	41
3.1.2 I confini del sistema	42
3.1.3 L'analisi di inventario	48
3.1.4 Il processo di allocazione.....	50
3.1.5 La valutazione degli impatti	52

4	Le Procedure di Life Cycle Assessment.....	55
4.1	Lo Scopo della Applicazioni.....	56
4.2	Gli Scenari di Analisi	59
4.3	Tipo di Software Utilizzato.....	70
4.4	Origine ed Introduzione dei Dati	80
4.5	La Presentazione dei Risultati.....	90
5	La Definizione del Programma di Ricerca.....	123
5.1	Gli Obiettivi della Ricerca.....	123
5.2	I Tempi della Ricerca	123
6	Impiego della Procedura di Life Cycle Assessment (LCA) come Strumento di Supporto al Processo Decisionale nella Scelta del “Miglior” Sistema di Gestione dei Rifiuti in Ambito Provinciale	127
6.1	Materiali e Metodi	128
6.1.1	Il sistema di prodotto e le unità funzionali	128
6.1.2	Area di studio e dati di riferimento	130
6.1.3	Gli scenari di gestione	130
6.1.4	La procedura WISARD e le assunzioni di base	132
6.1.5	La procedura SimaPro e le assunzioni di base.....	137
6.2	Risultati della Procedura WISARD	144
6.2.1	Consumo energia rinnovabile	145
6.2.2	Consumo energia non rinnovabile	146
6.2.3	Consumo energia totale	147
6.2.4	Consumo acqua.....	148
6.2.5	Indice solidi sospesi e materiali ossidabili	149
6.2.6	Consumo di minerali e materiali da cava.....	150
6.2.7	Gas ad effetto serra	150
6.2.8	Acidificazione.....	152
6.2.9	Eutrofizzazione.....	153
6.2.10	Produzione di rifiuti	154
6.3	Risultati della Procedura SimaPro.....	162
6.3.1	Risultati dell’analisi di inventario	163
6.3.2	Cambiamenti climatici.....	168
6.3.3	Acidificazione/Eutrofizzazione	171
6.3.4	Cancerogenesi	172
6.4	Analisi e Confronto tra i Risultati.....	174
6.5	Conclusioni	177
7	Analisi Economico – Ambientale di un Modello di Raccolta Domiciliare dei Rifiuti Solidi Urbani per UtENZE fino a 10,000 abitanti	181

7.1	Materiali e Metodi	185
7.1.1	Ipotesi di natura tecnica.....	183
7.1.2	Ipotesi di natura ambientale.....	185
7.2	Risultati e Discussioni.....	193
7.2.1	Risultati di natura tecnica.....	193
7.2.2	Risultati di natura economica.....	197
7.2.3	Risultati di natura ambientale.....	203
7.2.4	Analisi economico - ambientale.....	208
7.3	Conclusioni	212
8	Conclusioni	215
	Bibliografia	221

INDICE DELLE FIGURE

Figura 2.1 Fasi di una LCA (UNI EN ISO 14040, 1998).....	10
Figura 2.2 Esempio di sistema di prodotto ai fini dell'analisi di inventario del ciclo di vita (UNI EN ISO 14040, 1998).....	12
Figura 2.3 Esempio di determinate unità di processo all'interno di un sistema di prodotti (UNI EN ISO 14040, 1998)	13
Figura 2.4 Esempio di un'unità di processo (ISO/TR 140479, 2000).....	14
Figura 2.5 Procedimento semplificato per l'analisi di inventario (UNI EN ISO 14041, 1999).....	19
Figura 2.6 Esempio del riciclaggio di materia e del recupero di energia (ISO/TR 14049, 2000)	21
Figura 2.7 Diagramma di flusso per l'esempio di riciclaggio a ciclo chiuso (ISO/TR 14049, 2000)	24
Figura 2.8 Processo di allocazione a ciclo chiuso per un sistema a ciclo aperto (ISO/TR 14049, 2000)	25
Figura 2.9 Elementi della fase di LCIA (UNI EN ISO 14042, 2001)	27
Figura 2.10 Concetto degli indicatori di categoria (UNI EN ISO 14042, 2001).....	28
Figura 2.11 Esempio di processo in parallelo (ISO/TR 14047, 2003)	29
Figura 2.12 Esempio di processo in serie (ISO/TR 14047, 2003).....	30
Figura 3.1 Il ciclo di vita di un prodotto (Bjarnadottir et al., 2002)	39
Figura 3.2 Esempio di un diagramma di flusso (Bjarnadottir et al., 2002)	43
Figura 3.3 Esempio di sistemi di gestione dei rifiuti con alcune fasi coincidenti (Bjarnadottir et al., 2002)	45
Figura 3.4 Esempio di un sistema di prodotto da sostituire (Bjarnadottir et al., 2002)	47
Figura 3.5 Esempio di un sistema di prodotto da sostituire (Bjarnadottir et al., 2002)	51
Figura 4.1 Confronto rispetto al riscaldamento globale (Heilmann et al., 2005).....	92
Figura 4.2 Confronto rispetto alla tossicità umana (Heilmann et al., 2005)	93

Figura 4.3 Confronto rispetto all'acidificazione (Heilmann et al., 2005)	93
Figura 4.4 Confronto rispetto all'ecotossicità (Heilmann et al., 2005)	94
Figura 4.5 Confronto al variare della percentuali di raccolta (Heilmann et al., 2005).....	95
Figura 4.6 Confronto rispetto al riscaldamento globale (Viotti et al., 2005).....	97
Figura 4.7 Confronto rispetto alla formazione di ozono (Viotti et al., 2005).....	97
Figura 4.8 Confronto tra le sette categorie di impatto (Viotti et al., 2005)	98
Figura 4.9 Impatti dello scenario “Discarica” (Università degli Studi di Milano, 2002)	99
Figura 4.10 Impatti dello scenario “Produzione di CDR” (Università degli Studi di Milano, 2002)	101
Figura 4.11 Impatti dello scenario “Termovalorizzatore” (Università degli Studi di Milano, 2002)	102
Figura 4.12 Confronto tra le alternative sul consumo di energia (Arena et al., 2003).....	104
Figura 4.13 Confronto tra le alternative sul consumo di energia (Eriksoon et al., 2005).....	105
Figura 4.14 Confronto tra le alternative sul riscaldamento globale (Arena et al., 2003)	106
Figura 4.15 Confronto tra le alternative sul riscaldamento globale (Eriksoon et al., 2005).....	106
Figura 4.16 Confronto tra le alternative sull'acidificazione (Arena et al., 2003).....	107
Figura 4.17 Confronto tra le alternative sull'acidificazione (Eriksoon et al., 2005).....	107
Figura 4.18 Confronto tra le alternative sulla produzione di rifiuti (Arena et al., 2003).....	108
Figura 4.19 Confronto tra le alternative sul riscaldamento globale (Mendes et al., 2004)	109
Figura 4.20 Confronto tra le alternative sull'acidificazione (Mendes et al., 2004).....	109
Figura 4.21 Confronto tra le alternative sull'eutrofizzazione (Mendes et al., 2004).....	110
Figura 4.22 Confronto tra le alternative sul riscaldamento globale (Salhofer et al., 2005)	112

Figura 4.23 Confronto tra le alternative sull'eutrofizzazione (Salhofer et al., 2005).....	112
Figura 4.24 Confronto tra le alternative sulla tossicità umana (Salhofer et al., 2005).....	113
Figura 4.25 Risultati degli impatti del riciclaggio sulle diverse categorie (Pancaldi et al., 2005).....	116
Figura 4.26 Risultati degli impatti dell'incenerimento sulle diverse categorie (Pancaldi et al., 2005).....	117
Figura 4.27 Confronto tra i risultati degli impatti dell'incenerimento e del riciclaggio (Pancaldi et al., 2005).....	118
Figura 6.1 Schema a blocchi degli scenari di gestione da 1 a 10 (De Feo et al., 2008)	131
Figura 6.2 Schema a blocchi dello scenario di gestione 11 (De Feo et al., 2008).....	132
Figura 6.3 Schema a blocchi dello scenario di gestione 12 (De Feo et al., 2008).....	132
Figura 6.4 Diagramma a blocchi impianto di incenerimento (Doka, 2003)	142
Figura 6.5 Diagramma a blocchi discarica (Doka, 2003).....	143
Figura 6.6 Differenza di impatto tra produzione primaria e produzione secondaria dei materiali da imballaggio e dei fertilizzanti rispetto alla categoria di danno "Salute Umana"	165
Figura 6.7 Differenza di impatto tra produzione primaria e produzione secondaria dei materiali da imballaggio e dei fertilizzanti rispetto alla categoria di danno "Qualità dell'Ecosistema"	165
Figura 6.8 Differenza di impatto tra produzione primaria e produzione secondaria dei materiali da imballaggio e dei fertilizzanti rispetto alla categoria di danno "Risorse"	166
Figura 6.9 Risultati della procedura SimaPro	167
Figura 6.10 Andamento degli impatti indotti dalla fase di incenerimento rispetto alla categoria "Cambiamenti Climatici"	169
Figura 6.11 Andamento degli impatti indotti dalla fase di compostaggio della frazione organica rispetto alla categoria "Cambiamenti Climatici"	170
Figura 6.12 Confronto tra gli impatti indotti dalla fase di incenerimento e di compostaggio della frazione organica rispetto alla categoria "Cambiamenti Climatici"	170

Figura 6.13 Andamento degli impatti indotti dalla fase di compostaggio della frazione organica rispetto alla categoria “Acidificazione/Eutrofizzazione”	171
Figura 6.14 Andamento degli impatti indotti dal consumo di combustibili fossili rispetto alla categoria “Acidificazione/Eutrofizzazione”	172
Figura 6.15 Andamento degli impatti indotti dalla fase di incenerimento rispetto alla categoria “Cancerogenesi”	173
Figura 6.16 Andamento degli impatti indotti dalla fase di smaltimento in discarica dei rifiuti inerti rispetto alla categoria “Cancerogenesi”	173

Figura 7.1 Ipotesi sull’andamento della percentuale di raccolta differenziata e di produzione specifica di RSU al crescere degli abitanti serviti (per i dieci casi esaminati) (De Feo et al., 2009).....	185
Figura 7.2 Modellazione distribuzione dei punti di raccolta in ambito urbano (Modificato da Edwards, 1999)	190
Figura 7.3 Andamento del numero assoluto e specifico di unità di personale e di mezzi (compattatori e mezzi satellite a vasca) per la raccolta domiciliare dei materiali separati al crescere degli abitanti serviti (per i dieci casi esaminati) (De Feo et al., 2009)	194
Figura 7.4 Andamento del volume e del volume specifico dei mezzi satellite a vasca per la raccolta domiciliare dei materiali separati al crescere degli abitanti (per i dieci casi esaminati) (De Feo et al., 2009).....	195
Figura 7.5 Andamento del numero assoluto e specifico di unità di personale e di mezzi (compattatori e mezzi satellite a vasca) per la raccolta domiciliare dei materiali separati al crescere degli abitanti serviti (per i dieci casi esaminati) (De Feo et al., 2009)	197
Figura 7.6 Andamento dei costi pro – capite annui del personale, dei mezzi e della loro somma al crescere degli abitanti serviti (per i dieci casi esaminati) (De Feo et al., 2009).....	198
Figura 7.7 Andamento dell’incidenza percentuale sul costo totale del personale e dei mezzi al crescere degli abitanti serviti (per i dieci casi esaminati) (De Feo et al., 2009).....	199
Figura 7.8 Andamento dei costi pro – capite annui del personale (a), dei mezzi (b), del personale e dei mezzi (c) al crescere degli abitanti serviti (per i dieci casi esaminati), per le singole categorie di materiali separati e raccolti (De Feo et al., 2009).....	200
Figura 7.9 Andamento dell’incidenza percentuale dei costi pro – capite annui del personale (a), dei mezzi (b), del personale e dei mezzi (c) al	

crescere degli abitanti serviti (per i dieci casi esaminati), per le singole categorie di materiali separati e raccolti (De Feo et al., 2009).....	201
Figura 7.10 Andamento dei risultati di impatto ambientale al variare delle dimensioni delle comunità servite per tipologia di frazione merceologica raccolta.....	204
Figura 7.11 Incidenza percentuale sui risultati di impatto ambientale al variare delle dimensioni delle comunità servite per tipologia di frazione merceologica raccolta.....	205
Figura 7.12 Incidenza percentuale sul risultato complessivo di impatto della fase di conferimento e della fase di raccolta e trasporto per macrocategorie.....	206
Figura 7.13 Andamento della categoria di impatto “Consumo di Combustibili Fossili” al variare delle dimensioni delle comunità servite per frazione merceologica raccolta.....	207
Figura 7.14 Andamento della categoria di impatto “Cambiamento Climatico” al variare delle dimensioni delle comunità servite per frazione merceologica raccolta.....	208
Figura 7.15 Andamento dei risultati economici e dei risultati ambientali al variare delle dimensioni delle comunità servite.....	209
Figura 7.16 Costo Economico vs Impatto Ambientale.....	210
Figura 7.17 Risultati dell’analisi multicriteriale.....	211

INDICE DELLE TABELLE

Tabella 3.1 Le categorie di impatto più comuni (Bjarnadottir et al. 2002).	53
Tabella 4.1 Gli studi di LCA applicati alla gestione dei rifiuti	58
Tabella 4.2 Scenari di analisi (Heilmann et al., 2005).	60
Tabella 4.3 Scenari di analisi (Salhofer et al., 2005)	61
Tabella 4.4 Scenari di analisi (Wassermann et al., 2005).	61
Tabella 4.5 Scenari di analisi (Kirkeby et al., 2005)	62
Tabella 4.6 Scenari di analisi (Eriksson et al., 2005).	63
Tabella 4.7 Scenari di analisi (Ozeler et al., 2006)	64
Tabella 4.8 Scenari di analisi (Arena et al., 2003).	66
Tabella 4.9 Scenari di analisi (Linzner et al., 2005)	67
Tabella 4.10 Scenari di analisi (Lundie et al., 2005).	67
Tabella 4.11 Scenari di analisi (Finnveden et al., 1998)	69
Tabella 4.12 Software per gli studi di LCA.	71
Tabella 4.13 Sintesi delle principali caratteristiche dei software (Jonbrink et al., 2000)	75
Tabella 4.14 Confronto tra i software utilizzati (Unger et al., 2004).	77
Tabella 4.15 Emissione di gas ad effetto serra (kg/ton) da discarica (Frioriksson et al., 2002)	82
Tabella 4.16 Contenuto di carbonio nei rifiuti (Frioriksson et al., 2002).	84
Tabella 4.17 Fattori di emissione degli inquinanti (Frioriksson et al., 2002)	86
Tabella 4.18 Parametri di processo di impianti di digestione anaerobica (Frioriksson et al., 2002).	87
Tabella 4.19 Contenuto di nutrienti nel compost e nei fanghi (Frioriksson et al., 2002)	89
Tabella 4.20 Scenari di analisi (Ozeler et al., 2006).	103
Tabella 4.21 Scenari di analisi (Eriksson et al., 2005)	103
Tabella 4.22 Risultati della valutazione per i due scenari (Kirkeby et al., 2005).	111

Tabella 4.23 Contributo delle diverse fasi di gestione al cambiamento climatico (Linzner et al., 2005)	115
Tabella 4.24 Elenco degli studi analizzati con indicazione delle categorie di impatto prese in considerazione.	120
Tabella 6.1 Composizione merceologica dei rifiuti assunta a base dello studio (De Feo et al., 2009)	130
Tabella 6.2 Caratteristiche dei veicoli per la raccolta dei rifiuti adottati negli scenari di gestione (De Feo et al., 2009).....	134
Tabella 6.3 Caratteristiche degli impianti di trattamento meccanico – biologici (MBT) (De Feo et al., 2009)	135
Tabella 6.4 Caratteristiche degli impianti di incenerimento (RDF) (De Feo et al., 2009).....	136
Tabella 6.5 Caratteristica della discarica adottata negli scenari di gestione dei rifiuti (De Feo et al., 2009)	137
Tabella 6.6 Caratteristiche dell’impianto di compostaggio adottato negli scenari di gestione dei rifiuti (Modificato da Nemecek, 2004).	139
Tabella 6.7 Caratteristiche dell’impianto di riciclaggio del vetro adottato negli scenari di gestione dei rifiuti (Modificato da Hischier, 2004)	139
Tabella 6.8 Caratteristiche dell’impianto di riciclaggio della carta adottato negli scenari di gestione dei rifiuti (Modificato da Hischier, 2004).....	140
Tabella 6.9 Caratteristiche dell’impianto di riciclaggio dei metalli adottato negli scenari di gestione dei rifiuti (Modificato da Hans – Jorg Althaus, 2004)	140
Tabella 6.10 Caratteristiche dell’impianto di riciclaggio della plastica adottato negli scenari di gestione dei rifiuti (Rigamonti, 2008)	140
Tabella 6.11 Caratteristiche dell’impianto di rselezione meccanico - biologica adottato negli scenari di gestione dei rifiuti (Arena, 2003)	141
Tabella 6.12 Tipologia di prodotti da imballaggio (Rigamonti, 2008)...	141
Tabella 6.13 Efficienza di selezione, recupero e riciclo (Rigamonti, 2008)	141
Tabella 6.14 Sommario dei risultati numerici ottenuti per ciascuno scenario di gestione in termini di impatti prodotti ed evitati (De Feo et al., 2009).....	156
Tabella 6.15 Fasi di gestione con valori di impatto evitato maggiori per ogni scenario di gestione dei rifiuti (De Feo et al., 2009)	158
Tabella 6.16 Fasi di gestione con valori di impatto prodotti maggiori per ogni scenario di gestione dei rifiuti (De Feo et al., 2009).....	160

Tabella 6.17 Confronto tra le emissioni dovute alla produzione primaria del vetro e quelle dovute al riciclaggio dello stesso quantitativo di materia	163
Tabella 6.18 Confronto tra le emissioni dovute alla produzione primaria dei alluminio e quelle dovute al riciclaggio dello stesso quantitativo di materia.....	163
Tabella 6.19 Confronto tra le emissioni dovute alla produzione primaria della carta e quelle dovute al riciclaggio dello stesso quantitativo di materia.....	164
Tabella 6.20 Confronto tra le fasi di gestione di maggiore e minore impatto per le procedure di calcolo WISARD e SimaPro.....	176
Tabella 7.1 Composizione merceologica dei rifiuti per le tipologie di comunità servite (APAT 2006, 2007, 2008)	186
Tabella 7.2 Analisi economica dei mezzi di raccolta rifiuti (De Feo et al., 2009).....	187
Tabella 7.3 Parametri di progetto (Modificato da APAT, 1999)	188
Tabella 7.4 Tabelle trattamento economico lordo personale addetto alla raccolta (CCNL 2007).....	189
Tabella 7.5 Caratteristiche attrezzature per conferimento frazioni merceologiche	191
Tabella 7.6 Consumo di energia e materia per gli automezzi di raccolta (Spielmann, 2004).....	192
Tabella 7.7 Emissioni degli automezzi di raccolta (Spielmann, 2004)	193

SOMMARIO

La valutazione qualitativa e quantitativa degli impatti prodotti sull'ambiente da una qualsiasi attività umana costituisce oggi un filone di ricerca estremamente importante se lo si inquadra in un contesto in cui si assiste ad una crescita di attenzione e considerazione verso le problematiche ambientali connesse alle scelte da effettuare nel settore produttivo e di gestione. Se a tale condizione associamo poi la possibilità di applicare la valutazione appena descritta ad un aspetto della vita della collettività così importante quale quello della gestione dei rifiuti prodotti allora risulta evidente l'interesse che tale problematica riveste in campo nazionale ed internazionale. Il presente studio si pone come obiettivo la valutazione degli impatti, positivi e negativi, indotti sui differenti comparti ambientali da diversi sistemi di gestione dei rifiuti solidi urbani sviluppati con riferimento ad un ambito territoriale provinciale. Tale valutazione viene condotta, in una prima fase, attraverso l'adozione di due differenti modelli di calcolo riconosciuti a livello internazionale, WISARD e SimaPro, che consentono la determinazione delle conseguenze dovute all'intero sistema ed alle singole fasi che lo compongono. Successivamente lo studio viene focalizzato sulla sola fase di raccolta e trasporto delle diverse frazioni merceologiche con lo scopo di giungere alla determinazione delle conseguenze ambientali e delle conseguenze economiche, quindi di costo, per comuni tipo da 1000 a 10,000 abitanti.

L'ipotesi su cui si basa la costruzione dei modelli analizzati è quella di un sistema di raccolta del tipo "porta a porta" di tutte le frazioni, ad eccezione del vetro e con diversi livelli di differenziazione raggiunti (da 35% a 80%), e del relativo trasporto agli impianti di trattamento dedicati con la previsione del compostaggio della frazione organica e dell'incenerimento del residuo previa trattamenti biologico – meccanici. Ulteriori scenari di confronto prevedono la selezione del residuo con successivo smaltimento in discarica ed ancora il diretto smaltimento in discarica di tale frazione merceologica ipotizzando una percentuale di separazione dell'80%.

I risultati raggiunti evidenziano che l'aumento della percentuale di raccolta differenziata dei rifiuti comporta un miglioramento delle prestazioni ambientali del servizio ed un aumento del beneficio ambientale in termini generali. Per alti valori di percentuale di raccolta differenziata, inoltre, il trattamento termico non incide in maniera significativa sui risultati di impatto rispetto alla sola selezione biologico – meccanica. I risultati ottenuti sono analoghi, in termini qualitativi, per entrambe le procedure di calcolo adottate.

Con riferimento alla singola fase di raccolta e trasporto a livello comunale i dati evidenziano come la misura dell'impatto indotto cresce al crescere della comunità servita; di contro i costi unitari del servizio decrescono dai valori massimi per i comuni più piccoli fino al valore soglia di 5000 abitanti superato il quale si mantengono pressoché costanti. L'analisi multi criterio svolta ipotizzando le due variabili (economico ed ambientale) di pari importanza ha evidenziato la convenienza per i comuni di aggregarsi fino ai 4000 abitanti al fine di ottimizzare le voci di impatto e quelle di costo economico.

ABSTRACT

Nowadays, the qualitative and quantitative assessment of environmental impacts produced by every human activity is a topical field of research. As a matter of fact, all over the world there is an increasing attention about the environmental issues and influences exerted by productive and management sectors. In particular, the management of waste is a crucial sector involving important aspects of our life as well as it produces several environmental impacts that have to be adequately monitored and managed in a sustainable development perspective.

In the first part, this study was focused on the evaluation of the positive and negative impacts caused on different environmental components by several municipal solid waste management systems defined at provincial scale. This assessment was performed by means of two different Life Cycle Assessment (LCA) procedures called WISARD and SimaPro, respectively. The LCA procedures were able to calculate the consequences produced by the whole system as well as by each phase. While, in the second part, the study was focused on the collection and transport of materials to determine environmental and economic effects for ten municipalities from 1000 to 10,000 inhabitants.

The performed analysis taken into account a kerbside collection system of all recyclables, glass excepted, with a percentage of separate collection varying in the range of 35% – 80% and transport to composting of putrescibles, RDF pressed balls production and incineration, final landfilling. There are other two scenarios, for 80% separate collection, that consider different alternatives of treatment for residues as dry residue sorting and final landfilling or direct disposal in landfill.

The obtained results pointed out that the increasing of the percentage separated collection involves an environmental performances' improvement of management system and an environmental benefits' increase. For high percentage of waste separated collection incineration doesn't weighed upon impact's results respectful to dry residue sorting. The results are similar for both Life Cycle Assessment procedures in qualitative terms.

With regard phase of collection and transport for communities results show how impacts rise such as community's size; opposite management costs in term of Euro/inhabitant/year increase for the little communities but don't depend by the number of inhabitants for the communities with a population major of 5000 inhabitants.

The multi-criteria analysis was developed giving the same importance to both economic and environmental variables. The principal result obtained was that the municipalities up to 4000 inhabitants must get together to optimize both environmental and management costs.

RINGRAZIAMENTI

Ormai alla conclusione del mio corso di Dottorato di Ricerca sono molte le persone che desidero ringraziare. Iniziamo con ordine sperando di non dimenticare nessuno.

Ringrazio il mio relatore Prof. Rodolfo M.A. Napoli per i preziosi suggerimenti che mi hanno aiutato nella costruzione e nello sviluppo dell'attività di ricerca.

Ringrazio di cuore il prof. Giovanni De Feo il correlatore di questa tesi ma soprattutto una guida sempre presente in questi anni ed un riferimento sicuro per l'attenzione, la lealtà, e la pazienza mostrata. I suoi consigli mi hanno aiutato a crescere dentro e fuori l'università.

Un grazie lo rivolgo a Sabino, compagno di avventure in questi tre anni di studio; ho imparato a conoscerlo condividendo le gioie e le difficoltà di questa esperienza e ad apprezzarlo per la sua semplicità e la sua profonda bontà.

Ad entrambi un grazie di cuore per avermi sopportato!

Ringrazio Fulvio che mi è stato vicino e che ha avuto la pazienza di ascoltarmi tutte le volte che sentivo il bisogno di parlargli.

Un grazie speciale alla mia famiglia senza la quale non sarei mai arrivata dove sono ora.

Ed in particolare un grazie infinito ai miei genitori.....perché sono sempre i migliori!

ABOUT THE AUTHOR

Carmela Malvano nata ad Avellino il 12/12/1981 ed iscritta all'Università di Salerno nel 2000 ha conseguito la Laurea in Ingegneria dell'Ambiente e del Territorio nell'Anno Accademico 2002/2003 con una tesi dal titolo "Recupero naturalistico e messa in sicurezza del Torrente San Francesco – Aspetti Generali" e votazione 110/110 e lode; nell'Anno Accademico 2005/2006 ha conseguito la Laurea Specialistica in Ingegneria dell'Ambiente e del Territorio discutendo una tesi dal titolo "Applicazione della Life Cycle Assessment (LCA) alla gestione dei rifiuti solidi urbani in ambito provinciale" riportando una votazione di 110/100 e lode. E' risultata vincitrice del Concorso di Dottorato di Ricerca in Ingegneria Civile ed Ambientale nel 2006; ha svolto l'attività di ricerca presso il Dipartimento di Ingegneria Civile dell'Università di Salerno collaborando ai progetti di ricerca e partecipando alle attività scientifiche. La sua attività di ricerca è relativa all'applicazione della procedura di Life Cycle Assessment ai sistemi di gestione dei rifiuti. E' autrice di diverse pubblicazioni nel settore s. d. dell'Ingegneria Sanitaria Ambientale. Ha partecipato in qualità di relatrice a seminari e convegni di carattere nazionale ed internazionale. Ha avuto esperienze didattiche presso scuole ed istituti di formazione della Regione Campania in qualità di esperto esterno; attualmente collabora con l'ufficio tecnico del Consorzio Smaltimento Rifiuti Avellino 1 e svolge attività professionale nel campo dell'ingegneria civile ed ambientale.

Carmela Malvano was born in Avellino on 12/12/1981 and entered the University of Salerno in 2000; she received her degree in Environmental Engineering with full marks during the academic year 2002/2003 with a thesis entitled "Natural Recovery and Safety Intervention on the San Francesco stream"; she received her master degree in Environmental Engineering in the academic year 2005/2006 with a thesis entitled "Application of Life Cycle Assessment (LCA) to the management of municipal solid waste at a provincial scale" and she had a mark of 110/110 cum laude. She won competition for Ph.D. in Civil and

Environmental Engineering in 2006; she developed her research activity in the Department of Civil Engineering at the University of Salerno collaborating in several research projects and scientific activities. Her research is on the application of Life Cycle Assessment (LCA) to the management of waste. She is author and co-author of several publications about Environmental Engineering and takes part in national and international conferences. She has teaching experiences in schools and training institutions of the Campania Region as outside expert and currently she collaborates to the technical office of Consorzio Smaltimento Rifiuti Avellino 1 and she works as civil and environmental engineer.

1 INTRODUZIONE

L'attività sviluppata nell'ambito del Corso di Dottorato di Ricerca e qui presentata costituisce un proseguimento dello studio condotto per il conseguimento della Laurea Specialistica in Ingegneria dell'Ambiente e del Territorio. L'obiettivo della ricerca è stato quello di valutare gli impatti ambientali indotti da differenti sistemi di gestione dei rifiuti solidi urbani, in un ambito territoriale scelto come riferimento, attraverso l'applicazione della procedura di Life Cycle Assessment. Tale procedura consente, infatti, di determinare in termini qualitativi e quantitativi le conseguenze positive e negative determinate sull'ambiente da una qualsiasi attività di produzione o di servizi svolta dall'uomo; l'utilizzo di tale procedura nel campo della gestione dei rifiuti, in particolare, ha lo scopo di determinare in maniera quanto più oggettiva possibile e attraverso dati quantificabili gli effetti derivanti dall'impiego di differenti soluzioni tecnologiche, dal raggiungimento di determinati livelli di raccolta differenziata, dal posizionamento degli impianti in una determinata area, dall'organizzazione del servizio di raccolta e trasporto, in modo tale da poter effettuare delle scelte che siano congruenti con gli obiettivi fissati alla base del processo decisionale.

Quando si affronta la materia della gestione dei rifiuti solidi con il fine ultimo di definire delle procedure per compiere delle scelte a livello territoriale ci si trova, sempre, di fronte alla necessità di distinguere tra gli obiettivi di minimizzare i costi economici e contemporaneamente garantire livelli adeguati di protezione per la popolazione che consentano di limitare le conseguenze negative sull'ambiente e facilitare l'accettazione da parte dei soggetti interessati delle scelte operate dai decisori.

L'organizzazione di un efficiente sistema di gestione dei rifiuti solidi si pone, oggi, come uno dei fattori più importanti per lo sviluppo sociale e civile di una collettività; la risoluzione delle problematiche legate alla raccolta e al trattamento dei rifiuti, infatti, consente di chiudere il ciclo di processo, che inizia con la produzione dei beni di consumo e che termina con il trattamento degli stessi una volta divenuti rifiuti e lo

smaltimento in discarica degli scarti, attraverso una complessa operazione di riduzione della produzione, recupero di materia e recupero di energia.

La procedura presa in considerazione ovvero la Life Cycle Assessment (LCA) o Analisi del Ciclo di Vita definita, da un punto di vista normativo, dalla serie delle norme UNI EN ISO 14040-14043, è applicabile, in generale, al ciclo di vita di un prodotto, dallo sfruttamento delle materie prime fino allo smaltimento, attraverso l'utilizzo e il consumo. Più nel dettaglio, l'analisi del ciclo di vita applicata alla sola fase di gestione dei rifiuti solidi urbani consente l'identificazione e la valutazione quantitativa degli impatti ambientali associati alle diverse attività in cui si articola il sistema analizzato.

Il fine ultimo della procedura di Valutazione del Ciclo di Vita è, infatti, quello di fornire delle indicazioni ai soggetti decisori in merito alle azioni da intraprendere, confrontando eventualmente le diverse alternative di intervento a disposizione, e, quindi, pervenire alla identificazione della migliore soluzione possibile, sulla base dei dati forniti in input e delle assunzioni adottate nello sviluppo dell'attività di ricerca.

Ad oggi il livello di conoscenza e di comprensione dello strumento valutativo risulta in continua evoluzione in quanto la corretta determinazione degli impatti ambientali indotti da un qualsiasi sito produttivo o da una qualsiasi attività necessita di un'approfondita conoscenza del processo e di tutti fattori che lo caratterizzano; la potenzialità dell'impianto, la tipologia di macchinari, le fonti energetiche, i sistemi di abbattimento degli inquinanti, sono tutte informazioni che condizionano in maniera significativa i risultati della valutazione e che una corretta analisi deve necessariamente fare propri nell'ottica di un idoneo utilizzo dello strumento di calcolo. Tale necessità ha posto i presupposti, nel corso degli anni, per la creazione di database sempre più dettagliati ed in continuo aggiornamento che consentano di soddisfare le esigenze di coloro i quali sono chiamati all'applicazione sul campo della procedura teorica.

Nel dettaglio dello studio effettuato l'attenzione si è concentrata sulla determinazione degli impatti indotti da differenti sistemi di gestione dei rifiuti solidi applicabili in un ambito territoriale di tipo provinciale; sono stati confrontati scenari di gestione differenti in virtù delle diverse soluzioni impiantistiche adottate per il trattamento delle frazioni merceologiche e, fissato uno scenario standard di riferimento sono state valutate le conseguenze ambientali indotte da un differente livello di

percentuale di raccolta differenziata raggiunta nell'ambito di bacino. Successivamente lo studio è stato approfondito con riferimento alla sola fase di raccolta e trasporto dei rifiuti agli impianti analizzando tali attività sia da un punto di vista ambientale che da un punto di vista economico. L'operazione ha comportato la necessità di acquisire tutte le informazioni necessarie per inventariare le unità di processo attraverso l'acquisizione di dati di impianti reali e dati di letteratura.

L'obiettivo dello studio condotto va ricercato nella necessità di individuare delle metodologie di determinazione degli impatti i cui risultati possano essere utile strumento di dialogo e confronto nella scelta delle azioni da intraprendere; contestualmente è stata valutata l'affidabilità e l'applicabilità a livello territoriale degli strumenti di calcolo adottati per fornire un contributo sostanziale allo sviluppo della suddetta procedura in ambito nazionale ed internazionale.

La tesi divisa in due parti differenti è articolata in 8 capitoli:

PARTE I: La prima parte del documento è di carattere teorico e punta ad introdurre l'argomento oggetto dell'attività di ricerca attraverso la descrizione della Life Cycle Assessment come procedura per la determinazione degli impatti ambientali dovuti alle attività dell'uomo e la definizione della metodologia utile per un suo corretto utilizzo nelle operazioni di scelta tra differenti sistemi di gestione dei rifiuti solidi urbani anche attraverso la presentazione di casi studio tratti dalla letteratura nazionale ed internazionale.

CAPITOLO 1: Il primo capitolo della tesi coincide con l'introduzione dell'elaborato all'interno della quale vengono esposte in termini generici le linee di sviluppo dell'attività di ricerca, le modalità di conduzione dello studio e gli obiettivi perseguiti, nonché la struttura del documento scritto.

CAPITOLO 2: Il secondo capitolo introduce la procedura di Life Cycle Assessment attraverso la descrizione delle diverse fasi in cui tale metodologia di calcolo degli impatti deve essere sviluppata in accordo con la serie delle norme di riferimento UNI EN ISO 14040-14043. Viene presentata, in particolare, la sequenza delle operazioni logiche e matematiche in cui è articolata e per ogni fase vengono fornite indicazioni in merito alle informazioni da acquisire ed alle elaborazioni

da sviluppare. Si forniscono inoltre esempi pratici relativi alla risoluzione di particolari problemi.

CAPITOLO 3: Nel terzo capitolo viene riproposta la stessa struttura logica seguita nel capitolo 2 sviluppata però con riferimento alla particolare applicazione della procedura valutativa ai sistemi di gestione dei rifiuti solidi urbani. Vengono, quindi, analizzate le diverse fasi in cui deve essere articolata la valutazione del ciclo di vita dalla definizione degli obiettivi alla determinazione degli impatti ambientali ponendo l'attenzione sulle specificità proprie dell'argomento in oggetto.

CAPITOLO 4: Il quarto capitolo svolge la funzione di raccordo tra la prima e la seconda parte dell'elaborato in quanto in esso vengono presentati esempi e casi studio relativi all'applicazione della procedura di Life Cycle Assessment ai sistemi di gestione dei rifiuti solidi urbani o a particolari aspetti del servizio di gestione. L'obiettivo è quello di un inquadramento della problematica nel più ampio contesto della letteratura nazionale ed internazionale e della presentazione dei risultati raggiunti per creare una base di partenza scientifica all'attività di ricerca.

PARTE II: La seconda parte dell'elaborato di tesi presenta lo sviluppo pratico della ricerca attraverso la descrizione dell'attività svolta e la presentazione dei risultati raggiunti

CAPITOLO 5: Il capitolo 5 è interamente dedicato alla presentazione del programma di ricerca con l'indicazione dei tempi e delle modalità di sviluppo dell'attività in essere.

CAPITOLO 6: Il capitolo 6 descrive le modalità di utilizzo della procedura di Life Cycle Assessment per la determinazione degli impatti ambientali prodotti dall'intero sistema di gestione dei rifiuti solidi urbani adottato nell'ambito territoriale della provincia di Avellino, nella Regione Campania. In particolare vengono proposte differenti soluzioni di gestione in relazione a diverse scelte impiantistiche adottate per il trattamento della frazione residua dei rifiuti ed inoltre viene posta particolare attenzione nella valutazione delle conseguenze in termini ambientali dovute a variazioni nel livello di raccolta differenziata dei rifiuti raggiunto nell'ambito del bacino territoriale di interesse. L'attività valutativa è stata sviluppata con riferimento a due differenti procedure per verificare la validità dei risultati ottenuti e l'applicabilità degli strumenti di calcolo a disposizione.

CAPITOLO 7: Il settimo capitolo costituisce un approfondimento dello studio condotto ed in particolare è incentrato sulla determinazione tramite procedura LCA degli impatti indotti dalla sola fase di raccolta e trasporto agli impianti delle frazioni merceologiche dei rifiuti con riferimento ad ambiti territoriali comunali fino a 10.000 abitanti. Viene presentata un'analisi economico – ambientale del servizio per giungere alla definizione di indicatori utili a sostenere ed orientare le scelte progettuali di competenza dei soggetti decisori.

CONCLUSIONI: Nelle conclusioni vengono descritti i risultati ottenuti nel corso della ricerca, analizzando pregi e difetti della procedura valutativa applicata e proponendo possibili sviluppi futuri dell'attività.

*Per chi intraprende cose belle,
è bello soffrire,
qualsiasi cosa gli tocchi.
(Platone)*

PARTE I

2 LA LIFE CYCLE ASSESSMENT (LCA)

Sempre, nella vita di tutti i giorni, l'uomo deve compiere delle scelte, dalle più importanti alle meno importanti, i cui effetti si ripercuotono sull'individuo stesso e sull'ambiente che lo circonda e in cui egli vive.

Negli ultimi anni ha assunto notevole importanza la necessità di guidare tali scelte, relativamente alle problematiche inerenti l'ambiente ed i possibili effetti che l'attività dell'uomo può esplicare sui diversi comparti ambientali.

Molto spesso, infatti, l'uomo è chiamato a prendere delle decisioni, in merito, ad esempio, alle tecnologie da impiegare per la produzione di beni di servizio, alle materie prime da sfruttare, alle possibili riutilizzazioni dei prodotti, fino alle modalità di smaltimento finale dei rifiuti; si tratta, in ogni caso, di scelte le cui conseguenze possono manifestarsi in maniera più o meno significativa sull'ambiente, determinando effetti più o meno gravi sul livello di qualità dello stesso e, quindi, sulla salute dell'uomo.

In questo contesto, negli ultimi anni, si è sviluppata una specifica procedura, attraverso la quale è possibile supportare il processo decisionale e pervenire, quindi, a delle considerazioni significative sui possibili impatti ambientali associati a ciascuna delle attività sopra descritte; tale procedura prende il nome di Valutazione del Ciclo di Vita o Life Cycle Assessment (LCA) e si pone come obiettivo l'identificazione e la valutazione quantitativa degli impatti ambientali associati alle diverse attività dell'uomo.

Il fine ultimo della procedura di Valutazione del Ciclo di Vita è, infatti, quello di fornire delle indicazioni ai soggetti decisori in merito alle azioni da intraprendere, confrontando eventualmente le diverse alternative di intervento a disposizione e, successivamente, pervenire all'identificazione della migliore soluzione possibile, sulla base dei dati forniti in input e delle assunzioni adottate nello sviluppo dello studio.

La procedura di Valutazione del Ciclo di Vita è dettata dalla normativa di settore, in particolare dalla serie delle norme UNI EN ISO 14040-14043,

ed è a queste che è necessario riferirsi per chiarire le modalità di sviluppo dello studio e le diverse fasi attraverso le quali deve articolarsi.

2.1 DESCRIZIONE GENERALE

La Valutazione del Ciclo di Vita (LCA) si configura oggi come uno degli strumenti sicuramente più importanti e più utilizzati dal mondo tecnico-economico, nell'ambito della caratterizzazione dei possibili impatti indotti sull'ambiente dai "prodotti" fabbricati e consumati dalla società. In particolare, il crescente degrado ecologico, la ridotta considerazione delle problematiche ambientali e la scarsa capacità dei criteri di valutazione tecnico-economici di portare in conto l'accettabilità e gli effetti ambientali di determinate scelte compiute dall'uomo, ha accresciuto l'interesse verso lo sviluppo di metodi atti a comprendere meglio e ridurre tali impatti (Barton, 1996).

La valutazione del ciclo di vita è, quindi, una tecnica, in corso di sviluppo, per l'individuazione e la quantificazione degli impatti ambientali associati ad un prodotto, con l'obiettivo di ottenere delle informazioni, impiegate poi in un processo decisionale molto più complesso, e pervenire, quindi, a scelte definitive e compatibili con le esigenze economico-sociali e di tutela dell'ambiente. In particolare l'LCA può dare supporto a (UNI EN ISO 14040, 1998):

- Identificare le opportunità di migliorare gli aspetti ambientali dei prodotti nei diversi stadi del loro ciclo di vita;
- Prendere delle decisioni nelle industrie e nelle organizzazioni governative e non governative;
- Scegliere indicatori rilevanti di prestazione ambientale con le relative tecniche di misurazione;
- Commercializzare, per esempio, una dichiarazione ecologica, un sistema di etichetta ecologica o un'asserzione di prodotto ecologico.

Ogni prodotto o servizio porta con sé una "storia", sia a monte sia a valle della fase del proprio utilizzo. Tale percorso inizia con l'estrazione e la lavorazione delle materie prime. Mediante successive trasformazioni si ottengono semilavorati, sino ad arrivare alla fase vera e propria di produzione e di assemblaggio del prodotto nell'azienda, che lo immette

sul mercato. L'insieme di queste macro-fasi viene denominato in gergo "dalla culla al cancello". Una volta uscito dalla fabbrica, il prodotto è distribuito sul mercato e pronto per l'uso. Tale fase del ciclo di vita dura per il tempo utile del prodotto, che è ovviamente estremamente variabile a seconda del prodotto medesimo; si pensi, per esempio, alla durata di vita di un foglio di carta – *prodotto di immediato consumo*, rispetto a quella di un frigorifero – *prodotto durevole*. Per alcuni prodotti, il tempo di vita utile può essere esteso mediante opportuna manutenzione (Azapagic, 1999).

Giunto al proprio fine vita, il prodotto può (Bengt Steen, 1999):

- essere riutilizzato nei processi produttivi (totalmente o in parte);
- essere riciclato per la produzione dello stesso tipo o di altri prodotti;
- essere utilizzato ai fini del recupero energetico (termovalorizzazione);
- essere smaltito in discarica.

Comunemente si fa riferimento all'insieme del ciclo di vita, ovvero al processo che va dall'acquisizione delle materie prime dall'ecosfera, sino al ritorno all'ambiente sotto forma di rifiuti o rilasci con il termine "dalla culla alla tomba" ("from cradle to gate"). Più recentemente si sta diffondendo anche il termine "dalla culla alla culla", con il quale si vuole enfatizzare la rivalorizzazione del prodotto a fine vita, attraverso il rientro in circolo dei materiali riciclati (Berlin et al., 2006).

Semplicemente la Valutazione del Ciclo di Vita va a studiare quelli che sono i potenziali impatti di un prodotto o di un processo durante tutta la sua vita, dalla culla alla tomba, mediante (Finnveden et al., 2005):

- La compilazione di un inventario di ciò che di rilevante entra ed esce da un sistema di prodotto;
- La valutazione dei potenziali impatti ambientali associati a ciò che entra e a ciò che esce;
- L'interpretazione dei risultati riguardanti le fasi di analisi di inventario e di stima degli impatti, in relazione agli obiettivi dello studio.

La rappresentazione grafica delle fasi della Life Cycle Assessment è mostrata in figura 2.1.

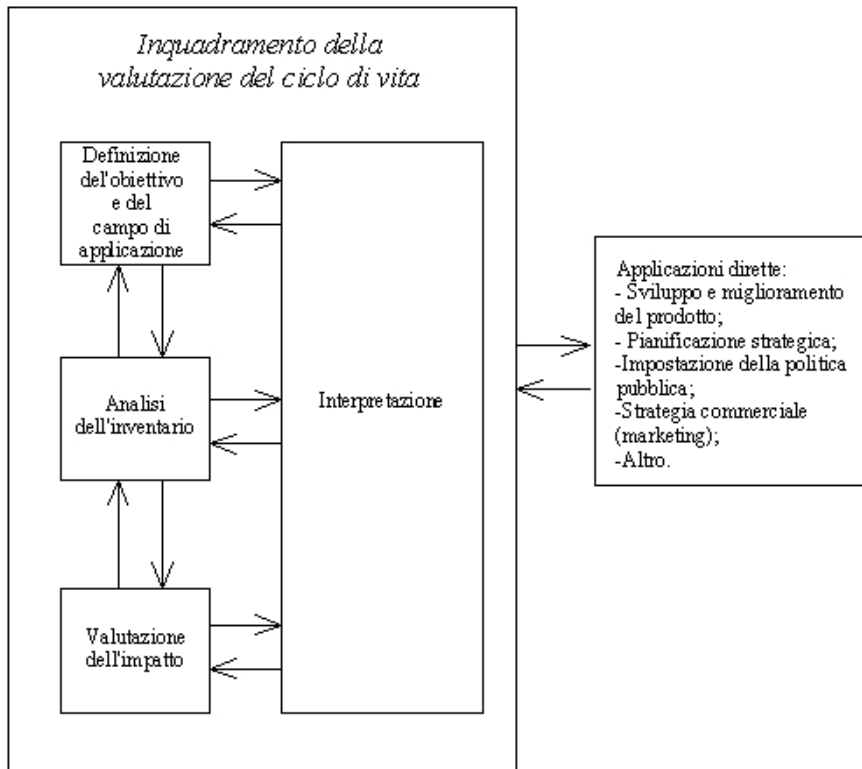


Figura 2.1 Fasi di un LCA (UNI EN ISO 14040, 1998)

L’LCA è, quindi, una tecnica per identificare tutti gli input e gli output di un prodotto, di un processo e di un servizio, valutare i rifiuti associati, gli effetti sulla salute dell’uomo e le problematiche ecologiche ed, infine, interpretare e comunicare i risultati della valutazione.

In definitiva, la Valutazione del Ciclo di Vita si configura come uno strumento di supporto al processo decisionale per ciò che riguarda i più svariati aspetti della vita dell’uomo e della sua attività, in riferimento, in particolar modo, a quelli che possono costituire potenziale causa di impatto ambientale. Tale valutazione viene, quindi, condotta individuando nel “ciclo di vita” del prodotto tutte le attività significative svolte, dall’acquisizione delle materie prime per la produzione allo smaltimento finale, e quantificandone le potenziali conseguenze sui diversi comparti ambientali e sulla salute dell’uomo, in termini di consumo di risorse, produzione di inquinanti e, naturalmente, in termini economici (www.epa.gov/ORD/NRMRL/lcaccess/lca101.htm).

2.1.1 Il sistema di prodotto e le unità funzionali

Attesa la complessità delle operazioni da svolgere e l'impossibilità di individuare un unico metodo per condurre gli studi di LCA, l'unico riferimento possibile è quello normativo, cui le organizzazioni dovrebbero conformarsi, per poi caratterizzare il sistema sulla base della specifica applicazione e dei requisiti dell'utilizzatore.

La valutazione del ciclo di vita deve, necessariamente, articolarsi nelle quattro fasi successive:

- Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione dello studio;
- Analisi dell'inventario;
- Valutazione dell'impatto;
- Interpretazione dei risultati.

Elemento di base per l'applicazione di tale procedura è la caratterizzazione delle componenti fondamentali oggetto della valutazione: le *unità di processo* e il *sistema di prodotto*.

Il primo passo per l'applicazione del procedimento di Valutazione del Ciclo di Vita è, infatti, la rappresentazione del processo da analizzare, attraverso un diagramma di flusso che, in maniera sequenziale ed interconnessa, colleghi tra loro i successivi step del ciclo di vita di un prodotto, tramite flussi di materia e di energia in ingresso e in uscita e ci consenta di definire ed identificare, attraverso ciascun blocco, la natura e la tipologia dei processi che hanno significatività ai fini dello studio (Rebitzera et al., 2003).

Un sistema di prodotto è un insieme di unità di processo interconnesse da flussi di prodotti intermedi, che rappresentano una o più funzioni definite. La descrizione di un sistema di prodotto, rappresentata in figura 2.2, comprende le unità di processo, i flussi elementari e i flussi di prodotti che oltrepassano i confini del sistema, sia in ingresso che in uscita, nonché i flussi dei prodotti intermedi dentro il sistema.

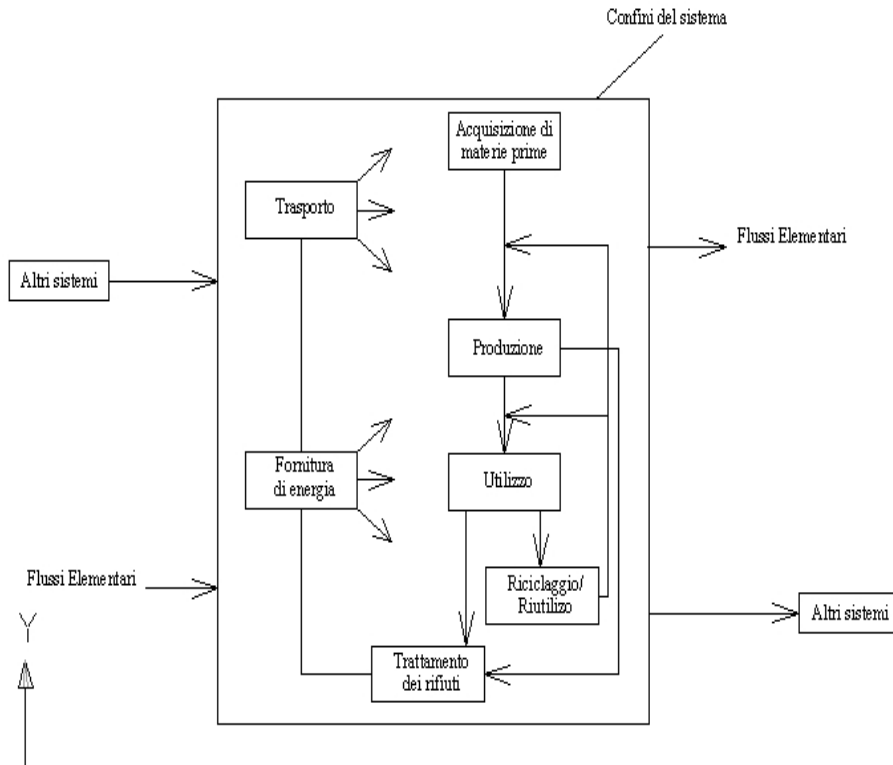


Figura 2.2 Esempio di sistema di prodotto ai fini dell'analisi di inventario del ciclo di vita (UNI EN ISO 14040, 1998)

I sistemi di prodotti si suddividono in una serie di unità di processo. Le unità di processo sono collegate fra loro da flussi di prodotti intermedi e da rifiuti da trattare e sono collegate con altri sistemi di prodotti e con l'ambiente da flussi elementari (UNI EN ISO 14040, 1998). Quanto detto è mostrato in figura 2.3.

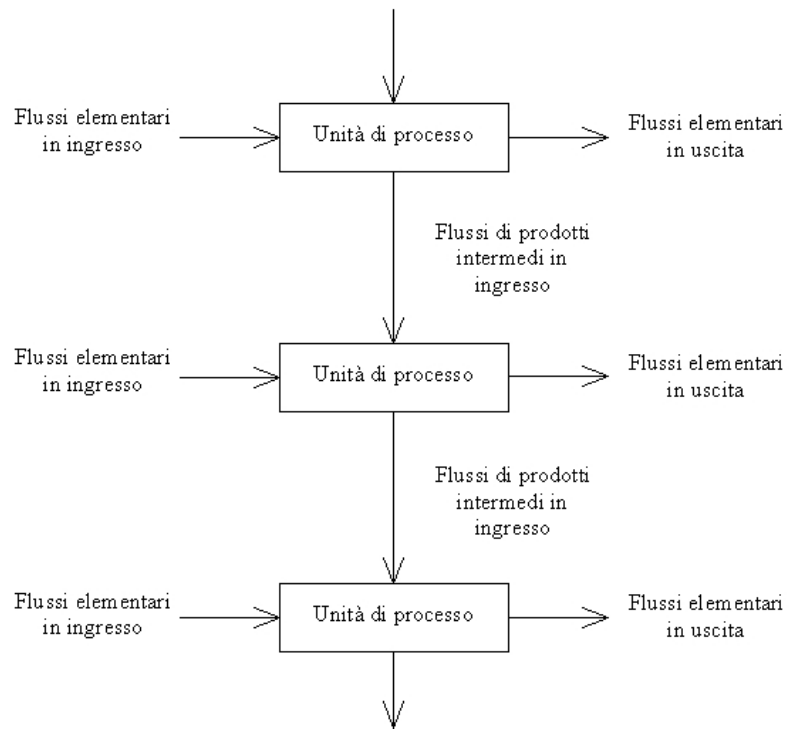


Figura 2.3 Esempio di determinate unità di processo all'interno di un sistema di prodotti (UNI EN ISO 14040, 1998)

Un esempio di un'unità di processo può essere la fusione dell'alluminio, nell'ambito di un sistema più complesso per la produzione di utensili, presentato in figura 2.4.

L'unità di processo trasforma le materie prime o i materiali intermedi in input in un prodotto semilavorato in output, attraverso il consumo di materiali ausiliari ed energia, contribuendo al rilascio di eventuali inquinanti nell'ambiente (ISO/TR 140479, 2000).

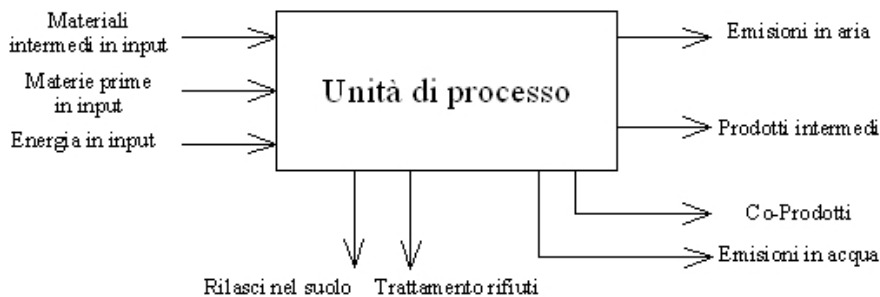


Figura 2.4 Esempio di una unità di processo (ISO/TR 140479, 2000)

E' evidente, quindi, la necessità di caratterizzare il momento in cui le singole unità di processo hanno inizio, per ciò che riguarda il ricevimento di materie prime o dei prodotti intermedi, le tipologie di trasformazioni che avvengono all'interno e, infine, il momento in cui le unità di processo terminano, ovvero la destinazione dei prodotti intermedi e finali (Finnveden et al., 1998).

2.1.2 Funzione, unità funzionale e flusso di riferimento

Ai fini della caratterizzazione del sistema di prodotto, oggetto di analisi fondamentale è la definizione della *funzione*, dell'*unità funzionale* e del relativo *flusso di riferimento*.

Le funzioni individuano le caratteristiche prestazionali del sistema, ovvero le finalità del sistema, scelte in relazione agli obiettivi dello studio, mentre l'unità funzionale definisce la quantificazione delle funzioni identificate e, quindi, una misura delle prestazioni del flusso in uscita dal sistema di prodotto; l'obiettivo è quello di fornire un riferimento chiaro e misurabile rispetto al quale i dati in ingresso e in uscita vengono normalizzati. Il flusso di riferimento, infine, non è altro che il prodotto necessario per soddisfare la funzione (UNI EN ISO 14040, 1998).

Un esempio può aiutare a chiarire meglio questi concetti di fondamentale importanza. Una volta caratterizzata la funzione rilevante del sistema di processo, ovvero le finalità per le quali vengono compiute, in maniera sequenziale, tutte le attività oggetto di analisi, si pone il problema di definire l'unità funzionale, il cui obiettivo è quello di quantificare in termini numerici il servizio offerto dal sistema di prodotto.

Se si prende in considerazione, per esempio, quale prodotto la pittura per pareti ai fini del tinteggiatura delle stesse, l'unità funzionale può essere espressa come i metri quadri di parete da colorare con determinate condizioni di opacità, di resistenza e durata nel tempo.

Una volta definita l'unità funzionale, il passo successivo è quello di determinare la quantità di prodotto necessaria a soddisfare la funzione quantificata tramite l'unità funzionale. Questa quantità viene definita flusso di riferimento ed evidentemente è relativa alle caratteristiche di performance del prodotto, tipicamente determinate come risultato di metodi di misura standardizzati. Ritornando all'esempio della pittura per pareti, il flusso di riferimento può essere espresso in termini di litri necessari per coprire la superficie fissata dall'unità funzionale (ISO/TR 140479, 2000).

Le operazioni descritte, per quanto riguarda la scelta della funzione, dell'unità funzionale e del flusso di riferimento, assumono notevole importanza nell'ambito di studi di valutazione del ciclo di vita volti al confronto tra due o più sistemi di processo. È evidente, infatti, come il confronto tra due sistemi deve essere fatto sulla base delle stesse funzioni, unità funzionali e flussi di riferimento. In caso contrario per eliminare le differenze è possibile modificare i confini del sistema oppure adottare procedimenti di allocazione (UNI EN ISO 14040, 1998).

2.2 DEFINIZIONE DELL'OBIETTIVO E DEL CAMPO DI APPLICAZIONE

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

Evidentemente, definire l'obiettivo dello studio significa identificare, senza alcuna ambiguità, le ragioni per cui tale studio viene realizzato, i dati di output che si vogliono ottenere e i soggetti a cui lo studio deve essere rivolto, ovvero a cui devono essere comunicati i relativi risultati.

Più complessa è la definizione del campo di applicazione; si tratta, in particolare, di un processo di tipo iterativo che, tramite l'acquisizione di un numero di dati e di informazioni sempre crescenti sul sistema allo studio, consente di identificare l'ambito da analizzare in funzione degli obiettivi da perseguire (Rebitzera et al., 2003).

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 (UNI EN ISO 14041, 1999).

La caratterizzazione del campo di applicazione è, quindi, funzione dell'obiettivo dell'analisi, che definisce in particolare la tipologia di dati da inserire e il livello di dettaglio della trattazione. È evidente, quindi, l'importanza fondamentale che tale fase assume nel contesto della valutazione, in quanto ci consente di definire i confini del sistema oggetto di analisi, le ipotesi e le limitazioni alla base della trattazione, la tipologia dei dati di input e le relative procedure di attribuzione. Rappresentando il processo come diagramma di flusso, è evidente la necessità di caratterizzarne ogni passaggio fondamentale, secondo gli obiettivi dello studio, focalizzando l'attenzione sugli aspetti che, più degli altri, concorrono in maniera significativa alla definizione degli impatti.

In definitiva, quindi, la determinazione dell'obiettivo e del campo di applicazione dello studio rappresenta l'elemento di base per il successivo sviluppo dell'analisi, in quanto consente, da un lato, di individuare le linee guida e i "paletti" rispetto ai quali sviluppare la valutazione, e dall'altro di definire le categorie di dati da prendere in considerazione e che saranno oggetto della successiva fase di calcolo e di valutazione (Rebitzera et al., 2003).

2.2.1 I dati di input

I dati di input sono elementi fondamentali dello studio, e la determinazione dei criteri di scelta e del loro livello di qualità è alla base di una corretta valutazione. In particolare, i dati si suddividono in diverse categorie:

- Energia, materie prime, materiali ausiliari o altre entità fisiche in ingresso
- Prodotti;
- Emissioni nell'aria, nelle acque, nel suolo, altri aspetti ambientali.

La raccolta dei dati è una procedura di tipo iterativa che, a partire da una prima indagine sulla disponibilità iniziale, conduce ad acquisire sempre più informazioni, man mano che si approfondisce la conoscenza del sistema allo studio (UNI EN ISO 14041, 1999).

Una soluzione per tale procedimento potrebbe essere quella di raccogliere le informazioni necessarie iniziali tramite la somministrazione di un dettagliato questionario alle amministrazioni, alle imprese, alle industrie, a cui aggiungere contatti telefonici e visite, presso le compagnie, per l'acquisizione dei dati più importanti (ISO/TR 14049, 2000). Questi dati possono essere misurati, calcolati e stimati, ma in ogni caso fondamentale è la definizione del loro livello di qualità, che, evidentemente, va a condizionare in maniera significativa l'attendibilità dei risultati finali e, quindi, il soddisfacimento degli obiettivi dello studio. I dati utilizzati, infatti, possono avere diverse origini, sia spaziali che temporali, e la loro corretta definizione è importante per individuare l'affidabilità dei risultati e la relativa corrispondenza alla situazione reale. In particolare, i requisiti di qualità dei dati dovrebbero includere i parametri (UNI EN ISO 14041, 1999):

- Fattori temporali: l'anzianità desiderata dei dati, per esempio entro gli ultimi cinque anni, e la minima estensione di tempo, per esempio un anno, rispetto alla quale i dati dovrebbero essere raccolti;
- Geografia: la zona geografica nella quale dovrebbero essere raccolti i dati relativi alle unità di processo, per soddisfare l'obiettivo dello studio, per esempio locale, regionale, nazionale, continentale, globale;
- Tecnologia: combinazione di tecnologie, per esempio media ponderata delle combinazioni di processi operanti, miglior tecnologia disponibile, oppure unità operativa più sfavorevole.

A tali requisiti devono essere aggiunte altre informazioni significative, ovvero le modalità e i tempi di misura, i soggetti responsabili ed, infine, i risultati delle procedure di validazione condotte (ISO/TR 14049, 2000). Nella pratica applicazione, l'operazione da compiere è la definizione dei flussi in ingresso da studiare, che devono essere scelti sulla base di tre criteri fondamentali:

- Massa: si includono nello studio tutti i flussi in ingresso che, cumulativamente, contribuiscono secondo una determinata

percentuale al flusso complessivo di massa in ingresso nel sistema;

- Energia: si includono nello studio tutti i flussi in ingresso che, cumulativamente, contribuiscono secondo una determinata percentuale al flusso complessivo di energia in ingresso nel sistema;
- Rilevanza ambientale: si includono nello studio tutti i flussi in ingresso che contribuiscono, secondo una determinata percentuale, alla quantità stimata di ciascuna categoria di dati del sistema di prodotto.

È evidente, infatti, che individuare i flussi in ingresso considerando solo ed esclusivamente il criterio della massa, potrebbe portare a trascurare dati che, invece, assumono notevole importanza sul risultato finale e, quindi, hanno notevoli impatti sull'ambiente. In ogni caso, indipendentemente dai criteri di scelta adottati, i dati devono necessariamente soddisfare alcuni requisiti di qualità, il cui grado di approfondimento, naturalmente, dipende dagli obiettivi e dal campo di applicazione dello studio. Notevole importanza assume, infatti, la precisione e la completezza, nonché la rappresentatività e la riproducibilità dei dati a disposizione, chiaramente certificati (UNI EN ISO 14041, 1999).

2.3 ANALISI DELL'INVENTARIO (LCI)

La fase di analisi dell'inventario, nell'ambito della Valutazione del Ciclo di Vita, si caratterizza come il procedimento di calcolo di tutti i dati precedentemente identificati, per la quantificazione dei flussi in ingresso e in uscita dal sistema di prodotto, nonché dei flussi intermedi tra le unità di processo, attraverso un procedimento iterativo che, tramite l'acquisizione di un numero sempre crescente di dati, determina cambiamenti nelle procedure di calcolo e nella stessa definizione dei confini del sistema allo studio. Questa fase costituisce, a sua volta, la spunto per la successiva determinazione degli impatti indotti sui comparti ambientali e sulla salute dell'uomo (UNI EN ISO 14041, 1999). Il procedimento iterativo può essere rappresentato come in figura 2.5.

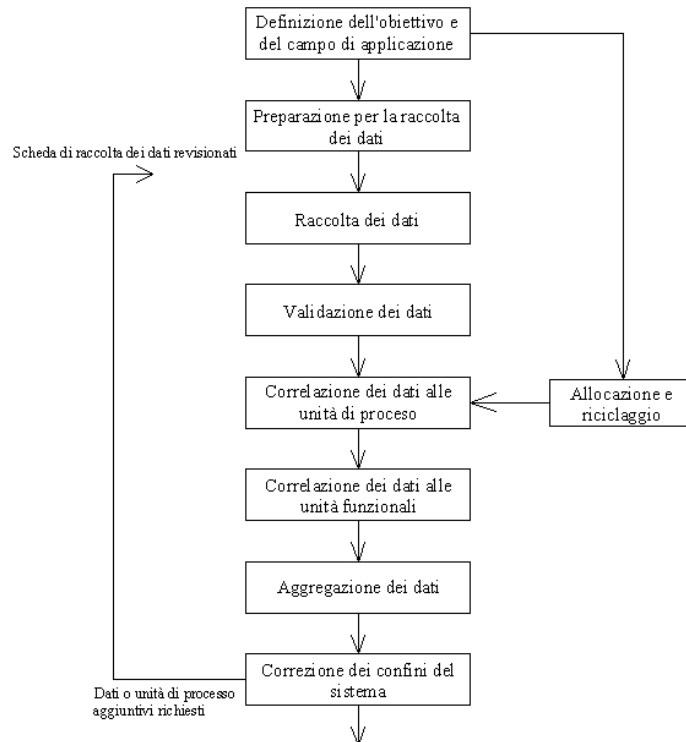


Figura 2.5 Procedimento semplificato per un'analisi di inventario (UNI EN ISO 14041, 1999)

Le prime due fasi della procedura di analisi d'inventario si riferiscono, ancora una volta, alla raccolta dei dati necessari, rivelando, quindi, l'importanza fondamentale che questa fase assume nell'ambito della trattazione; in particolare, ai fini della corretta raccolta di tutte le informazioni necessarie per la comprensione del sistema di prodotto, la normativa impone la necessità di provvedere ad una rappresentazione del processo, attraverso un appropriato diagramma di flusso, con una dettagliata descrizione delle funzioni svolte da ciascuna unità di processo e delle categorie di dati ad essa associate.

In particolare, per quanto riguarda i dati raccolti e le relative unità di misura, notevole importanza assume la chiara descrizione delle tecniche di raccolta e di misura, nonché la definizione delle fonti da cui eventualmente questi dati sono stati recuperati, al fine di garantire la ripetitività dell'operazione di valutazione e la corrispondenza dei risultati finali al contesto di applicazione dello studio.

Successivamente ha inizio il procedimento di calcolo vero e proprio. La prima operazione consiste in una verifica dei dati, attraverso bilanci di massa e di energia relativi a ciascuna unità di processo, al fine della individuazione di eventuali anomalie.

Tutti i dati a disposizione devono essere calcolati, in relazione ad un predefinito flusso di riferimento, e normalizzati rispetto all'unità funzionale, in modo tale da avere grandezze comparabili tra loro.

Come conseguenza della natura iterativa del processo, infine, i dati così ottenuti vengono usati in un'analisi di sensibilità, per valutarne l'importanza e il relativo peso sul risultato finale, ma anche, eventualmente, per modificare i confini del sistema, escludendo unità di processo o flussi in ingresso e in uscita che si siano rivelati poco significativi, ovvero includendo quelle unità e quei flussi che, invece, hanno mostrato di avere elevata incidenza sul risultato finale.

In definitiva, quindi, l'analisi di inventario ha come obiettivo la connessione nelle unità di processo dei flussi elementari di materia e di energia con i relativi prodotti, sottoprodotti e rifiuti, al fine di costruire un diagramma di flusso rappresentativo del reale ciclo di vita del prodotto (UNI EN ISO 14041, 1999).

2.3.1 Il processo di allocazione

In generale pochi processi industriali hanno un singolo prodotto in uscita, ma ciascun processo si compone di diversi sottoprodotti e ricicla i prodotti intermedi o di scarto per utilizzarli come materie prime; si pone, a questo punto, la necessità di associare ai diversi prodotti in uscita i flussi in ingresso, attraverso il processo dell'allocazione (UNI EN ISO 14041, 1999).

L'allocazione è un procedimento attraverso il quale i flussi di materia e di energia in ingresso in un'unità di processo vengono ripartiti tra i diversi prodotti in uscita, in maniera tale da attribuire a ciascuno di loro le rispettive aliquote di risorse impiegate e di inquinanti emessi, ovvero caratterizzare il contributo fornito da ciascuna sottoattività agli impatti ambientali complessivi.

In generale, fin quando possibile, il processo di allocazione deve essere evitato, andando a scomporre la singola unità di processo in sottounità e determinando per ciascuna di esse i flussi in ingresso e in uscita, ovvero estendendo i confini del sistema di prodotto, per includere funzioni aggiuntive relative ai sottoprodotti.

In particolare, il procedimento di espansione dei confini del sistema, per confrontare processi con output differenti, consiste nell'includere altre attività o sottoattività in aggiunta a quelle già considerate (Rebitzera et al., 2003).

Un esempio può essere dato dai processi di trattamento e smaltimento dei materiali in plastica. Una soluzione potrebbe essere quella di provvedere al riciclaggio con conseguente produzione di un film plastico, mentre una seconda alternativa potrebbe essere rappresentata dal recupero di energia tramite termovalorizzazione del rifiuto. La figura 2.6 mostra i diagrammi di flusso dei due procedimenti.

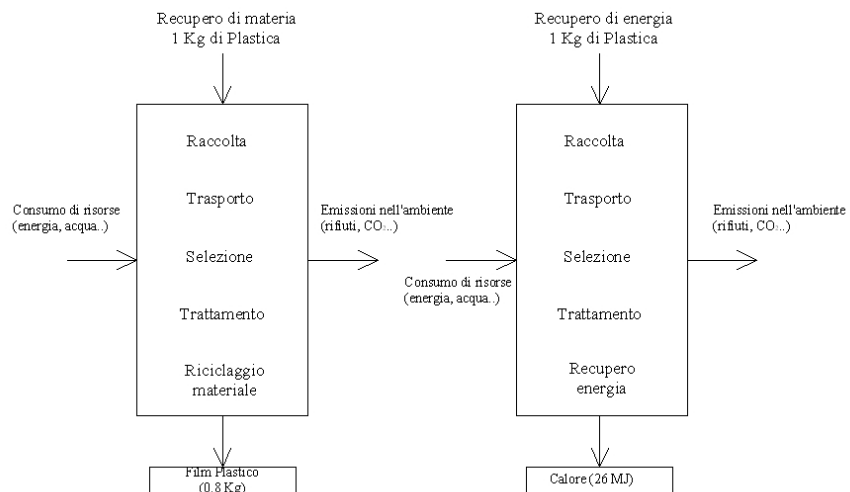


Figura 2.6 Esempio del riciclaggio di materia e del recupero di energia (ISO/TR 14049, 2000)

È evidente come in questo caso l'output dei due sistemi è completamente diverso, quindi, si pone la necessità di allargare i confini dei due sistemi, in maniera tale da includere nel primo un processo equivalente per la generazione di 26 MJ di energia e nel secondo un processo per la produzione di 0.8 kg di film plastico.

In questo modo le due opzioni generano lo stesso ammontare di prodotto finale e, quindi, il consumo di risorse e le emissioni nell'ambiente possono essere confrontate (ISO/TR 14049, 2000).

Allorquando tale operazione risulta impossibile è necessario sviluppare il processo di allocazione, attribuendo i flussi in ingresso a ciascun

sottoprodotto, tenendo conto delle relazioni fisiche e del modo in cui i flussi in ingresso si trasformano, in maniera quantitativa, nei flussi in uscita.

Quando tali relazioni non sono in grado di risolvere il problema se ne prendono in considerazione anche altre, come ad esempio relazioni di carattere economico.

In questo ambito è possibile considerare il caso relativo al consumo di risorse per il trasporto di un generico prodotto imballato. Si può immaginare che il consumo di carburante sia legato al carico presente nel mezzo di trasporto attraverso una relazione lineare. Una parte di carburante, tuttavia, viene consumata per il trasporto del prodotto, mentre la rimanente per il trasporto degli imballaggi, che rappresentano una determinata percentuale in peso o in volume del carico complessivo.

In questo caso l'allocazione può essere condotta tenendo conto delle caratteristiche fisiche del prodotto e, quindi, attribuendo il consumo di carburante per una fissata percentuale al prodotto in sé e per la rimanente al trasporto degli imballaggi.

L'approccio di tipo economico può essere utilizzato, invece, quando non è possibile determinare dei parametri fisici per calcolare il fattore di allocazione, ovvero quando il rapporto tra la massa del prodotto principale e quella dei diversi co-prodotti varia in un range limitato a seguito di variazioni significative dei parametri del processo. In questo caso, il fattore di allocazione viene determinato tenendo conto del rapporto tra i prezzi di mercato e, quindi, attribuendo le emissioni e gli impatti al prodotto e ai co-prodotti in funzione del loro valore di mercato (ISO/TR 14049, 2000).

2.3.2 Il processo di allocazione per il riutilizzo ed il riciclaggio

Particolari considerazioni devono, inoltre, essere fatte per ciò che riguarda i procedimenti di allocazione per il riutilizzo e il riciclaggio.

Tali attività, infatti, possono portare a situazioni particolari, perché cambiano le proprietà fisiche dei materiali, in vista di un utilizzo successivo ed inoltre, i flussi in uscita possono essere condivisi da più sistemi di prodotti.

In generale due sono i procedimenti che, in questi casi, possono essere presi in considerazione: procedimenti di allocazione a ciclo chiuso e procedimenti di allocazione a ciclo aperto.

Il procedimento di allocazione a ciclo chiuso si applica ai sistemi di prodotti a ciclo chiuso o a quelli a ciclo aperto nei quali non si abbiano cambiamenti significativi nelle proprietà del materiale riciclato; in questo caso l'allocazione per i materiali riciclati è evitata perché il materiale secondario sostituisce le materie prime.

Il procedimento di allocazione a ciclo aperto si applica nei sistemi di prodotti a ciclo aperto, ovvero quando i prodotti subiscono cambiamenti nelle loro proprietà; in questo caso i criteri di allocazione presi in considerazione sono nell'ordine (UNI EN ISO 14041, 1999):

- Le proprietà fisiche;
- Il valore economico;
- Il numero dei successivi utilizzi del materiale riciclato.

Un tipico esempio di sistema di prodotto a ciclo chiuso è quello relativo alla produzione di HFC-134a, a partire dall'etilene, utilizzato come materiale refrigerante. Nell'ambito del processo, infatti, una porzione di etilene, pari a 0.05 unità, non reagisce e conseguentemente può essere riciclata a monte.

In questo caso viene applicato il sistema di allocazione a ciclo chiuso, eventualmente allargando i confini del sistema ed includendovi un processo di lavaggio dell'etilene, per garantire un livello di qualità pari a quello del materiale vergine.

La quantità di etilene in output, infatti, va a sostituire parte dell'etilene in input, determinandone un consumo netto di 0.95 unità, così come mostrato nella figura 2.7.

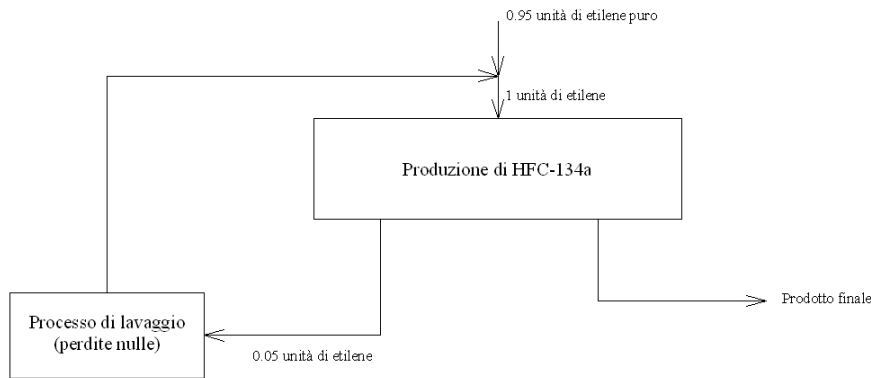


Figura 2.7 Diagramma di flusso per l'esempio di riciclaggio a ciclo chiuso (ISO/TR 14049, 2000)

Lo stesso procedimento di allocazione a ciclo chiuso può essere applicato anche al caso di sistemi di prodotto a ciclo aperto, nei quali i materiali riciclati non subiscono modifiche o alterazioni delle loro caratteristiche fisiche.

L'esempio è, in questo caso, dato dal ciclo di vita di un imballaggio in alluminio che, a sua volta, genera in output una determinata quantità di alluminio, che può essere riciclata.

Per risolvere il problema dell'allocazione si può optare per un allargamento dei confini del sistema e, quindi, valutare le conseguenze indotte dall'uso dell'alluminio riciclato per altri scopi.

Il trattamento dell'alluminio riciclato genera impatti ambientali addizionali, ma, al tempo stesso, il suo riutilizzo consente di ridurre il consumo del materiale vergine, con i conseguenti benefici. La differenza tra gli effetti rappresenta il beneficio ottenuto dal sottoprodotto (ISO/TR 14049, 2000). Quanto detto viene presentato in figura 2.8.

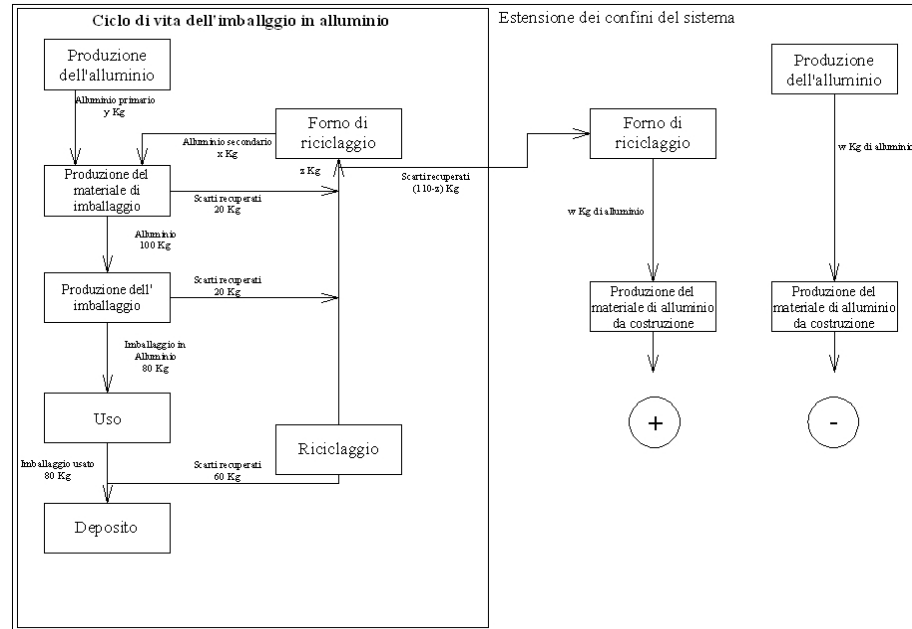


Figura 2.8 Processo di allocazione a ciclo chiuso per un sistema a ciclo aperto (ISO/TR 14049, 2000)

2.3.3 L'analisi di sensibilità

I risultati ottenuti attraverso l'analisi di inventario devono, successivamente, essere oggetto di una fase di interpretazione. Questa operazione dà l'opportunità di verificare la validità delle attività condotte, in relazione all'obiettivo dello studio e al campo di applicazione.

In particolare, l'interpretazione dei risultati deve comprendere una valutazione della qualità dei dati, delle scelte metodologiche e delle analisi di sensibilità dei flussi in ingresso e in uscita, in maniera tale da valutare l'incertezza dei risultati (UNI EN ISO 14041, 1999).

A tal fine, un valido aiuto potrebbe arrivare dall'uso di metodologie e procedimenti statistici, che consentirebbero di spiegare meglio le conclusioni della valutazione. In particolare, la procedura più utilizzata è quella dell'analisi di sensibilità, che consente di valutare l'influenza, sul risultato finale, dovuta al cambiamento dei parametri di input o a variazioni di decisioni prese durante lo sviluppo dello studio.

È evidente, infatti, come nell'ambito delle fasi precedenti, devono essere prese delle decisioni in condizioni di incertezza, quali la scelta dell'unità funzionale, del valore dei dati, delle metodologie da seguire per ciò che riguarda, ad esempio, l'allocazione; si pone, quindi, la necessità di valutare la misura con la quale le scelte compiute hanno influenza sui risultati finali.

La procedura è, quindi, quella di variare, secondo una certa percentuale, tipicamente del 10%, i valori dei dati in ingresso ed analizzare come varia a sua volta il risultato finale dello studio (ISO/TR 14049, 2000).

2.4 VALUTAZIONI DELL'IMPATTO DEL CICLO DI VITA (LCIA)

La fase di analisi dell'inventario del ciclo di vita ci consegna i flussi che attraversano i confini del sistema e che forniscono il punto di partenza per la valutazione dell'impatto del ciclo di vita.

La fase di valutazione dell'impatto del ciclo di vita consente una visione "ambientale" del sistema oggetto di studio, ossia consente di identificare e quantificare gli impatti sull'ambiente e sulla salute dell'uomo indotti dai flussi in uscita dai confini del sistema.

Tale operazione viene condotta individuando le categorie d'impatto, ovvero i fattori ambientali interessati, ed assegnando ad essi i risultati dell'LCI; tramite i modelli di caratterizzazione si definiscono gli indicatori di categoria, associati a ciascuna categoria di impatto che, a loro volta, hanno una determinata rilevanza ambientale sui punti finali di categoria, ossia sull'aspetto ambientale naturale, della salute umana o delle risorse, che rappresentano i fattori ambientali interessati (UNI EN ISO 14042, 2001).

2.4.1 Le fasi della valutazione dell'impatto del ciclo di vita

In generale, la valutazione dell'impatto del ciclo di vita si compone di elementi obbligatori e facoltativi secondo quanto mostrato in figura 2.9.

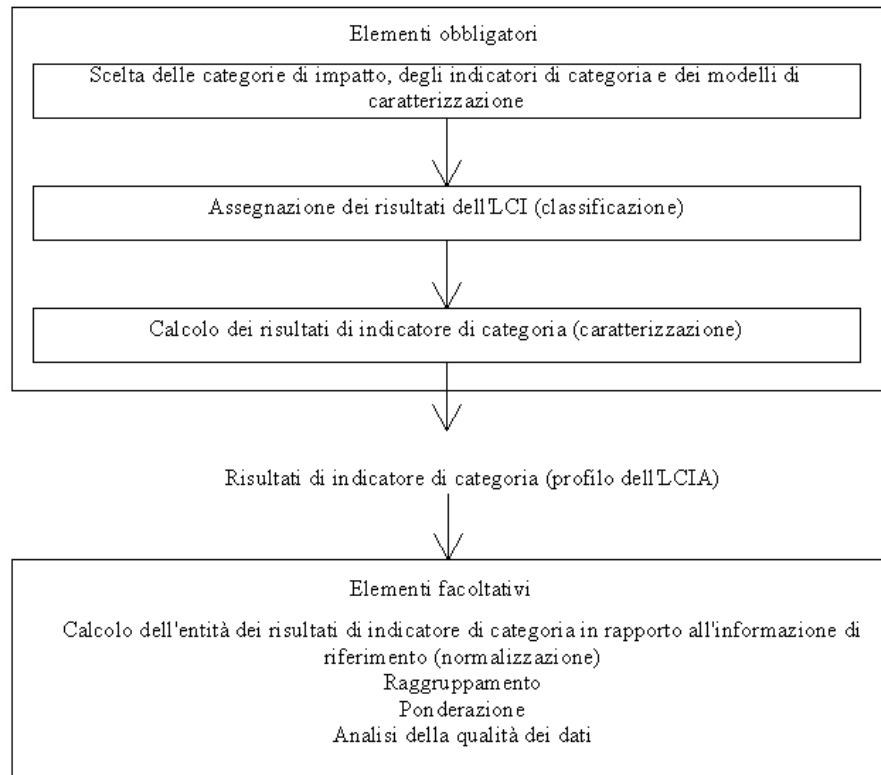


Figura 2.9 Elementi della fase di LCIA (UNI EN ISO 14042, 2001)

Nella maggior parte degli studi di Valutazione del Ciclo di Vita si prendono in considerazione categorie di impatto, indicatori di categoria e modelli di caratterizzazione già esistenti in letteratura, ma allorquando questi non riescono a soddisfare gli obiettivi e il campo di applicazione dello studio è necessario definirne degli altri (UNI EN ISO 14042, 2001). Indipendentemente dai criteri che devono essere seguiti per tale operazione, è importante andare a caratterizzare il concetto degli indicatori di categoria. Come esempio è possibile fare riferimento allo schema in figura 2.10:

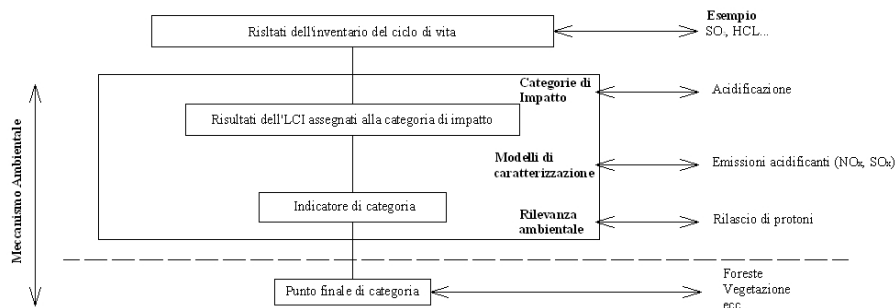


Figura 2.10 Concetto degli indicatori di categoria (UNI EN ISO 14042, 2001)

I risultati dell'analisi d'inventario vengono assegnati a ciascuna categoria di impatto e, tramite un modello di caratterizzazione, questi risultati si trasformano in indicatori di categoria.

Il modello di caratterizzazione è utilizzato, infatti, per calcolare i fattori di caratterizzazione e, quindi, il risultato di indicatore, che fornisce la quantificazione dei flussi in uscita che hanno impatti sui diversi comparti ambientali, rappresentati dal punto finale di categoria.

Tra gli elementi obbligatori della LCIA vi è la classificazione e la caratterizzazione. In particolare, la fase di classificazione ci consente di assegnare i risultati dell'LCI alle categorie di impatto secondo i criteri definiti dalla normativa:

- L'assegnazione dei risultati dell'LCI che sono esclusivi per una sola categoria di impatto;
- L'identificazione dei risultati dell'LCI che si riferiscono a più di una categoria di impatto, comprendendo:
 - la distinzione tra meccanismi in serie;
 - l'allocazione tra meccanismi in parallelo.

Negli studi che generalmente vengono condotti, le categorie di impatto più frequentemente utilizzate sono:

- Cambiamento climatico;
- Esaurimento dell'ozono atmosferico;
- Formazione di foto-ossidanti;
- Acidificazione;
- Nitrificazione;
- Tossicità umana;
- Ecotossicità;

- Esaurimento delle risorse abiotiche;
- Esaurimento delle risorse biotiche.

A queste categorie possono essere aggiunte quelle delle radiazioni, del rumore e degli odori, anche se attualmente non esistono opportuni modelli di caratterizzazione ad essi associati (ISO/TR 14047, 2003).

2.4.2 La classificazione e la caratterizzazione

La classificazione provvede, quindi, ad assegnare i risultati dell'analisi di inventario alle diverse categorie di impatto, in maniera tale da individuare quali risultati ottenuti hanno effetto sulla diverse categorie.

A tal fine, notevole importanza assume la differenza tra i processi di assegnazione in serie ed i processi di assegnazione in parallelo.

In particolare, nei processi in parallelo una sola sostanza determina impatto su due o più categorie e, quindi, una parte di questa ha effetti su una categoria, la restante sull'altra categoria. Un esempio potrebbe essere dato dall'emissione di SO_2 che esplica i suoi effetti su tre categorie di impatto: l'acidificazione, il cambiamento climatico e la tossicità umana. La figura 2.11 presenta un esempio di processo in parallelo.

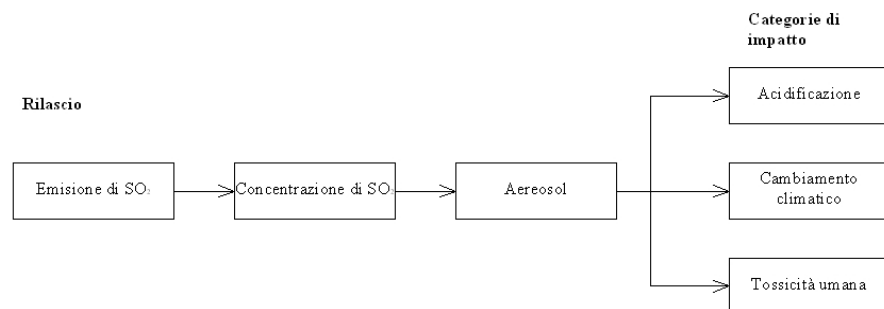


Figura 2.11 Esempio di processo in parallelo (ISO/TR 14047, 2003)

Il processo di assegnazione in serie, invece, può essere illustrato considerando l'emissione di clorofluorocarburi.

Nei processi in serie la sostanza contribuisce all'impatto indotto su diverse categorie ma non contemporaneamente e, quindi, non vi è alcuna necessità di un processo di allocazione.

Nel caso in esame, i CFC determinano effetti sul cambiamento climatico e sulla concentrazione di ozono stratosferico, come mostrato nella figura 2.12 (ISO/TR 14047 2003).

Rilascio

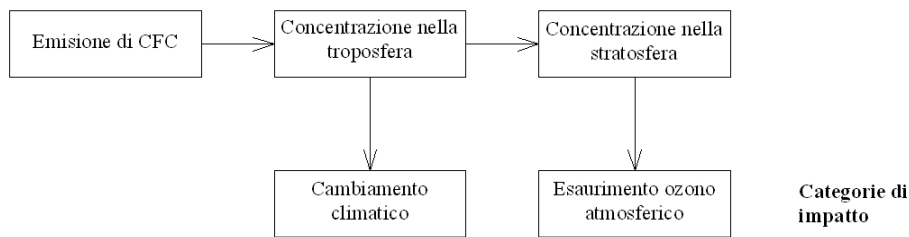


Figura 1.12 Esempio di processo in serie (ISO/TR 14047, 2003)

La fase di caratterizzazione, invece, consente di trasformare i risultati dell'analisi d'inventario del ciclo di vita in unità di misura comuni e di aggregarli a ciascuna categoria di impatto, attraverso i fattori di caratterizzazione.

Ad esempio, un risultato dell'LCI potrebbe essere il volume di gas ad effetto serra emesso da un impianto industriale; il relativo indicatore di categoria associato potrebbe essere la potenza di radiazione infrarossa.

Attraverso un modello matematico si definisce il fattore di caratterizzazione, ovvero il potenziale di riscaldamento globale per ciascun gas ad effetto serra (kg di CO₂ equivalenti/kg di gas) e quindi i risultati dell'analisi di inventario vengono tutti riconvertiti in un risultato di indicatore, ovvero in kg di CO₂ equivalenti (ISO/TR 14047, 2003).

Sulla base di quanto detto è evidente come il calcolo dei risultati di indicatore comprende due fasi:

- Scelta ed utilizzo dei fattori di caratterizzazione per convertire in unità di misura comuni i risultati dell'LCI;
- Aggregazione dei risultati dell'LCI nel risultato di indicatore.

2.4.3 La normalizzazione, il raggruppamento e la ponderazione

In aggiunta alle fasi obbligatorie, la Valutazione dell'Impatto del Ciclo di Vita si compone anche di tre elementi facoltativi, quali la Normalizzazione, il Raggruppamento e la Ponderazione.

In particolare, la normalizzazione è un procedimento che consente una migliore comprensione dell'entità relativa dei risultati di indicatore, perché consiste nel dividere il risultato di indicatore per un valore di riferimento prescelto, quale le emissioni totali o l'utilizzo di risorse in una data area, ovvero le emissioni totali o l'utilizzo di risorse in una data area per abitante.

Il raggruppamento è una procedura di riordino e classificazione delle categorie di impatto sulla base dell'obiettivo e del campo di applicazione dello studio.

Più in particolare, le categorie di impatto possono essere riordinate su base nominale, in relazione alle emissioni, alle risorse o su scala spaziale, oppure sulla base di una gerarchia, per esempio di priorità. È evidente come tale operazione, della quale deve essere garantita la trasparenza, può essere condotta in maniera diversa da individui e società differenti e, quindi, differenti possono essere i risultati a parità di indicatori normalizzati.

Si procede, infine, alla fase di ponderazione, ovvero la trasformazione dei risultati di indicatore attraverso dei fattori numerici o di ponderazione, scelti tramite un procedimento di assegnazione di valori. Anche in questo caso l'operazione, che deve essere totalmente trasparente, può condurre a risultati differenti, in relazione alle diverse preferenze di individui e organizzazioni; in ogni caso i criteri di valutazione seguiti e le procedure di calcolo utilizzate devono essere chiaramente documentate, al fine di rendere chiara la procedura ai soggetti decisori e consentire agli utilizzatori di apprezzarne i risultati (SETAC, 1993).

Sulla base di quanto detto, è evidente come la fase di Valutazione dell'Impatto del Ciclo di Vita dà la possibilità di caratterizzare e quantificare gli impatti ambientali di un sistema di prodotto e, quindi, soddisfare l'obiettivo principale per il quale viene sviluppata la procedura di LCA; in ogni caso, molto spesso, si pone la necessità di comprendere meglio il significato dei risultati ottenuti, al fine di eliminare le informazioni trascurabili e valutare le differenze significate tra approcci

diversi; in questo caso risultano di aiuto procedimenti specifici come (UNI EN ISO 14042, 2001):

- **Analisi di gravità:** metodo statistico che consente di identificare i dati che contribuiscono in maniera significativa al risultato finale, in modo tale che questi possano essere oggetto di una precisa valutazione ed assicurare che siano prese le decisioni migliori;
- **Analisi di incertezza:** metodo statistico che descrive la variabilità statistica delle serie di dati, al fine di determinare se i risultati di indicatore provenienti da una stessa categoria di impatto sono significativamente differenti gli uni dagli altri;
- **Analisi di sensibilità:** metodo statistico che misura quanto le variazioni dei valori forniti influenzino i risultati di indicatore.

2.5 INTERPRETAZIONE DEL CICLO DI VITA

L' Interpretazione del Ciclo di Vita è l'ultima fase della procedura di LCA qui descritta, nella quale i risultati dei precedenti procedimenti di LCI e LCIA vengono riepilogati e discussi, al fine di giungere a conclusioni e raccomandazioni sulle iniziative da intraprendere, in relazione agli obiettivi dello studio e al relativo campo di applicazione (SETAC, 1993).

L'obiettivo è, inoltre, quello di presentare in maniera chiara e trasparente i risultati dello studio effettuato, in modo tale da fornire un valido strumento di consultazione ai soggetti decisori e al pubblico cui eventualmente tali informazioni sono destinate. A tal fine la fase di Interpretazione del Ciclo di Vita comprende tre stadi successivi:

- Identificazione dei fattori significativi sulla base dei risultati delle fasi LCI o LCIA dell'LCA;
- Valutazione, comprensiva dei controlli di completezza, sensibilità e coerenza;
- Conclusioni, raccomandazioni e redazione di un rapporto.

La fase di identificazione dei fattori significativi si pone come obiettivo la caratterizzazione dei metodi utilizzati, delle assunzioni, delle ipotesi sulla base delle quali è stato sviluppato lo studio, quali ad esempio le regole di allocazione, le decisioni di esclusione, la scelta delle categorie di impatto, degli indicatori di categoria e dei modelli.

In particolare, le informazioni da acquisire devono riguardare innanzitutto i risultati delle fasi precedenti, rappresentati attraverso grafici, tabelle, prospetti, in maniera tale da avere un quadro complessivo dei dati a disposizione.

Tale fase di descrizione deve interessare anche le scelte metodologiche compiute che, in qualche modo, possono condizionare in maniera determinante l'esito dello studio, così come le scelte dei valori adottati, come determinato dalla definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione ed, infine, le informazioni sul ruolo e le responsabilità delle diverse parti interessate (UNI EN ISO 14043, 2001).

Una volta raccolti i risultati a disposizione, se questi soddisfano le esigenze dello studio, si pone la necessità di determinarne la significatività; in particolare la normativa non fornisce specifiche indicazioni a tal riguardo, ma sono disponibili diversi approcci o metodi che consentono, comunque, di evidenziare come la significatività di un risultato non possa essere espressa in termini assoluti, ma relativi al contesto specifico del sistema di prodotto allo studio.

La fase di valutazione, invece, si pone come obiettivo la definizione e il miglioramento dell'affidabilità e dell'attendibilità dei risultati; tale operazione viene condotta attraverso tre fasi successive:

- Controllo di completezza;
- Controllo di sensibilità;
- Controllo di coerenza.

Il controllo di completezza è volto ad assicurare che tutte le informazioni e i dati necessari all'interpretazione siano disponibili e completi.

Nel caso in cui il dato eventualmente mancante non è indispensabile per soddisfare l'obiettivo dello studio è possibile procedere alla valutazione, in caso contrario le fasi di LCI e LCIA devono essere riesaminate o si deve variare l'obiettivo dell'analisi.

Il controllo di sensibilità, invece, si pone come obiettivo quello di valutare l'attendibilità dei risultati finali, determinando se sono influenzati dalle incertezze nei dati, dai metodi di allocazione o dal calcolo dei risultati degli indicatori di categoria.

Il controllo di coerenza, infine, va a valutare se le ipotesi, i metodi e i dati sono coerenti con l'obiettivo e il campo di applicazione dello studio. A tal fine la normativa specifica le informazioni da fornire e le domande a

cui è lecito dare una risposta, ossia in generale la coerenza con la quale devono essere condotte tutte le operazioni di analisi.

La fase di interpretazione del ciclo di vita si chiude con le conclusioni e le raccomandazioni.

In generale, l'obiettivo in questa fase è quello di analizzare i risultati dello studio e trarre delle conclusioni.

Dove appropriato, in base all'obiettivo e al campo di applicazione, è possibile fornire anche delle raccomandazioni, al fine di agevolare il processo decisionale e condurre i soggetti interessati a compiere le migliori scelte possibili (UNI EN ISO 14043, 2001).

3 L'APPLICAZIONE DELLA LCA AL SETTORE DELLA GESTIONE DEI RIFIUTI

La procedura di valutazione del ciclo di vita di prodotti o sistemi si è sviluppata a partire dagli anni '90 e, nel corso del tempo, ha trovato larga applicazione in numerosi settori dell'attività e della vita dell'uomo, tra i quali quelli relativi alla corretta gestione dei rifiuti.

Il presente capitolo si pone come obiettivo quello di illustrare le modalità di applicazione della procedura di valutazione del ciclo di vita alla gestione dei rifiuti, non dal punto di vista degli esperti di LCA, ma focalizzando l'attenzione sulle possibilità che tale strumento offre, come supporto al processo decisionale, per ottenere le informazioni necessarie a compiere le scelte migliori.

Il capitolo descrive brevemente alcuni aspetti della procedura di valutazione che pongono diverse problematiche nell'applicazione ai sistemi di gestione dei rifiuti e che, quindi, ricorrono in diversi studi e linee guida sviluppati in tal senso. In particolare, gli aspetti specifici presi in considerazione riguardano la scelta dell'unità funzionale e del flusso di riferimento, rispetto al quale effettuare la valutazione, i criteri di delimitazione dei confini del sistema, le modalità di redazione dell'analisi d'inventario, con le relative procedure di allocazione dei flussi di materia e di energia ed, infine, la presentazione dei risultati, con particolare riferimento alle categorie di impatto più significative da prendere in considerazione.

3.1 LA METODOLOGIA DELLA LCA APPLICATA ALLA GESTIONE DEI RIFIUTI

La strategia di gestione dei rifiuti solidi nel corso del tempo si è andata sempre più specificando e particolareggiando, giungendo alla definizione di una gerarchia di priorità, nelle attività di trattamento e smaltimento, ormai accettata a livello mondiale ed applicata, in maniera più o meno efficace, nell'ambito delle diverse nazioni, che si sono poste il problema di fronteggiare e risolvere le questioni ambientali connesse alla gestione dei rifiuti.

Indipendentemente dalle differenti versioni fornite dalle varie organizzazioni a livello mondiale, è ormai accertato che la strada da intraprendere, per la corretta gestione del problema rifiuti, si basa su di un ordine gerarchico che prevede (European Commission, 2005):

- Riduzione nella produzione;
- Recupero e riutilizzo;
- Riciclaggio di materia;
- Incenerimento con recupero di energia;
- Smaltimento in discarica.

È evidente, quindi, come tali principi fondamentali devono guidare e regolamentare non soltanto l'attività legislativa delle singole nazioni, ma anche, più nello specifico, le scelte compiute a livello territoriale locale, al fine di garantire il rispetto delle disposizioni normative e, più in generale, il raggiungimento di quegli standard qualitativi indispensabili per la tutela della salute pubblica e dell'ambiente, contro i rischi connessi ad una cattiva gestione dei rifiuti (Environmental Agency, 2000).

A parte, infatti, la tendenza alla riduzione nella produzione, che deve essere sempre perseguita, i rifiuti, anche se in maniera ridotta e con caratteristiche differenti, verranno sempre prodotti e, quindi, risulta indispensabile adottare delle strategie di gestione che, facendo proprie le tecnologie a disposizione e sulla base delle caratteristiche territoriali, consentano di risolvere nel migliore dei modi possibili il problema (Laraia, 2004).

In questa ottica, quindi, notevole importanza assume l'attività del decisore e dei soggetti responsabili, per lo più politici, che devono prendere delle decisioni e assumersi delle responsabilità per quanto riguarda, ad esempio, le scelte delle modalità di gestione, delle tecnologie

da utilizzare, delle combinazioni possibili dei sistemi di trattamento, della localizzazione degli impianti (Pompili et al., 2005; Cerani, 2006).

In questo contesto si inserisce, allora, la procedura della Life Cycle Assessment (LCA), che si configura, in generale, come uno strumento di supporto al processo decisionale. L'LCA, infatti, studia gli aspetti ambientali e i potenziali impatti di un prodotto, dalla culla alla tomba, ovvero dall'estrazione delle materie prime e dallo sfruttamento dell'energia necessaria alla produzione fino al deposito e allo smaltimento, passando per l'utilizzazione. Tale operazione viene condotta attraverso la compilazione di un inventario dei flussi in input ed in output rilevanti del sistema, la valutazione dei loro potenziali impatti e l'interpretazione dei risultati, in relazione agli obiettivi dello studio (SETAC, 1993).

In particolare, nella definizione di LCA il termine prodotto non deve essere inteso in senso stretto, come sistema di prodotto, ma deve, invece, includere anche il concetto di servizio, quale ad esempio il servizio di gestione dei rifiuti (Finnveden, 1998).

È questa, quindi, la finalità per la quale la procedura di valutazione del ciclo di vita viene utilizzata anche nell'ambito della gestione dei rifiuti; per dare un supporto di carattere scientifico al processo decisionale, per guidare le scelte delle amministrazioni verso l'adozione delle migliori soluzioni possibili, per assicurare l'opinione pubblica circa i criteri di valutazione oggettivi presi in considerazione (Gervais, 2002).

La valutazione del ciclo di vita, applicata alla gestione dei rifiuti, non fa altro, in definitiva, che caratterizzare, in maniera qualitativa ma soprattutto quantitativa, gli impatti indotti sull'ambiente dalle diverse fasi di cui si compone un sistema di gestione dei rifiuti, in maniera tale da valutarne le possibili conseguenze sia sui diversi comparti ambientali sia sulla salute umana.

La finalità degli studi condotti tramite la procedura di valutazione del ciclo di vita è, evidentemente, quella di identificare gli effetti, intesi come emissioni di sostanze inquinanti nell'aria, nell'acqua, nel suolo, ma anche come consumo di energia e di materie prime, relativi a ciascuna delle fasi di vita di un prodotto, ovvero in questo caso, di un rifiuto, per individuare eventualmente i possibili settori o sottosectori che necessitano di miglioramenti nella tecnologia o nelle modalità di gestione e, conseguentemente, limitarne gli effetti negativi sull'ambiente.

L'obiettivo, forse più importante, per il quale tale procedura di valutazione viene impiegata nell'ambito della gestione dei rifiuti, è quello

di confrontare diverse modalità e differenti approcci all'organizzazione del sistema, proprio al fine di individuare la soluzione migliore da adottare, tenendo conto delle conseguenze economiche e sociali ad essa correlate.

L'oggetto principale della valutazione è, quindi, il rifiuto che, a seconda del sistema di gestione adottato, subisce una serie di trattamenti e trasformazioni in processi, che a loro volta generano ulteriori impatti sull'ambiente.

La valutazione del ciclo di vita inizia nel momento in cui il bene prodotto diventa rifiuto e viene conferito dalle utenze negli appositi contenitori, e termina quando il materiale è completamente degradato, oppure è reinserto nel ciclo produttivo e di consumo attraverso il recupero e il riciclaggio (Bjarnadóttir et al., 2002).

Nell'ambito di tale processo, il rifiuto può subire trattamenti di natura meccanica, biologica, termica, ognuno dei quali necessita di energia e materiali ausiliari in ingresso e fornisce in uscita sostanze inquinanti immesse nell'ambiente.

La gerarchia di gestione dei rifiuti precedentemente presentata è però generica, non specifica come effettivamente organizzare il sistema di gestione e come combinare le diverse tecnologie di trattamento e non tiene conto della specificità delle diverse realtà territoriali, che possono prestarsi in maniera più o meno adeguata ad alcune soluzioni piuttosto che ad altre; la procedura di valutazione del ciclo di vita consente di risolvere anche tale problema e di confrontare le differenti modalità di gestione, con particolare riferimento all'ambito territoriale di applicazione (Finnveden, 2000).

In generale, quindi, la Life Cycle Assessment può essere definita come un metodo tramite il quale studiare gli aspetti ambientali e i potenziali impatti di un prodotto o di un servizio, dall'estrazione delle materie prime attraverso la produzione, l'uso e il deposito finale. Le categorie di impatto ambientale, che generalmente vengono prese in considerazione, sono riunite in tre indicatori fondamentali: l'uso delle risorse, la salute umana e le conseguenze di natura ecologica (Bjarnadóttir et al., 2002).

Il risultato della LCA è un profilo ambientale, che esprime la performance del ciclo di vita totale del sistema e dei suoi singoli stadi fornendo, quindi, un supporto al processo decisionale, sia nell'ambito delle industrie che in quello delle amministrazioni.

Nella figura 3.1 si riporta un tipico diagramma di flusso rappresentativo del ciclo di vita di un prodotto.

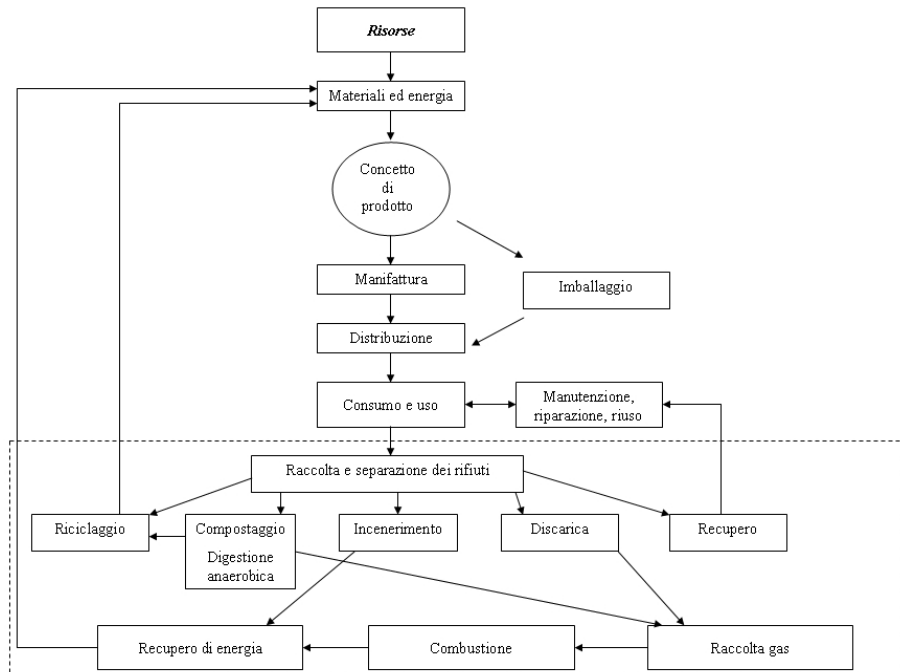


Figura 3.1 Il ciclo di vita di un prodotto (Bjarnadóttir et al., 2002)

La fase conclusiva del ciclo di vita mostrato è quella relativa al processo di trattamento e smaltimento del rifiuto ed è la fase sulla quale è necessario concentrare le nostre attenzioni.

Come è possibile evidenziare dalla figura, la procedura di valutazione del ciclo di vita consente di portare in conto ciascuna delle differenti tipologie di trattamento oggi impiegate, quali il compostaggio, la digestione anaerobica, l'incenerimento, lo smaltimento in discarica, nonché il riciclaggio e il recupero di materia, anche attraverso una banca dati a disposizione che si sta incrementando nel corso degli anni, grazie soprattutto agli studi condotti in tal senso nei Paesi Scandinavi ed in generale nel nord Europa.

In generale gli impatti ambientali indotti da un sistema di gestione dei rifiuti urbani dipendono da tre differenti fattori (Bjarnadóttir et al., 2002):

- Lo scopo e il concetto stesso del prodotto, che hanno influenza sul suo periodo di vita, sull'ammontare dei rifiuti, sulla presenza in essi di frazioni riciclabili e di sostanze pericolose;
- Le modalità di consumo, che influenzano la natura del flusso dei rifiuti urbani;

- I trattamenti del sistema di gestione, che determinano l'ammontare dei rifiuti distribuiti tra le diverse alternative, oltre alla tecnologia e all'efficienza delle diverse opzioni

L'utilizzo della procedura di valutazione del ciclo di vita applicata alla gestione dei rifiuti ha subito un notevole sviluppo nel corso degli ultimi anni, grazie alla diffusione degli studi condotti in tal senso, che hanno consentito di approfondire la conoscenza della procedura di valutazione, e delle varie fasi di cui essa si compone, e di specificarla per l'applicazione alla gestione dei rifiuti, costruendo un'appropriata banca dati e definendo nello specifico i modelli di caratterizzazione adeguati da utilizzare nella fase di valutazione degli impatti.

A dimostrazione e sostegno di quanto detto, si può fare ampio riferimento alla letteratura di settore, ricca di documenti relativi all'applicazione della procedura di valutazione alla gestione dei rifiuti e di informazioni circa i seminari, le conferenze, gli incontri svoltisi a livello mondiale sul tema in questione.

Un esempio è quello che ci perviene dal forum "*International Expert Group on Life Cycle Assessment for Integrated Waste Management (IEG)*" istituito a Londra nell'aprile del 1998 e che si pone come obiettivo quello di riunire periodicamente i maggiori esperti mondiali della procedura di valutazione del ciclo di vita applicata alla gestione dei rifiuti.

Il gruppo è cresciuto rapidamente nel corso degli anni, fino a contare circa 20 membri provenienti da 10 diverse nazioni quali Australia, Canada, Francia, Germania, Islanda, Israele, Italia, Svezia, Inghilterra e Stati Uniti.

Nel corso dei diversi incontri i membri relazionano circa i risultati raccolti rispetto a differenti problematiche quali (McDougall, 2005):

- La scelta dell'unità funzionale;
- La classificazione e la composizione dei rifiuti;
- I flussi di energia;
- L'analisi di inventario;
- I problemi di spazio e di tempo per l'applicazione della valutazione al compostaggio e alla discarica;
- L'allocazione;
- L'analisi di sensibilità;
- La presentazione dei risultati finali

È evidente, quindi, il grosso interesse che tale disciplina riscuote praticamente in tutto il mondo e la validità della procedura adottata, che si configura come uno strumento importante nell'applicazione della strategia di gestione dei rifiuti.

Lo sviluppo di tale procedura non può, tuttavia, prescindere dalla normativa di settore, le norme UNI EN ISO della serie 14040-14043, che specificano in maniera rigorosa le diverse fasi in cui articolare la valutazione del ciclo di vita e le procedure da seguire.

Non volendo entrare nel dettaglio di ciò, è comunque significativo mettere in evidenza e descrivere alcuni aspetti fondamentali della procedura, ossia quelle fasi che, più delle altre, assumono notevole rilevanza nell'applicazione della valutazione del ciclo di vita all'ambito della gestione dei rifiuti.

Tali fasi fanno specificatamente riferimento all'individuazione della funzione e dell'unità funzionale, alla determinazione dei confini del sistema, alla raccolta delle informazioni per l'analisi di inventario, alla risoluzione dei problemi di allocazione e, in ultimo, alla fase di valutazione degli impatti.

3.1.1 Funzione, unità funzionale e flusso di riferimento

La scelta della funzione, dell'unità funzionale e del flusso di riferimento rientra nell'ambito della definizione del campo di applicazione dello studio, ossia in quella fase iniziale della procedura di valutazione che si pone come obiettivo quello di inquadrare, in maniera chiara e senza ambiguità, l'ambito di applicazione previsto, allo scopo di soddisfare l'obiettivo originale dello studio (Consonni et al., 2005).

Con la funzione si intendono, quindi, specificare le caratteristiche prestazionali del prodotto o meglio del servizio. L'unità funzionale definisce, invece, la quantificazione delle funzioni identificate e l'obiettivo della sua caratterizzazione è quello di fornire un riferimento matematico al quale i dati in ingresso e in uscita devono essere normalizzati.

Il flusso di riferimento, infine, rappresenta la quantificazione del prodotto necessario per soddisfare la funzione (UNI EN ISO 14040, 1998).

Specificando tali definizioni, di carattere generale, al caso della gestione dei rifiuti è evidente come l'unità funzionale sia rappresentata dalla tonnellata di rifiuto di specifica composizione merceologica.

Le operazioni di calcolo devono essere, quindi, condotte sull'ammontare annuo di rifiuto trattato ed in particolare la scelta di tale riferimento temporale è funzionale alla caratterizzazione degli impatti, in quanto un anno include tutte le attività che potenzialmente hanno conseguenze di natura ambientale, inglobando anche attività non continue come quelle di manutenzione (Woolridge et al., 2006).

Un periodo di tempo maggiore di un anno può essere adottato, invece, al fine di considerare nei calcoli anche quelle situazione che potrebbero comportare importanti implicazioni ambientali, ma che si manifestano con frequenze inferiori di una volta all'anno. Il flusso di riferimento è, quindi, dato dall'ammontare di rifiuti trattati in un definito periodo di tempo e gli impatti ambientali causati saranno normalizzati rispetto a tale flusso e, quindi, espressi per unità di tonnellate di rifiuto (Bjarnadóttir et al., 2002).

Nelle analisi comparative, che vengono generalmente fatte in tali ambiti, è importante mettere in evidenza come il confronto tra i differenti sistemi di gestione può essere fatto solo ed esclusivamente sulla base della stessa unità funzionale, ossia la tonnellata di rifiuto di specifica composizione merceologica (UNI EN ISO 14040, 199).

In definitiva, quindi, l'unità funzionale per i rifiuti urbani raccoglie in sé una serie di informazioni alquanto rilevanti per il proseguimento successivo dello studio; innanzitutto il periodo di tempo rispetto al quale la produzione dei rifiuti viene misurata. Questo intervallo di tempo, tuttavia, non è lo stesso per il quale vengono caratterizzate le emissioni e i conseguenti impatti, tempo che, invece, può estendersi fino a centinaia di anni dopo il trattamento (Thomas et al., 2005). La definizione dell'unità funzionale, inoltre, implica la caratterizzazione dei quantitativi di rifiuti generati e la relativa composizione (Villeneuve et al., 2005).

Questa prima fase dell'applicazione della valutazione del ciclo di vita alla gestione dei rifiuti consente, quindi, di raccogliere informazioni di carattere generale sul sistema oggetto di studio, inquadrare l'argomento e le principali informazioni, fornire i riferimenti di base per il successivo sviluppo della trattazione.

3.1.2 I confini del sistema

La definizione dei confini del sistema oggetto di studio è sicuramente una delle fasi più importanti nello sviluppo della valutazione del ciclo di vita, in quanto consente di delineare l'ambito di applicazione, e

soprattutto, le unità di processo da includere nel sistema di cui si costruisce il modello.

In particolare, i confini del sistema definiscono le attività che devono essere prese in considerazione nella valutazione degli impatti ambientali e i flussi di riferimento, sia in input che in output, che non subiscono ulteriori trasformazioni da parte dell'uomo e che vengono direttamente scaricati nell'ambiente (UNI EN ISO 14041, 1999).

A titolo di esempio si riporta nella figura 3.2 un diagramma di flusso rappresentativo di tre differenti alternative di sistemi di gestione dei rifiuti adottati in Norvegia.

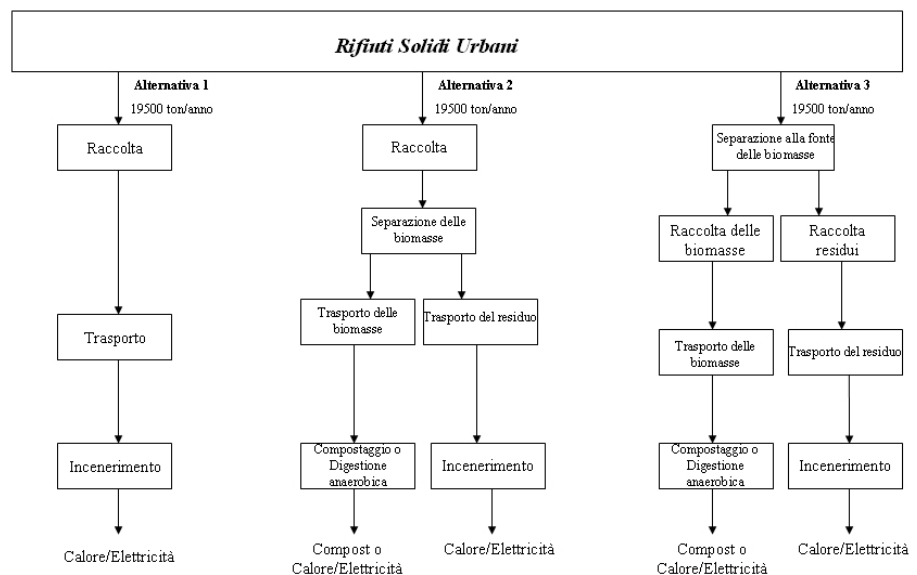


Figura 3.2 Esempio di un diagramma di flusso (Bjarnadóttir et al., 2002).

Come si vede dalla figura, il confronto tra le tre diverse alternative viene condotto considerando come flusso in ingresso la medesima quantità di rifiuti urbani prodotti, condizione indispensabile sulla base di quanto detto precedentemente.

I confini del sistema, inoltre, includono al loro interno tutte le diverse fasi del processo di trattamento e smaltimento dei rifiuti, dalla raccolta fino alla generazione di calore e di elettricità, passando attraverso il trasporto, il compostaggio, la digestione e l'incenerimento.

Parlando dei confini del sistema non è possibile, quindi, trascurare le problematiche connesse alla giusta collocazione dei relativi limiti ed il

modo in cui questo aspetto influisce, in maniera significativa, sull'applicabilità del procedimento e sulla validità dei risultati ottenuti.

I confini del sistema devono essere definiti sia a monte che a valle del processo; i confini a monte rappresentano le origini del sistema e gli inizi di ogni flusso di materia e di energia, i confini a valle definiscono, invece, la fine del sistema e dei flussi di materia in uscita dallo stesso, flussi che possono interessare anche altri processi, in genere insignificanti o di lungo periodo, che non è conveniente includere nello studio (Bjarnadóttir et al., 2002).

Lo “starting point” nel caso specifico preso in considerazione è rappresentato dal flusso di rifiuti conferito dalle utenze, e sulla base di quanto detto precedentemente, è di fondamentale importanza che il confronto tra i diversi sistemi venga condotto a partire dallo stesso flusso di rifiuti con la medesima composizione merceologica (Finnveden et al., 2000).

Come diretta conseguenza di quanto detto, dai diagrammi di flusso rappresentativi dei sistemi di gestione posti a confronto possono essere eliminati quei blocchi, successivi alla produzione di rifiuti, che presentano caratteristiche identiche e che, quindi, non contribuiscono a differenziare i sistemi di gestione oggetto di analisi, anche e soprattutto in riferimento ai loro potenziali impatti ambientali (Bjarnadóttir et al., 2002).

A titolo di esempio si può considerare il caso seguente in figura 3.3:

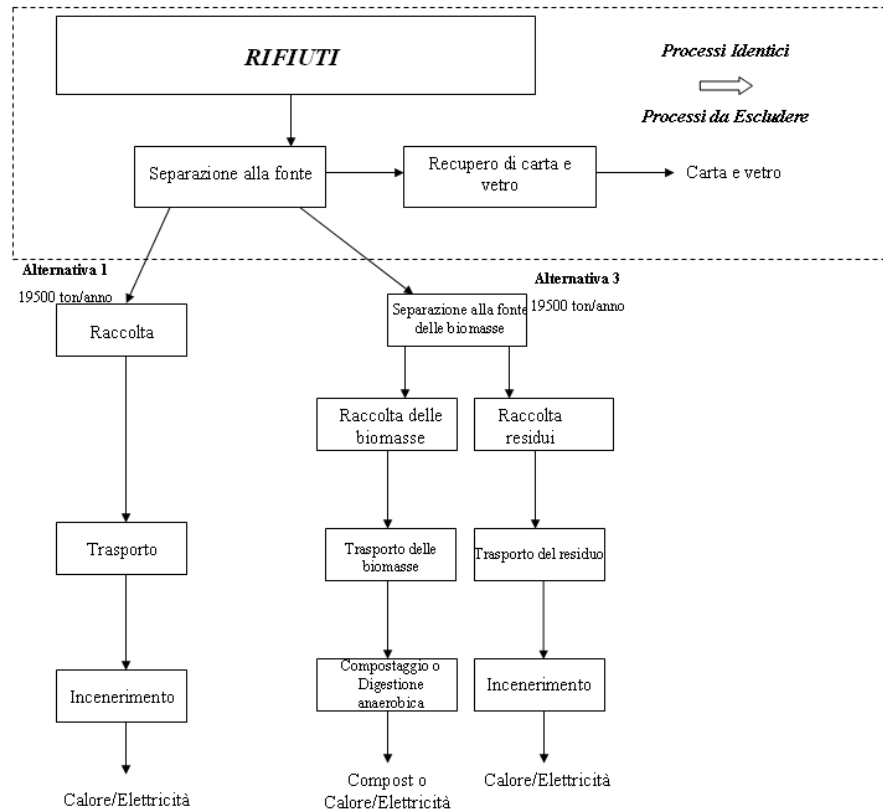


Figura 3.3 Esempio di sistemi di gestione dei rifiuti con alcune fasi coincidenti (Bjarnadóttir et al., 2002)

In questo specifico caso, le fasi di separazione dei rifiuti alla fonte e di riciclaggio di materia sono comuni ad entrambi i sistemi di gestione e possono essere, quindi, trascurati in uno studio comparativo.

Più complessa è la questione relativa ai confini a valle del sistema. Con specifico riferimento al caso della gestione dei rifiuti, infatti, le strategie, e conseguentemente le tecnologie impiegate, prevedono il riciclaggio e il recupero di materia, nonché la generazione di calore ed elettricità dal processo di trattamento termico dei rifiuti, operazioni queste che consentono di avere a disposizione risorse che possono essere reintrodotti nei cicli produttivi e di consumo.

Le domande che in tal senso si pongono, nella maggior parte dei casi, fanno riferimento alle modalità attraverso le quali queste risorse devono essere valutate e, in particolare, fino a quando devono essere seguiti i prodotti ottenuti dal riciclaggio, fino a che livello di approfondimento

devono essere valutati i prodotti non più impiegati grazie all'attività di riciclaggio, fino a quanto tempo devono essere prese in considerazione le emissioni e il consumo di risorse correlate, ad esempio, ad una discarica. Nell'ambito dell'applicazione della procedura di valutazione del ciclo di vita alla gestione dei rifiuti, in generale, il prodotto ottenuto tramite riciclaggio non viene seguito fino alla "tomba". Ciò, evidentemente, è ammissibile, secondo le definizioni date, quando i prodotti ottenuti dai sistemi posti a confronto sono "simili", ossia quando possono essere utilizzati per la stessa funzione e ad essi sono associati gli stessi impatti ambientali. In caso contrario le differenze riscontrate trovano posto nella procedura di valutazione e manifestano i loro effetti sui relativi risultati finali (Finnveden et al., 1998).

Il problema che si pone in questo caso è quello di fissare dei criteri univoci tramite i quali procedere, al fine di pervenire in maniera organica alla caratterizzazione degli impatti ambientali, tenendo conto del livello di approfondimento desiderato ma anche dell'origine e dell'affidabilità dei dati a disposizione.

Ad esempio, nel caso di un prodotto riciclato dai rifiuti e reintegrato nel mercato, il medesimo prodotto dovrebbe essere seguito fino al livello in cui va a sostituire un ulteriore prodotto alternativo. In questo contesto, quindi, il prodotto riciclato può introdurre nella valutazione ulteriori impatti ambientali, che andranno ad integrarsi con quelli relativi al servizio o al prodotto principale.

In generale, allora, la procedura teorica potrebbe essere quella di seguire il prodotto riciclato fino al suo completo esaurimento, ad eccezione di particolari situazioni, ovvero quelle in cui gli impatti ambientali del prodotto riciclato sono della stessa entità di quelli del materiale da questo sostituito, quelle in cui gli impatti ambientali residui del prodotto riciclato possono essere ritenuti trascurabili rispetto a quelli del sistema complessivo e, infine, quelle in cui i dati a tal riguardo non sono disponibili (Bjarnadóttir et al., 2002).

Considerazioni in parte analoghe possono essere fatte per ciò che riguarda lo studio delle risorse e dei prodotti che non vengono più utilizzati, in quanto sostituiti da quelli riciclati dai rifiuti. In questo caso, è di fondamentale importanza che i confini del sistema inglobino al loro interno gli stessi step del ciclo di vita di entrambi i prodotti e che il livello di caratterizzazione sia il medesimo; in caso contrario le fasi successive di analisi di inventario e valutazione potrebbero portare ad una sovrastima

o sottostima degli impatti ambientali, condizione questa da evitare soprattutto nell'ambito degli studi comparativi (Bjarnadóttir et al., 2002). Un semplice esempio in figura 3.4 potrebbe essere quello di un prodotto per il miglioramento delle qualità del terreno, ottenuto tramite un processo di stabilizzazione dei fanghi di depurazione; tale prodotto viene impiegato al posto di un normale fertilizzante.

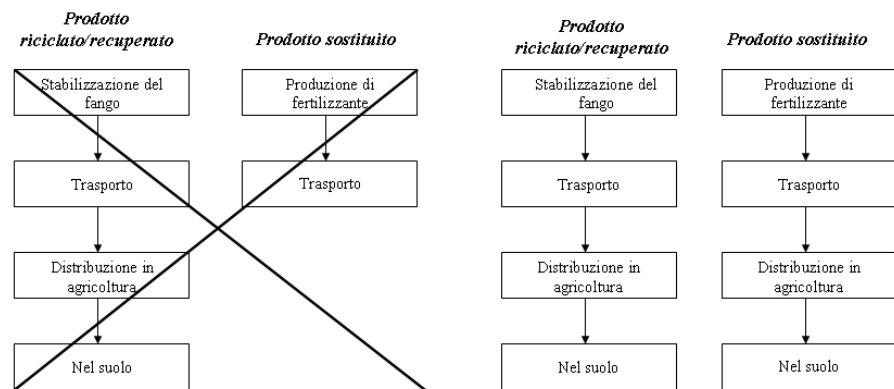


Figura 3.4 Esempio di un sistema di prodotto da sostituire (Bjarnadóttir et al., 2002)

In questo caso è evidente come non abbia senso confrontare tutte le fasi del ciclo di vita del prodotto riciclato con solo due di quello sostituito, ma la valutazione deve essere condotta allo stesso livello di approfondimento e, quindi in entrambi i casi, ci si deve spingere fino alla fase di utilizzo del prodotto nel suolo.

Un'ultima considerazione relativa ai confini del sistema è quella connessa con le problematiche di natura temporale, in relazione a specifiche tipologie di trattamento, quali il compostaggio o lo smaltimento in discarica.

In questi casi, infatti, i rifiuti possono generare impatti ambientali in maniera continua per un lungo periodo di tempo, dovuti al rilascio di gas e metalli dai processi di degradazione. Gli impatti totali devono essere, quindi, valutati selezionando un adeguato intervallo di tempo ed integrando rispetto ad esso la funzione di emissione (Bjarnadóttir et al., 2002).

La scelta dell'intervallo di tempo da prendere in esame può essere considerata quasi un problema di natura etica, considerando il fatto che, limitando l'estensione temporale di riferimento, non vengono valutati gli

impatti che le diverse attività potrebbero avere sulle generazioni future (Finnveden, 1998).

In tal senso le norme non danno una indicazione precisa, ma comunque si raccomanda che l'integrazione venga effettuata per un periodo di tempo infinito e, dove ciò non fosse possibile, per un intervallo di 100 anni. In letteratura, tuttavia, si ritrovano riferimenti diversi: Eggels and van der Ven usano 15 anni, White fa riferimento a 30 anni, Rousseau suggerisce tre differenti periodi (20, 100 e 500 anni), Bez, Nielsen e Hauschild considerano 100 anni.

Tale discordanza è sostanzialmente spiegabile per le difficoltà, incontrate in ambito tecnico, nel modellare l'andamento, nel corso del tempo, delle emissioni e dei rilasci di inquinanti e, quindi, nel definire le relative funzioni matematiche da integrare.

3.1.3 L'analisi di inventario

L'analisi di inventario costituisce senza dubbio una fase importante nell'ambito della procedura di valutazione del ciclo di vita, in quanto include le operazioni di raccolta di tutti i dati necessari allo studio e, quindi, l'attribuzione di valori quantitativi ai flussi di materia e di energia, che collegano le unità di processo e che attraversano i confini del sistema determinando i conseguenti impatti ambientali (UNI EN ISO 14041, 1999).

Con particolare riferimento al settore della gestione dei rifiuti, è evidente la necessità di riferirsi alla letteratura specifica, che fornisce tutti i dati e le informazioni necessarie per la caratterizzazione delle diverse tipologie di trattamento.

Nel caso di studi di carattere generale, infatti, possono essere utilizzati dati di natura generica, mentre in situazioni particolari, che includono specifici processi di trattamento, devono essere considerati dati quanto più possibile attinenti ai sistemi in questione. In ogni caso, comunque, è importante che le informazioni a disposizione, che vengono fornite ed utilizzate, siano concordi con il sistema e rispettino i confini spaziali e temporali dello studio (Ekvall, 1999).

La nostra attenzione si pone, in particolare, sui dati relativi alla composizione del rifiuto trattato. È evidente, infatti, che la corretta caratterizzazione dei rifiuti costituisce sicuramente il punto di partenza per una altrettanto corretta valutazione degli impatti ambientali indotti dal sistema di trattamento e smaltimento, perché la natura e l'entità delle

emissioni e dei rilasci di sostanze inquinanti nell'ambiente da parte dei vari impianti tecnologici dipende direttamente dalla composizione merceologica del rifiuto trattato.

Al fine di caratterizzare, quindi, la composizione del rifiuto è possibile far riferimento a tre differenti approcci. La prima soluzione può essere quella di raccogliere i dati, sulla composizione del rifiuto e sulle emissioni causate dai relativi trattamenti, nell'area geografica oggetto di studio; ciò rende possibile il calcolo dei fattori di emissione specifici per il flusso di rifiuto in questione.

Una seconda alternativa è quella di considerare dati di composizione medi, in maniera tale da poter utilizzare i fattori di emissione degli inquinanti e di consumo di risorse già disponibili in letteratura.

L'ultima soluzione, infine, è quella di non far riferimento alla composizione dei rifiuti, ma di limitare lo studio al trattamento di un rifiuto generico. In questo caso, tuttavia, la procedura non consente di valutare in che modo i cambiamenti nella composizione del rifiuto possano influenzare i risultati dello studio condotto (Bjarnadóttir et al., 2002).

Al fine di raccogliere informazioni sulla composizione dei rifiuti vengono sviluppati dati relativi alle diverse frazioni a livello nazionale e a livello locale, ma anche dati relativi agli impianti di trattamento e alle modalità di raccolta.

Risulta, infatti, estremamente importante valutare con attenzione le modalità di raccolta e i dati relativi alla separazione dei rifiuti alla fonte, che influenzano notevolmente la composizione del rifiuto e, quindi, l'evoluzione dei successivi processi di trattamento e smaltimento.

La composizione del rifiuto è, infine, correlata alle sostanze chimiche di base in esso contenute, come il carbonio, l'idrogeno, lo zolfo, il cloro e i metalli. Il contenuto di tali sostanze assume, evidentemente, un ruolo importante nell'ambito della valutazione dei potenziali impatti ambientali, in quanto va a determinare l'ammontare di inquinanti emessi nell'aria, nell'acqua e nel suolo a seguito delle trasformazioni e dei trattamenti subiti (Bjarnadóttir et al., 2002).

È evidente da quanto detto l'importanza fondamentale che assume la fase di raccolta dei dati per ciò che riguarda la composizione merceologica dei rifiuti, in quanto questa si configura come il punto di partenza di tutto il processo valutativo e condiziona in maniera forte tutte le operazioni di calcolo nonché il relativo risultato finale.

3.1.4 Il processo di allocazione

L'allocazione si configura come una procedura attraverso la quale i flussi di materia e di energia, in uscita da una generica unità di processo, vengono ripartiti tra i flussi in ingresso alla stessa unità, al fine, ad esempio, di attribuire a ciascuno le rispettive aliquote di sostanze inquinanti emesse nell'ambiente e, quindi, caratterizzarne il contributo percentuale al peggioramento del livello di qualità del sistema (UNI EN ISO 14041, 1999).

Nel caso particolare dei sistemi di gestione dei rifiuti, diverse sono le situazioni in cui si propone tale problema; un primo esempio potrebbe essere quello relativo ai benefici ambientali indotti da un sistema di gestione dei rifiuti che produce da questi un bene a sua volta utilizzato per altri scopi. Il caso specifico è quello di un processo di compostaggio, che produce una sostanza utilizzabile in sostituzione del normale fertilizzante, oppure l'incenerimento dei rifiuti, che genera energia, a sua volta utilizzabile in sostituzione di quella ottenuta dai classici combustibili fossili.

Ulteriori considerazioni possono essere fatte per ciò che riguarda l'allocazione degli impatti ambientali generati da un sistema di trattamento di rifiuti composti. Questo, ad esempio, è ancora il caso dell'inceneritore, che brucia diverse tipologie di rifiuto determinando l'emissione di sostanze inquinanti nell'atmosfera; il processo di allocazione, in questo caso, provvede ad associare alle diverse tipologie di rifiuti trattati contemporaneamente le relative emissioni e, quindi, i relativi impatti ambientali (Bjarnadóttir et al., 2002).

La normativa afferma, in particolare, che questi problemi devono essere risolti, in prima istanza, attraverso l'espansione dei confini del sistema e, solo quando ciò non è possibile, applicando criteri di rilevanza tecnica e criteri di natura economica.

Nell'ambito dell'applicazione della procedura di valutazione del ciclo di vita alla gestione dei rifiuti due sono, quindi, i problemi che più frequentemente devono essere affrontati nel processo di allocazione: il problema di "open loop recycling", relativo al primo esempio presentato e quello di "multi input recycling" rappresentativo del secondo.

Nel primo caso il problema viene risolto attraverso l'espansione dei confini del sistema. Immaginiamo di porre a confronto due diversi sistemi di gestione dei rifiuti, il primo che utilizza la discarica, il secondo che prevede l'incenerimento; entrambi i sistemi hanno come funzione il

trattamento dei rifiuti, ma l'incenerimento comporta anche la generazione di calore, successivamente utilizzabile per altri scopi. Il confronto tra i due sistemi, quindi, in queste condizioni, non può essere condotto, a meno che non si provveda ad un ampliamento dei confini. Una soluzione potrebbe essere quella di includere nel sistema della discarica una sorgente alternativa di calore, in maniera tale da uguagliare l'output dei due processi, o ancora, sottrarre al sistema dell'inceneritore la stessa sorgente di calore, in maniera tale da bilanciare le uscite e rendere confrontabili le due opzioni (Finnveden et al., 2000). Si veda in tal senso la figura 3.5.

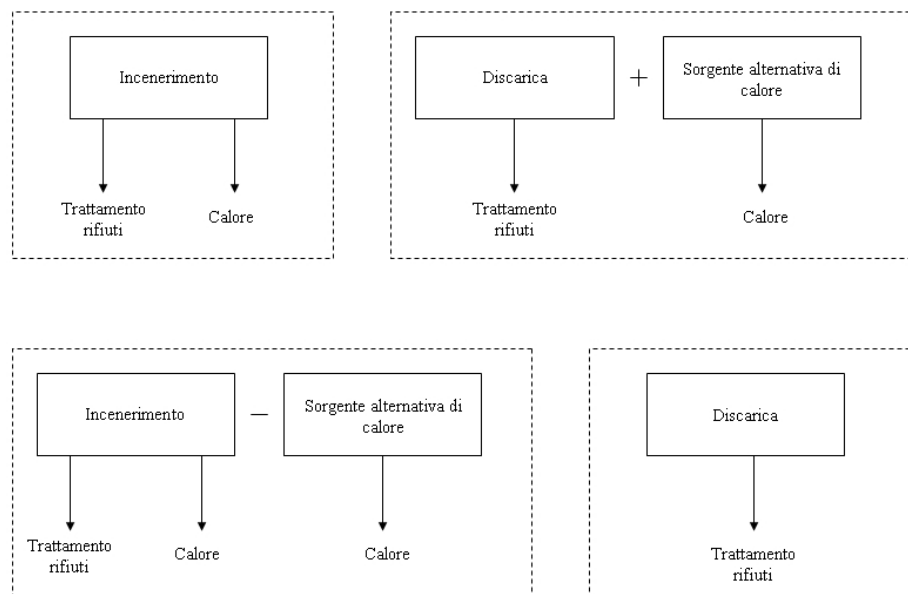


Figura 3.5 Esempio di un sistema di prodotto da sostituire (Finnveden et al., 2000)

Da quanto detto è evidente come l'inconveniente principale, in questo caso, sia relativo al fatto che il modello da analizzare diventa più grande e maggiormente complesso. L'espansione dei confini del sistema, infatti, determina l'introduzione in esso di ulteriori funzioni, con una serie di assunzioni che vengono fatte, relative ai materiali e alle sorgenti di energia. L'introduzione di queste ulteriori funzioni necessita di una adeguata descrizione e caratterizzazione, che non sempre viene compiuta (Finnveden et al., 2000).

Considerazioni diverse devono essere fatte, invece, per la situazione in cui si pone il problema di rapportare le emissioni alle diverse frazioni di rifiuto trattate, come nel caso dell'incenerimento. Si può immaginare, ad esempio, che la composizione del rifiuto sia per il 40% di origine domestica e per il restante 60% di origine industriale e che il processo di combustione generi 1000 kg di NO_x all'anno. In questo caso l'allocatione può essere fatta su base massica e, quindi, è possibile concludere che 400 kg di NO_x siano attribuibili alla combustione dei rifiuti domestici e la rimanente frazione ai rifiuti industriali.

Allo stesso modo, l'emissione di metalli può essere allocata ai flussi in ingresso in base al contenuto di tali metalli, mentre l'emissione di CO₂ può essere rapportata al relativo contenuto di carbonio (Bjarnadóttir et al., 2002).

3.1.5 La valutazione degli impatti

La valutazione degli impatti è la fase conclusiva del processo di valutazione del ciclo di vita, nell'ambito della quale vengono calcolate l'entità e la significatività dei potenziali impatti ambientali indotti dal sistema di prodotto.

In linea del tutto generale, tale procedura consiste nell'attribuire i flussi di materia e di energia in uscita dal sistema alle diverse categorie di impatto. Tali risultati vengono trasformati in entità comparabili tra di loro, moltiplicandoli per i rispettivi fattori di caratterizzazione e, quindi, concorrono alla descrizione qualitativa e quantitativa degli impatti ambientali (UNI EN ISO 14042, 2001).

In questo contesto ci limiteremo ad approfondire il concetto delle categorie di impatto che vengono di solito prese in considerazione nelle valutazioni ambientali.

In generale, la valutazione del ciclo di vita applicata alla gestione dei rifiuti fa proprie ed utilizza le stesse categorie di impatto considerate nelle applicazioni e negli studi più comuni.

Si riporta in tabella 3.1 un elenco delle categorie di impatto più utilizzate, recuperato da studi danesi e, più in generale, da linee guida sviluppate nei Paesi Scandinavi e specificamente rivolti alle problematiche della gestione dei rifiuti.

Tabella 3.1 Le categorie di impatto più comuni (Bjarnadóttir et al., 2002)

Categorie di Impatto	Consumo di risorse biotiche
Riscaldamento globale	Consumo di acqua
Esaurimento dell'ozono	Occupazione di suolo
Formazione di foto-ossidanti	Consumo di materia
Acidificazione	Consumo di energia
Eutrofizzazione	Produzione di rifiuti
Tossicità	Odore
Consumo di risorse abiotiche	Rumore

Si tratta, come detto, delle categorie a cui normalmente si fa riferimento in tutti gli studi di valutazione, tuttavia alcune particolari considerazioni possono essere fatte per ciò che riguarda specificatamente l'applicazione alla gestione dei rifiuti.

La prima osservazione è relativa al fatto che, per la maggior parte delle categorie di impatto, le operazioni di classificazione e caratterizzazione sono alquanto semplici, perché si tratta di categorie che vengono ormai usate da molto tempo, e quanto le tipologie di sostanze che ad esse contribuiscono sono ormai conosciute e, quindi, esiste un certo grado di consenso internazionale nell'uso dei modelli di caratterizzazione (Pennington et al., 2004).

Un'ulteriore considerazione può essere fatta circa l'utilizzo o meno delle diverse categorie. La voce relativa al consumo dell'ozono atmosferico, infatti, non trova, ad esempio, alcuna applicazione nell'ambito degli studi condotti nei Paesi Scandinavi, dove da tempo ormai è assolutamente proibito l'uso di sostanze e di tecnologie che possano provocare effetti negativi sullo strato di ozono. Sempre in accordo con gli studi scandinavi, invece, assume una costante maggiore importanza la categoria di impatto della tossicità, che tutt'oggi necessita di ulteriori approfondimenti per l'applicazione al settore della gestione dei rifiuti (Bjarnadóttir et al., 2002).

La categoria d'impatto della tossicità riveste, infatti, notevole significatività nell'ambito del settore della gestione dei rifiuti e questo perché le emissioni di diossine, polifluorocarburi e metalli pesanti, generati dai processi di trattamento dei rifiuti, costituiscono sicuramente potenziali pericoli per l'ambiente e la salute dei cittadini. Numerosi sono gli esempi in tal senso; basti pensare ai fumi della combustione emessi dagli inceneritori, nonché ai processi di evaporazione dalle discariche, dagli impianti di compostaggio e dai bioreattori, oltre alle emissioni tossiche nel suolo provenienti dai processi di degradazione dei rifiuti e

ancora gli inquinanti emessi durante i processi di produzione dell'energia e delle materie prime impiegati nei trattamenti. La categoria di impatto della tossicità viene concettualmente distinta in tossicità umana ed ecotossicità, anche se i modelli di caratterizzazione utilizzati non differenziano i destinatari degli impatti, ma provvedono ad una valutazione di carattere generale (Bjarnadóttir et al., 2002). In ogni caso la categoria della tossicità è alquanto complessa, per il gran numero di meccanismi e il grande ammontare di sostanze che possono contribuire alla generazione dell'impatto e in tal senso numerosi sono oggi i modelli di caratterizzazione utilizzati.

Alcuni studi, tuttavia, tendono a trascurare tale parametro di valutazione, giustificando ciò con la mancanza dei dati necessari; tale approccio è accettabile solo in relazione alla natura dello studio condotto, ossia quando lo scopo della trattazione non include tale categoria di impatto e, più in generale, tutti gli impatti di natura chimica. Uno dei problemi che sicuramente interessa la categoria di impatto della tossicità, ma anche tutte le altre precedentemente presentate, è quello del tempo, ossia dell'orizzonte temporale all'interno del quale devono essere valutati gli impatti. La metodologia della LCA, infatti, non ci consente di valutare dove e quando si verificheranno gli impatti e, quindi, non dà l'opportunità di definire gli impatti attuali ma solo gli impatti potenziali. Ciò, evidentemente, crea considerevoli problemi per quanto riguarda la previsione tramite modelli degli impatti futuri, problemi che possono essere risolti attraverso un approccio classico, che prevede di portare in conto tutte le emissioni inquinanti fino a quando queste si manifestano congiuntamente (Finnveden et al., 2000).

Associato a tale problema, vi è, evidentemente, anche quello relativo alla necessità o meno di portare in conto tali impatti futuri e a quello di definire in che modo pesare gli impatti futuri rispetto a quelli attuali. Scegliere, infatti, un ben determinato lasso di tempo, rispetto al quale effettuare le valutazioni, significa indirettamente affermare che tutto ciò che potrà verificarsi negli anni futuri è trascurabile e non ha alcuna importanza, rispetto a ciò che accade nel periodo di riferimento (Finnveden et al., 1998). Nella definizione stessa di LCA è implicita l'assunzione di compiere la valutazione senza alcuna restrizione di tempo, ma nella realtà si fissa un intervallo di riferimento e tutte le emissioni future e gli impatti ad esse associate vengono considerate di ridotta importanza.

4 LE PROCEDURE DI LIFE CYCLE ASSESSMENT

Lo sviluppo nella pratica applicazione della procedura di valutazione del ciclo di vita ha comportato, nel corso del tempo, il continuo e costante approfondimento dei differenti aspetti dello studio e, quindi, la nascita e la diffusione di numerosi documenti, che testimoniano la crescente importanza assunta da tale metodologia di valutazione, per la caratterizzazione dei potenziali impatti ambientali generati da prodotti e servizi.

Lo stesso discorso, in termini particolari, può naturalmente essere fatto per quanto riguarda il settore della gestione dei rifiuti, che individua nella procedura di valutazione del ciclo di vita uno strumento, forse indispensabile, per affrontare i problemi legati alla corretta scelta dei processi di trattamento e smaltimento in differenti ambiti territoriali, nel rispetto delle vigenti normative di settore.

L'applicazione della strategia di gestione dei rifiuti, definita dalle norme nazionali ed internazionali, pone, infatti, la necessità di compiere delle scelte relative alla sua corretta attuazione sul territorio, in maniera tale da combinare le modalità di organizzazione e le tecnologie di trattamento a disposizione, modellandole e conformandole alle specifiche esigenze delle comunità locali.

Un aiuto sostanziale al riguardo ci viene dalla letteratura di settore, come precedentemente detto, ricca di riferimenti e di documenti che descrivono appunto gli studi effettuati in tal senso e, soprattutto, le relative applicazioni alle situazioni reali, ponendo l'attenzione, quindi, sulle specificità territoriali e sulle connesse problematiche, legate ad esempio alla scelta e alla raccolta dei dati, allo sviluppo delle diverse alternative di studio, alla rappresentazione e all'interpretazione dei risultati finali.

L'obiettivo di tale capitolo è quello di presentare una sintesi dei contenuti dei diversi studi e delle diverse pubblicazioni scientifiche in materia. In questo caso l'obiettivo è di illustrare i contenuti degli studi condotti, i

diversi ambiti di applicazione, i differenti scenari presi in considerazione e confrontati, la natura e l'origine dei dati utilizzati.

In ultimo, un intero paragrafo è dedicato alla rappresentazione dei risultati, ottenuti dai vari autori, in termini di potenziali impatti ambientali, al fine di individuare le soluzioni di gestione migliori da adottare, in riferimento alle diverse tipologie di rifiuto, ma soprattutto le differenze e le analogie tra sistemi di gestione simili, ma applicati a contesti territoriali differenti.

4.1 LO SCOPO DELLE APPLICAZIONI

Come più volte ribadito precedentemente, la procedura di valutazione del ciclo di vita applicata alla gestione dei rifiuti si configura come uno strumento di supporto al processo decisionale, ossia come un mezzo attraverso il quale compiere delle scelte in relazione ai diversi sistemi di gestione dei rifiuti da adottare sul territorio, una volta fissati dei criteri di valutazione e, in particolare, criteri di valutazione ambientale relativi agli impatti indotti sull'ambiente dalle diverse tecnologie e dalle diverse modalità di gestione prese in considerazione.

Tale finalità è evidentemente sottesa a tutti gli studi analizzati, che mirano a caratterizzare i potenziali impatti ambientali generati dai sistemi di gestione dei rifiuti negli ambiti territoriali di applicazione. L'obiettivo è quello di pervenire alla rappresentazione di un profilo ambientale, che consenta, innanzitutto, la valutazione delle conseguenze legate all'applicazione del sistema e poi il confronto con altri profili, rappresentativi di sistemi differenti, per effettuare eventualmente una scelta.

Nella maggior parte dei casi, quindi, la procedura di valutazione del ciclo di vita viene applicata alla gestione dei rifiuti per confrontare le diverse alternative di intervento ed effettuare uno studio comparativo.

Molto spesso, inoltre, il confronto viene condotto tra concezioni totalmente differenti della gestione, quali ad esempio l'incenerimento, lo smaltimento in discarica e il riciclaggio di materiali, tenendo conto per ognuno delle varie modalità di organizzazione del servizio e, quindi, degli impatti ad esse associate.

A tal riferimento è possibile considerare gli studi condotti da Heilmann (Heilmann, 2005), Arena (Arena et al., 2003), Ozeler (Ozeler et al., 2005),

Guglielmetti (Guglielmetti et al., 2004), Neri (Neri et al., 2005), Eriksoon (Eriksoon et al., 2005), Mendes (Mendes et al., 2004) che, in particolare, confrontano le diverse alternative di intervento con riferimento all'intero ammontare di rifiuti solidi urbani prodotti in un fissato territorio.

Analisi particolari sono poi quelle condotte sui sistemi di gestione di singole tipologie di rifiuti, quali la carta (Finnveden et al., 1998), i rifiuti alimentari (Ludie et al., 2005), i rifiuti organici (Linzer et al., 2005; Guereca et al. 2006; Blengini, 2008), i rifiuti plastici (Hunt, 1995; Song et al., 1999; Ross et al., 2003; Pancaldi e Ferrari 2005), i rifiuti sanitari (Zampini e Zonarelli 2005), i rifiuti pericolosi (Signori, 2005) e ancora, ad esempio, le ceneri dei processi di combustione (Birgisdottir, 2005). Si tratta di studi che incentrano la loro attenzione solo su particolari tipologie di rifiuto e, quindi, sviluppano la procedura di valutazione in riferimento a solo un limitato, e per nulla comprensivo, aspetto dell'intero sistema di gestione.

Oltre a confrontare sistemi di gestione completamente differenti, molti studi sono, inoltre, condotti con l'obiettivo di valutare le conseguenze sull'ambiente di eventuali miglioramenti del sistema di gestione già adottato sul territorio, tramite ad esempio un aumento delle percentuali di raccolta differenziata (Salhofer et al., e Villeneuve et al., 2005) o una modifica delle modalità di prelievo (Kirkeby et al., 2005).

Considerazioni a parte meritano alcuni studi particolari. Wassermann (Wassermann et al., 2005) usa, infatti, la procedura di valutazione del ciclo di vita per calcolare l'entità del contributo agli impatti ambientali generati dallo smaltimento in discarica da parte dei trattamenti preliminari, di natura meccanica o biologica. Viotti (Viotti et al., 2005) e Morselli (Morselli et al., 2005), invece, limitano la trattazione alla valutazione degli impatti indotti dai sistemi di gestione esistenti, senza alcun confronto con ulteriori soluzioni ipotetiche. In particolare, lo studio di Morselli (Morselli et al., 2005) confronta i dati di emissione degli inquinanti e di consumo di risorse ottenuti dal software con quelli misurati tramite un'indagine di campo. Una menzione particolare va infine agli studi in cui i risultati di carattere ambientale vengono confrontati con valutazioni generali relative ai costi del servizio di gestione con l'obiettivo di analizzare la problematica in essere sulla base di differenti parametri di giudizio (Beigl et al., 2004).

Nella tabella 4.1 si riporta una scheda riassuntiva degli studi presentati in questo capitolo, parziale e certamente non esaustiva delle pubblicazioni oggi disponibili in materia.

Tabella 4.1 Gli studi di LCA applicati alla gestione dei rifiuti

Tipologia di Rifiuto	Bibliografia
RSU	Heilmann e Winkler 2005.
	Kirkeby Christensen et al., 2005.
	Salhofer Binner, Wassermann, 2005.
	Viotti et al., 2005.
	Wassermann et al., 2005.
	Villeneuve et al., 2005.
	Arena et al., 2003.
	Morselli et al., 2005.
	Ozeler et al., 2006.
	Eriksson et al., 2005.
	Mendes et al., 2004.
Università degli Studi Milano Bicocca, Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio, 2002.	
Beigl et al., 2004.	
Bjorklund et al., 2005.	
<i>Rifiuti Biodegradabili</i>	Lundie et al., 2005.
	Linzner et al., 2005.
	Guereca et al., 2006.
<i>Plastica</i>	Pancaldi et al., 2005.
<i>Carta</i>	Finnveden et al., 1998.
<i>Rifiuti Sanitari</i>	Zampini e Zonarelli 2005.
<i>Rifiuti Pericolosi</i>	Signori, 2005.
<i>Ceneri</i>	Birgisdottir, 2005.

Come si vede si tratta, quasi esclusivamente, di studi effettuati in ambito europeo ad eccezione degli studi di Lundie (Lundie et al., 2005), Ozeler (Ozeler et al., 2005) e Mendes (Mendes et al., 2004) che, invece, prendono in considerazione i contesti australiani di Sydney, turchi di Ankara e brasiliani di San Paolo rispettivamente.

L'origine degli studi mette, comunque, in evidenza un dato interessante; numerose applicazioni sono ricondotte alle regioni e ai distretti di Austria, Danimarca, Svezia e Italia. Ciò potrebbe in qualche modo dimostrare la diffusione, più o meno radicata sul territorio, della procedura di valutazione del ciclo di vita applicata alla gestione dei rifiuti, e questo in particolare in tre nazioni, Austria, Danimarca e Svezia, in cui da sempre vi è una rigorosa applicazione della corretta strategia di gestione dei rifiuti, con ottimi risultati, e una quarta, l'Italia, in cui solo da qualche anno, si sta cercando di affrontare tali problematiche, con risultati spesso molto differenti sul territorio.

I dati a disposizione, inoltre, riportano l'estensione del territorio oggetto della valutazione ed in particolare il numero di abitanti serviti dal sistema di gestione.

Il dato più elevato è quello relativo alla Campania (Arena et al., 2003) con circa 6 milioni di abitanti, quello più basso alla città di Frosinone (Viotti et al., 2005) con poco più di 48.000 abitanti. All'interno di questo range si ritrovano generalmente valori intermedi, intorno ad alcune centinaia di migliaia di persone.

Questo consente di affermare che gli studi di valutazione possono essere condotti indipendentemente dall'estensione del contesto di applicazione e, quindi, sulla base solo delle specifiche esigenze e di quella che è l'organizzazione e la strutturazione del servizio di gestione applicato al territorio.

4.2 GLI SCENARI DI ANALISI

Come detto precedentemente, la procedura di valutazione del ciclo di vita applicata alla gestione dei rifiuti si pone, principalmente, come obiettivo il confronto tra diverse alternative di intervento, che vengono comparate tra di loro sulla base di valutazioni di carattere ambientale, legate agli impatti indotti nei differenti comparti, in maniera tale da supportare l'attività del decisore nella scelta della migliore alternativa da applicare.

Tutti gli studi di valutazione, quindi, devono presentare una preliminare descrizione degli scenari messi a confronto, così da descriverne in maniera precisa le diverse fasi e le diverse tecnologie previste, per avere una base di informazioni chiara da cui partire ed effettuare il confronto.

Una chiave di lettura di tutti gli studi e di tutti i documenti a disposizione può essere, per esempio ancora una volta, quella relativa alla tipologia di rifiuto presa in considerazione; al variare, infatti, della composizione merceologica variano le modalità di trattamento ed, inoltre, si modificano gli standard di funzionamento degli impianti ed i relativi impatti ambientali.

Nella stragrande maggioranza dei casi, la valutazione del ciclo di vita viene applicata al sistema di gestione dei rifiuti solidi urbani, al fine di ricercare le soluzioni migliori per il trattamento e lo smaltimento dei rifiuti prodotti in ambito domestico e di quelli ad essi assimilati.

I rifiuti solidi urbani vengono gestiti in maniera differente nei singoli Stati e a volte nelle singole regioni, in virtù delle differenti tecnologie utilizzate e delle diverse modalità di organizzazione del sistema, che rendono particolari le diverse situazioni.

In Germania, ad esempio, notevole importanza nella gestione dei rifiuti è attribuita alla raccolta differenziata dei materiali riciclabili. Heilmann (Heilmann et al., 2005) studia, in particolare, in che modo e secondo quale entità i diversi sistemi di raccolta di tali materiali, stradale o tramite stazione per il conferimento volontario, hanno influenza sugli impatti indotti dal sistema di gestione, rispetto alla soluzione dell'incenerimento totale dei rifiuti riciclabili, senza separazione alla fonte.

Gli scenari presi in considerazione sono quindi tre, e per ognuno le percentuali di raccolta sono state dedotte da studi pregressi svolti in materia, con riferimento ad uno scenario di raccolta differenziata minima, media e massima. I dati sono riportati in tabella 4.2.

Tabella 4.2 Scenari di analisi (Heilmann et al., 2005)

Conferimento presso Stazione di Raccolta				
Scenari	Vetro (%)	Carta (%)	Cartone (%)	Plastica (%)
Minimo	45	55	25	42
Minimo+Medio	58	65.5	36.5	46
Medio	70.5	76	48	49.5
Massimo+Medio	83	85	59.5	53
Massimo	96	94	71	57
Sistema di Raccolta Stradale				
Scenari	Vetro (%)	Carta (%)	Cartone (%)	Plastica (%)
Minimo	45	71	63	45
Minimo+Medio	58	74	66.5	50
Medio	70.5	77.5	70	55
Massimo+Medio	83	87.3	73.5	60
Massimo	96	97	77	65
Incenerimento				
Scenari	Vetro (%)	Carta (%)	Cartone (%)	Plastica (%)
Residuo	100	100	100	100

In Austria, invece, Salhofer (Salhofer et al., 2005) confronta quattro diversi scenari di gestione, combinando rispettivamente due livelli di riciclaggio con i trattamenti meccanico-biologici e con l'incenerimento. I dati sono mostrati in tabella 4.3.

Tabella 4.3 Scenari di analisi (Salhofer et al., 2005)

SCENARIO	SCENARIO
1a. Riciclaggio spinto con pre-trattamenti biologico-meccanici <ul style="list-style-type: none"> • Alta percentuale di riciclaggio • Raccolta di bottiglie di plastica e lattine • Trattamenti biologico-meccanici del residuo 	2b. Riciclaggio ridotto con pre-trattamenti biologico-meccanici <ul style="list-style-type: none"> • Bassa percentuale di riciclaggio • Riciclaggio in linea della carta • Trattamenti biologico-meccanici del residuo
3a. Riciclaggio spinto con incenerimento <ul style="list-style-type: none"> • Alta percentuale di riciclaggio • Raccolta di bottiglie di plastica e lattine • Incenerimento del residuo 	4b. Riciclaggio ridotto con incenerimento <ul style="list-style-type: none"> • Bassa percentuale di riciclaggio • Riciclaggio in linea della carta • Incenerimento del residuo

Si tratta di due approcci sostanzialmente diversi, in quanto nel primo caso vengono confrontate due alternative molto simili tra di loro con una terza completamente differente e lo studio è sviluppato anche tenendo conto della volontà dei cittadini di partecipare attivamente alla buona riuscita del sistema, perché evidentemente l'impegno richiesto è massimo nel sistema di conferimento volontario, è minimo nel caso del completo incenerimento dei rifiuti. Nel secondo studio, invece, il confronto è portato avanti tra quattro alternative che si differenziano non soltanto per le tecnologie utilizzate, ma anche per le diverse percentuali di raccolta previste per i materiali riciclabili. Sempre in Austria, Wassermann (Wassermann et al., 2005) studia in che modo le diverse modalità di raccolta e i differenti trattamenti cui i rifiuti vengono sottoposti prima dello smaltimento finale, possano avere influenza sul livello di emissioni e sull'entità degli impatti indotti proprio dalla discarica. I differenti scenari sono riportati nella tabella 4.4.

Tabella 4.4 Scenari di analisi (Wassermann et al., 2005)

	0	OLD&REC	NEW&REC	MBP&REC	MSWI&REC
Riciclaggio	No	Intenso	Intenso	Intenso	Intenso
Trattamen. residuo	No	No	No	MBP	MSWI
Deposito finale	Discarica "OLD"	Discarica "OLD"	Discarica "NEW"	Discarica	Discarica

In particolare, con il termine “no riciclaggio” si intende sostanzialmente che solo un’aliquota del 5% di sostanze riutilizzabili, di rifiuti biodegradabili e di legno viene raccolta e trattata separatamente, mentre “riciclaggio intenso” sta ad indicare che l’80% di tali materiali è interessato dalle stesse modalità di gestione.

Lo studio, inoltre, pone anche l’attenzione sulle caratteristiche strutturali e tecnologiche delle discariche, che hanno influenza sulle emissioni di sostanze inquinanti. Per “discariche vecchie” sono intese quelle che non presentano adeguati sistemi di copertura superficiale e di raccolta del percolato al fondo, per “discariche nuove”, invece, quelle realizzate secondo le più moderne tecnologie di limitazione degli impatti.

Kirkeby (Kirkeby et al., 2005), invece, ha sviluppato uno studio per la città di Aarhus in Danimarca. La città nel 2002 ha avviato un nuovo sistema di gestione dei rifiuti che prevede il conferimento delle diverse frazioni in sacchi di differente colore, verde per i rifiuti biodegradabili, nero per il residuo, con raccolta separata della carta e del vetro.

La frazione organica viene inviata ad un sistema di digestione anaerobica, il vetro e la carta ad impianti di recupero, mentre il residuo è inviato all’incenerimento e allo smaltimento finale.

Le alternative di studio, mostrate in tabella 4.5, prese in considerazione sono due: quella appena descritta e la seconda che si differenzia dalla prima per la mancata raccolta separata della frazione organica, che viene, quindi, direttamente inviata all’incenerimento come frazione residua del rifiuto dopo la rimozione della carta e del vetro.

Tabella 4.5 Scenari di analisi (Kirkeby et al., 2005)

SCENARIO A	• 81000 ton./anno
	• 6000 ton./anno alla digestione anaerobica
	• 4500 ton./anno di vetro recuperato
	• 18000 ton./anno di carta recuperata
	• 52500 ton./anno residuo incenerito
SCENARIO B	• 81000 ton./anno
	• 4500 ton./anno di vetro recuperato
	• 18000 ton./anno di carta recuperata
	• 59000 ton./anno residuo incenerito

Eriksoon (Eriksoon et al., 2005), invece, sempre in riferimento ai rifiuti solidi urbani nel loro complesso, prende in considerazione cinque diversi sistemi di gestione, applicabili a tre città svedesi tra cui Stoccolma.

Tra le soluzioni limite del completo smaltimento in discarica e dell'incenerimento complessivo di tutti i rifiuti, viene analizzata un'alternativa che prevede l'incenerimento del 90% dei rifiuti e lo smaltimento in discarica del restante 10% e altre due soluzioni con recupero di materia; la prima prevede la raccolta del 70% del rifiuto biodegradabile e l'invio all'impianto di digestione anaerobica con recupero del biogas, mentre il resto del rifiuto viene incenerito, la seconda, invece, prospetta un recupero del 70% della plastica, tramite raccolta differenziata, ed il resto inviato all'incenerimento.

Nella tabella 4.6 si riporta una schematizzazione degli scenari di gestione presi in considerazione.

Tabella 4.6 Scenari di analisi (Eriksson et al., 2005)

SCENARIO 1	<ul style="list-style-type: none"> • Incenerimento del rifiuto totale
SCENARIO 2	<ul style="list-style-type: none"> • Smaltimento in discarica
SCENARIO 3	<ul style="list-style-type: none"> • 90% incenerimento • 10% smaltimento in discarica
SCENARIO 4	<ul style="list-style-type: none"> • Digestione anaerobica del 70% del rifiuto biodegradabile • Incenerimento del residuo
SCENARIO 5	<ul style="list-style-type: none"> • Riciclaggio del 70% della plastica • Incenerimento del residuo

Una menzione particolare merita Ozeler (Ozeler et al., 2006) che nella sua trattazione, per la prima volta in Turchia, utilizza la procedura di valutazione del ciclo di vita applicata alla gestione dei rifiuti. Con riferimento al distretto di Ankara, vengono prospettati cinque diversi sistemi di gestione dei rifiuti che, in qualche modo, spaziano tra tutte le possibili tecnologie oggi disponibili. La prima soluzione prevede semplicemente la raccolta, il trasporto e lo smaltimento in discarica dei rifiuti, la seconda, invece, si differenzia per la preliminare riduzione alla fonte dei rifiuti riciclabili.

Successivamente si prende in considerazione l'alternativa di inviare il rifiuto a valle della raccolta e del trasporto ad un impianto per il recupero e il riciclaggio di materia, o ancora la stessa soluzione, ma che include anche l'incenerimento del residuo e lo smaltimento in discarica delle ceneri.

In ultimo, viene considerato un sistema che integra le operazioni di recupero e riciclaggio dei materiali con la digestione anaerobica e lo smaltimento finale in discarica.

Si riporta nella tabella 4.7 uno schema degli scenari descritti.

Tabella 4.7 Scenari di analisi (Ozeler et al., 2006)

SCENARIO 1	<ul style="list-style-type: none"> • Raccolta • Trasporto • Smaltimento in discarica
SCENARIO 2	<ul style="list-style-type: none"> • Riduzione alla fonte • Raccolta • Trasporto • Smaltimento in discarica
SCENARIO 3	<ul style="list-style-type: none"> • Raccolta • Trasporto • Stazione Recupero materiali • Smaltimento in discarica
SCENARIO 4	<ul style="list-style-type: none"> • Raccolta • Trasporto • Stazione Recupero materiali • Incenerimento • Smaltimento in discarica
SCENARIO 5	<ul style="list-style-type: none"> • Raccolta • Trasporto • Stazione Recupero materiali • Digestione Anaerobica • Smaltimento in discarica

Mendes (Mendes et al., 2004), invece, prende in considerazione il contesto brasiliano e, in riferimento ai rifiuti prodotti nella città di San Paolo, analizza cinque diversi scenari di gestione. In particolare due alternative fanno riferimento allo smaltimento del rifiuto totale in discarica, con o senza recupero di energia, le altre tre analizzano l'incenerimento, differenziandolo in relazione alle modalità di gestione delle ceneri della combustione: queste possono essere direttamente smaltite in discarica, possono essere fuse in una fornace, oppure possono essere impiegate nella produzione dei mattoni da costruzione.

In ultimo, un filone estremamente importante è quello relativo all'applicazione della procedura di valutazione ai diversi contesti italiani. Con riferimento a tutto l'ammontare dei rifiuti solidi urbani, Viotti

(Viotti et al., 2005), Morselli (Morselli et al., 2005) e Arena (Arena et al., 2003) sviluppano tre studi, applicati a tre diverse realtà territoriali italiane, Frosinone, Rimini e la Regione Campania rispettivamente, che in particolare presentano sostanziali differenze per ciò che riguarda l'applicazione delle normative di settore.

Viotti (Viotti et al., 2005) si limita a descrivere, e quindi valutare, il sistema di gestione dei RSU attualmente adottato in provincia di Frosinone, senza confrontarlo con ulteriori alternative di intervento, per verificare la validità della scelta compiuta.

In particolare, il sistema di gestione dei rifiuti preso in considerazione si compone, da un punto di vista tecnologico, di tre stazioni di trasferimento, una discarica, un impianto di produzione CDR, un inceneritore ed un impianto di recupero e riciclaggio in cui si effettua anche la digestione aerobica della frazione organica.

Il servizio prevede, quindi, che tutto il rifiuto venga conferito all'impianto di recupero, dove la frazione umida è sottoposta a processo di stabilizzazione, mentre la frazione secca è inviata all'impianto per la produzione di balle di CDR, che verranno bruciate nell'inceneritore.

Morselli (Morselli et al., 2005), invece, prende in considerazione un particolare aspetto del sistema di gestione dei rifiuti, ossia l'incenerimento, ponendosi l'obiettivo di valutare gli impatti ambientali generati da un processo che concorre a limitare il peso, il volume e la pericolosità dei rifiuti da destinare in discarica.

I potenziali impatti sono, da un lato, dati dai benefici connessi alla costruzione dell'impianto e ai risultati del suo funzionamento, intesi in termini di recupero di energia ed eventualmente di materia, dall'altro ai danni ambientali indotti dalle emissioni degli inquinanti gassosi del processo di combustione.

Arena (Arena et al., 2003), infine, applica la procedura di valutazione del ciclo di vita a tre differenti sistemi di gestione dei rifiuti adattabili potenzialmente al territorio della regione Campania.

Da anni, infatti, la regione vive una condizione di emergenza rifiuti, per le difficoltà di applicare sul territorio la strategia di gestione promossa dalla normativa e l'incapacità di trovare una soluzione al problema. Partendo da una situazione, che fino a pochi anni fa prevedeva il solo smaltimento in discarica dei rifiuti prodotti, i Commissari di Governo succedutisi negli anni hanno cercato di modificare la realtà delle cose, giungendo a predisporre un piano che prevede la realizzazione di sette impianti per la produzione di CDR e due per la relativa combustione.

Oggi il piano non è ancora completato, perché gli inceneritori previsti non sono stati realizzati, con la conseguenza che ogni giorno circa 2000 balle di CDR devono essere stoccate in siti provvisori.

Lo studio si pone come obiettivo quello di confrontare il sistema di gestione previsto, e che sarà attivo alla fine della fase transitoria, con altri due sistemi, il primo che prevede un ritorno al passato e, quindi, il conferimento diretto dei rifiuti in discarica e il secondo che invece propone la combustione dei rifiuti prodotti senza il passaggio attraverso l'impianto di CDR. Nella tabella 4.8 vengono descritti gli scenari presi in considerazione.

Tabella 4.8 Scenari di analisi (Arena et al., 2003)

SCENARIO 1	<ul style="list-style-type: none"> • Raccolta • Trasporto • Smaltimento in discarica
SCENARIO 2	<ul style="list-style-type: none"> • Raccolta separata • Trasporto • Compostaggio rifiuti biodeg. • Recupero riciclabili • Produzione CDR • Incenerimento • Smaltimento in discarica residuo
SCENARIO 3	<ul style="list-style-type: none"> • Raccolta • Trasporto • Compostaggio rifiuti bio. • Recupero riciclabili • Incenerimento rifiuti tal quali • Smaltimento in discarica residuo

Quanto fin qui detto si riferisce, solo ed esclusivamente, ai sistemi di gestione dei RSU; degli studi particolari sono stati fatti, ad esempio, per quanto riguarda la singola frazione organica, la carta e la plastica.

Linzner (Linzner et al., 2005) e Lundie (Lundie et al., 2005) hanno sviluppato uno studio incentrato sulla caratterizzazione degli impatti indotti dal trattamento dei rifiuti alimentari, e più in generale biodegradabili, che vengono frequentemente sottoposti a processi di compostaggio.

Specificatamente, Linzner (Linzner et al., 2005) pone la sua attenzione sul trattamento di compostaggio dei rifiuti organici di Vienna, cercando di valutarne i potenziali impatti ambientali. Lo studio è particolarmente

significativo perché l'obiettivo è anche quello di caratterizzare i benefici e gli svantaggi determinati dall'uso del compost in agricoltura al posto dei normali fertilizzanti chimici. La tabella 4.9 mostra la successione delle operazioni prese in considerazione.

Tabella 4.9 Scenario di analisi (Linzner et al., 2005)

SCENARIO DI ANALISI	<ul style="list-style-type: none"> • Produzione di rifiuti biodegradabili • Raccolta e Trasporto • Processo di Compostaggio • Produzione di Compost • Uso del compost in agricoltura
----------------------------	---

Lundie (Lundie et al., 2005), invece, confronta nel suo studio tre diversi sistemi di gestione dei rifiuti alimentari: il compostaggio domestico, lo smaltimento in discarica e il compostaggio presso impianti di raccolta.

Il compostaggio domestico è sicuramente il sistema più semplice perché prevede l'accumulo del rifiuto organico in bidoni domestici, in cui questo è sottoposto a processi di degradazione e macerazione, per poi essere utilizzato in giardino; le alternative riguardano la possibile adozione di sistemi di degradazione aerobica o anaerobica.

Il compostaggio presso impianto centralizzato, invece, è una soluzione che prevede il conferimento da parte dei cittadini dei rifiuti alimentari e del verde al centro di raccolta, dove viene prodotto compost successivamente introdotto nel mercato.

L'ultima soluzione è quella della discarica, in cui il rifiuto è conferito e compattato ed in cui è sottoposto a processi di degradazione anaerobica, senza recupero di energia dal biogas prodotto. Quanto detto è riportato schematicamente nella tabella 4.10.

Tabella 4.10 Scenari di analisi (Lundie et al., 2005)

SCENARIO 1	<ul style="list-style-type: none"> • Produzione di rifiuti biodegradabili • Compostaggio domestico
SCENARIO 2	<ul style="list-style-type: none"> • Produzione di rifiuti biodegradabili • Raccolta e Trasporto all' impianto di compostaggio • Immissione del compost nel mercato
SCENARIO 3	<ul style="list-style-type: none"> • Produzione di rifiuti biodegradabili • Raccolta e Trasporto all' impianto di selezione • Smaltimento in discarica

Guereca (Guereca et al., 2006), sempre con riferimento alla frazione merceologica dei rifiuti organici, confronta gli impatti indotti su diversi comparti ambientali da quattro differenti alternative di gestione ovvero il compostaggio, la biogassificazione, l'incenerimento ed infine lo smaltimento in discarica.

Uno studio di sintesi, invece, è quello condotto da Finnveden (Finnveden et al., 1998), che raccoglie una serie di documenti relativi ad indagini svolte, attraverso la procedura di valutazione del ciclo di vita, per confrontare due diverse alternative di trattamento della carta, l'incenerimento ed il riciclaggio.

In generale, diversi sono gli ambiti territoriali di applicazione dell'analisi, principalmente i Paesi dell'Europa nord-occidentale, e diverse sono l'origine e le tipologie dei rifiuti cartacei presi in considerazione, come mostrato nella tabella 4.11.

Tabella 4.11 Scenari di analisi (Finnveden et al., 1998)

Studio	Prodotti	Soluzioni	Area Geografica
Baumann et al.(1993)	Cartone	<ul style="list-style-type: none"> • Incenerimento • Riciclaggio 	Svezia
Finnveden et al (1994) Case: Skara	Frazione secca della carta	<ul style="list-style-type: none"> • Incenerimento • Riciclaggio 	Skara (Svezia)
Virtanen and Nilsson (1993)	Carta	<ul style="list-style-type: none"> • Incenerimento • Riciclaggio, incenerimento 	Europa Occidentale
Finnveden et al.(1994) Case: Uppsala Case: Linkoping	Carta e Cartoni per bevande	<ul style="list-style-type: none"> • Incenerimento • Riciclaggio 	Uppsala Linkoping (Svezia)
Granath and Stromdahl (1994)	Cartoni	<ul style="list-style-type: none"> • Incenerimento • Riciclaggio, incenerimento e smaltimento 	Svezia
Granath and Stroömdahl (1994)	Cartoni pieghevoli	<ul style="list-style-type: none"> • Incenerimento • Riciclaggio, incenerimento e smaltimento 	Svezia
Granath and Stroömdahl (1994)	Cartoni per bevande	<ul style="list-style-type: none"> • Incenerimento • Riciclaggio, incenerimento 	Svezia
Finnveden (1994)	Cartoni per latte	<ul style="list-style-type: none"> • Incenerimento • Riciclaggio, incenerimento e smaltimento 	Svezia
Dalager et al.(1995)	Cartoni	<ul style="list-style-type: none"> • Incenerimento • Riciclaggio, incenerimento e smaltimento 	Danimarca
Dalager et al (1995).	Carta	<ul style="list-style-type: none"> • Incenerimento e smaltimento • Riciclaggio 	Danimarca
Pajula and Karna (1995)	Carta e Cartoni	<ul style="list-style-type: none"> • Incenerimento • Riciclaggio 	Germania

Si tratta, quindi, di uno studio estremamente importante perché consente di evidenziare aspetti significativi del problema e confrontare l'applicazione di modalità di trattamento simili in contesti ambientali differenti.

Analogo interesse suscita lo studio di Dahlbo (Dahlbo et al., 2006) nel quale gli autori confrontano le differenti modalità di trattamento e smaltimento dei rifiuti misti associate alla raccolta separata ed al riciclaggio di alte percentuali di carta.

Un'ultima considerazione può essere fatta per quanto riguarda la frazione della plastica che, sicuramente, è uno dei materiali più utilizzati e per il quale, quindi, maggiori sono le problematiche legate al corretto trattamento e smaltimento, anche in virtù delle caratteristiche chimiche e fisiche.

A tal riguardo Pancaldi (Pancaldi et al., 2005) sviluppa uno studio in cui vengono posti a confronto tre diversi sistemi di gestione dei rifiuti plastici, in particolare costituiti da polipropilene. Le soluzioni prospettate sono il riciclaggio, l'incenerimento e lo smaltimento in discarica.

Tale studio assume notevole importanza proprio per le caratteristiche del materiale preso in considerazione. La normativa italiana, infatti, individua nel riciclaggio e recupero di materia uno degli step più importanti del sistema di gestione dei rifiuti, a cui segue l'incenerimento con recupero di energia; tuttavia la plastica pone alcuni problemi.

Dopo il riciclaggio la plastica mostra, infatti, un peggioramento delle proprie caratteristiche, per effetto della contaminazione e della presenza di altre impurità come carta e vetro e, quindi, la qualità del materiale ottenuto è sicuramente da verificare. Dall'altro lato la plastica ha un alto potere calorifico e, quindi, l'incenerimento potrebbe essere una valida soluzione per il recupero di energia. Lo studio preso in considerazione si pone come obiettivo proprio quello di confrontare queste alternative di intervento.

Risulta di elevato interesse lo studio di Ross (Ross et al., 2003) che confronta tramite procedura LCA gli impatti indotti dal processo di produzione degli imballaggi in plastica a partire da materie prime e gli impatti dovuti alla produzione della stessa quantità di materiale a partire dalla plastica raccolta separatamente e recuperata dal flusso dei rifiuti indifferenziati.

4.3 TIPO DI SOFTWARE UTILIZZATI

Come detto precedentemente, lo sviluppo della procedura di valutazione del ciclo di vita non è possibile se non attraverso l'utilizzo di un software specifico, a cui è sostanzialmente affidato il compito di effettuare tutti i calcoli necessari, dall'attribuzione dei flussi di materia e di energia in uscita dal sistema alle diverse categorie di impatto fino all'utilizzo dei modelli di caratterizzazione per la valutazione delle relative conseguenze sull'ambiente.

In generale, i programmi di calcolo che vengono utilizzati possono dividersi in due diverse categorie, la prima comprende software di carattere generale, che vengono usati nelle più diverse applicazioni, la seconda, invece, include dei programmi che sono stati appositamente sviluppati per la valutazione del ciclo di vita applicata alla gestione dei rifiuti e che, quindi, sono impiegabili solo in tale ambito.

Di seguito, nella tabella 4.12, si riporta una sintesi nella quale ad ogni programma di calcolo è associato l'elenco degli studi di valutazione condotti con tale strumento.

Tabella 4.12 Software per gli studi di LCA

Software	Bibliografia
<i>SimaPro</i>	Università degli Studi Milano Bicocca, Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio, 2002. Pancaldi et al., 2005. Zampini e Zonarelli 2005. Signori, 2005. Neri, 2005.
<i>Umberto</i>	Heilmann e Winkler 2005.
<i>Team</i>	Morselli et al., 2005.
<i>GaBi</i>	Wassermann et al., 2005.
<i>EASEWASTE</i>	Kirkeby e Christensen et al., 2005.
<i>SWFO-LCA</i>	Viotti et al., 2005.
<i>ORWARE</i>	Eriksson et al., 2005. Assefa et al., 2005.
<i>IWM-Model</i>	Ozeler et al., 2006.
<i>Non specificato</i>	Lundie et al., 2005. Birgisdottir, 2005. Arena et al., 2003. Linzner et al., 2005. Salhofer, Binner e Wassermann 2005. Villeneuve et al., 2005.

Con riferimento alla prima classe, quella dei programmi di concezione e di applicazione generale, i software più utilizzati sono SimaPro, Team, Umberto e GaBi.

Heilmann (Heilmann et al., 2005), nella sua trattazione, utilizza Umberto che è un software di origine tedesca, sviluppato per studi di base della procedura di LCA; con specifico riferimento all'applicazione alla gestione dei rifiuti, tale programma consente di descrivere sistemi di trattamento medi, costruiti attraverso i dati raccolti sul territorio. I possibili scenari di riferimento partono tutti dal deposito dei rifiuti da parte degli utenti e possono riguardare il sistema dell'incenerimento, la raccolta differenziata stradale e quella presso le stazioni di conferimento volontario.

Team è, invece, utilizzato da Morselli (Morselli et al., 2005) nella valutazione degli impatti indotti dall'inceneritore di Rimini, mentre Wassermann (Wassermann et al., 2005) utilizza il software GaBi e, infine, SimaPro trova completa applicazione nell'ambito di un filone di studi condotti dall'Enea, in collaborazione con alcune Università italiane come Parma, Roma e Milano.

La scelta del software da utilizzare per lo sviluppo della procedura di valutazione è alquanto complessa e deve, necessariamente, fare riferimento all'obiettivo dello studio e alle finalità per cui questo viene condotto ed, inoltre, alle caratteristiche prestazionali del programma, alla sua capacità di adattamento, agli ambiti di applicazione e all'affidabilità dei risultati.

Indipendentemente dallo scopo per cui un programma per la valutazione del ciclo di vita è sviluppato, trattazioni generali o specifica applicazione a settori quali la gestione dei rifiuti, diversi sono i criteri rispetto ai quali è possibile fare un confronto, evidenziandone gli aspetti positivi e di criticità per effettuare successivamente una scelta.

Generalmente un software deve operare in maniera facile e veloce, senza errori dovuti all'algoritmo del programma. In particolare, è preferibile una struttura gerarchica, che consenta di dividere il sistema di analisi in diversi sottosistemi, in modo tale da scendere nel dettaglio e seguire contemporaneamente i differenti percorsi dei flussi di materia e di energia analizzati. Una struttura di questo tipo consente, quindi, anche una chiara e trasparente rappresentazione del processo e dei risultati ottenuti, nonché la possibilità di individuare immediatamente eventuali errori o punti critici (Unger et al., 2004).

In quest'ottica, notevole importanza assume l'interfaccia del programma, che deve essere user-friendly, quindi deve dare un'immediata e diretta

rappresentazione del sistema di processo, attraverso una veste grafica che sia facilmente comprensibile. Al riguardo uno degli aspetti da tenere in considerazione è relativo al software, che deve essere strutturato in una maniera grafica simile alle applicazioni di MS Office e che deve dare la possibilità di rappresentare il processo analizzato tramite un diagramma di flusso (Unger et al., 2004).

Altri aspetti, non secondari in tale ambito, sono relativi alla possibilità di rappresentare i risultati della valutazione in maniera chiara ed immediata a diversi gruppi di persone ed, inoltre, alla possibilità da parte degli utilizzatori di usare il programma in maniera semplice, consentendo, ad esempio, di cambiare le unità di misura, di zoomare su determinate unità di processo, di mostrare i dati di input e output dell'analisi di inventario secondo differenti livelli di dettaglio (Menke et al., 1996).

Un ultimo, importante, aspetto è il tempo necessario per imparare ad usare il software, in relazione comunque al livello di dettaglio desiderato per lo studio.

Un punto da tenere particolarmente in considerazione è quello relativo al database, di cui il software dispone. Il database deve essere definito separatamente dal programma di implementazione e le informazioni contenute devono essere di buona qualità. Il programma, in particolare, deve dare la possibilità all'utilizzatore di introdurre ulteriori informazioni e di definire, in maniera chiara, le condizioni per le quali i dati devono essere considerati validi e le relative regioni di applicazione. In ogni caso programmi di buona qualità devono contenere informazioni relative alla natura dei dati, al periodo di riferimento e alla loro origine (Unger et al., 2004).

Anche le modalità di calcolo variano al variare del software utilizzato e, indipendentemente dalla validità o meno del metodo adoperato, il programma deve dare l'opportunità di scegliere diverse alternative disponibili, anche per fare un confronto tra i risultati ottenuti. A ciò deve essere associata l'analisi di incertezza e di sensibilità, che consente di identificare i parametri che causano maggiormente la variabilità dei risultati finali (Menke et al., 1996).

In ultimo, un aspetto da non sottovalutare è quello del servizio offerto dalla casa produttrice. In prima istanza è preferibile che sia disponibile un sito internet che fornisca informazioni dettagliate sul software ai nuovi utenti e che renda disponibile una versione demo e, quindi, gratuita e dimostrativa dello stesso. A ciò, naturalmente, è da associare una linea telefonica di supporto, per eventuali problemi tecnici o

metodologici e un aiuto scritto, quale un manuale o un corso di preparazione. È importante, infine, che il software venga continuamente visionato ed aggiornato per eliminare gli eventuali errori, per migliorare la funzionalità e per incrementare e specificare i dati, ponendoli a pari passo con lo sviluppo tecnologico (Unger et al., 2004).

Sulla base di quanto detto è, quindi, possibile confrontare i software precedentemente considerati e pervenire alla strutturazione della tabella 4.13 che ne mette in evidenza le caratteristiche sostanziali consentendo il confronto rispetto ad alcuni parametri fondamentali.

Tabella 4.13 Sintesi delle principali caratteristiche dei software (Jonbrink et al., 2000)

	GaBi	SimaPro	Team	Umberto
Versione	3	4	3	3.5
Anno	-	1998	1999	-
Nazione	Germania	Olanda	Francia	Germania
Prezzo	2500€ (ver.mi)	2800€	3000\$	-
Licenze vendute	250	> 600	> 200	> 350
Versione Demo	Si	Si	Si	Si
Lingua	Inglese, Tedesco	Inglese	Inglese	Inglese, Tedesco
Destinatari	Esperti di LCA	Esperti di LCA Ing. Ambientali	Esperti di LCA	Esperti di LCA Ing. Ambientali
Rispetta ISO?	SI	Si	Si	Si
Unità di Misura	SI, altre	SI, altre	SI	SI, altre
Include database	Si	Si	Si	Si
Aggiunta dati	Si	Si	Si	Si
Metodi di valutazione	Eco- Indicator 95	Eco-Indicator 95/99 e altri	CLM/EPS/I PCC	Eco- Indicator
Risultati	Tabelle, Diagrammi, Confronti	Tabelle, Diagrammi, Confronti	Tabelle, Diagrammi, Confronti	Tabelle, Diagrammi, Confronti
Tabelle trasferibili in Office	No	Si	Si	Si
Tempo per impararne l'uso	<1 mese	<1 giorno	<1 giorno	< 1 settimana
Servizi per l'apprendimento	Manuale e Corso	Manuale e Corso	Manuale e Corso	Manuale e Corso
Compatibilità	Windows 95/98/2000 /NT	Windows 95/98/2000/N T	Windows 95/NT	Windows 95/98/2000 /NT
Frequenza aggiornamento	2/3 Anni	2 Anni	1 Anno	3 volte all'anno

La precedente tabella rappresenta una sintesi delle principali caratteristiche tecniche e funzionali dei quattro programmi di calcolo utilizzati dai diversi autori, per lo sviluppo della procedura di valutazione del ciclo di vita applicata alla gestione dei rifiuti.

Oltre a tali parametri, tuttavia, è importante fare altre considerazioni sulla base di quanto detto precedentemente e, quindi, sulle caratteristiche che i software devono avere per essere considerati dei buoni prodotti e soddisfare le richieste degli utenti.

Al riguardo, tutte le considerazioni fatte possono essere raggruppate in 6 indicatori ed in particolare:

- Funzionalità;
- Flessibilità;
- Database;
- User-friendliness;
- Proprietà del software;
- Servizi;

Con “*Database*” si intende la quantità e la qualità dei dati a disposizione, le “*Proprietà del software*” fanno riferimento alla stabilità, alla velocità e alle richieste in termini di hardware ed infine i “*Servizi*” si riferiscono al supporto offerto dalla casa produttrice.

A tal riguardo, diversi sono gli studi oggi a disposizione, che descrivono i diversi software utilizzati per la valutazione del ciclo di vita e che ci consentono di fare dei confronti rispetto ai parametri precedentemente definiti.

In riferimento al database, GaBi include circa 500 materiali e processi differenti, dati recuperati dalla letteratura e da studi specifici, che possono essere allocati attraverso modalità differenti e forniscono risultati alquanto trasparenti (Jonbrink et al., 2000). Per Team, in particolare, l'esteso database costituisce uno degli aspetti più importanti, in quanto questo contiene oltre 1.600 materiali e processi che, tuttavia, presentano delle carenze in riferimento all'industria manifatturiera, per la quale è ridotto il numero dei dati a disposizione. Umberto, invece, ha un database di soli 300 elementi, circa la metà dei quali relativi alla produzione di energia, e ai materiali naturali. Anche SimaPro, infine, è dotato di un database molto ampio, con una grande varietà di processi e materiali associati. Ad ogni dato, generalmente riconducibile ad un contesto europeo e specificatamente tedesco o svizzero, corrisponde una descrizione dell'origine e del livello di qualità (Menke et al., 1996).

Per quanto riguarda l'interfaccia, la soluzione migliore è quella proposta di GaBi in quanto l'aspetto esterno è molto simile ai noti programmi di Windows Explorer. Umberto e Team, invece, presentano al riguardo

significativi problemi, come la necessità di utilizzare la virgola al posto del punto per il separatore decimale o ancora l'impossibilità di ingrandire alcune finestre di dimensioni prefissate (Unger et al., 2004). Per SimaPro, infine, notevole è stato il lavoro negli anni per migliorare la veste grafica, che ora consente di attivare numerose funzioni con un semplice "clic" (Menke et al., 1996).

In riferimento alla funzionalità, Umberto e GaBi rappresentano le alternative migliori; Umberto, ad esempio, non ha una installazione standard, ma consente agli utenti di decidere quali funzioni installare, consente di definire le unità di misura, consente di variare i confini del sistema, di effettuare l'analisi di sensibilità. Lo stesso discorso può farsi per GaBi, mentre Team presenta dei problemi di spazio quando il modello del sistema è molto grande, giungendo a richiedere fino a 50 MB, determinando conseguenze negative sulla velocità e la stabilità del software (Unger et al., 2004).

Quanto detto può essere sintetizzato nella tabella 4.14. In questa, la particolare simbologia utilizzata associa all'espressione "++" una valenza estremamente positiva e all'espressione "-" un significato negativo. "0" invece indica una condizione di neutralità.

Tabella 4.14 Confronto tra i software utilizzati (Unger et al., 2004)

	GaBi	SimaPro	Team	Umberto
<i>Funzionalità</i>	++	-	+	++
<i>Flessibilità</i>	0	0	+	++
<i>Database</i>	+	+	++	-
<i>User-friendliness</i>	++	-	0	0
<i>Proprietà del Software</i>	0	0	-	-
<i>Servizi</i>	++	0	++	+

Per ciò che, invece, riguarda i software sviluppati per l'applicazione limitata ai sistemi di gestione dei rifiuti si può fare riferimento a tre programmi: Easewaste in Danimarca, ORWARE in Svezia e SWFO-LCA in Italia.

Il programma Easewaste si pone, evidentemente, come obiettivo quello di caratterizzare i potenziali impatti ambientali di un sistema di gestione dei rifiuti, attraverso la valutazione del ciclo di vita. Il programma, in particolare, include al suo interno tutte le attività necessarie alla valutazione, dal conferimento dei rifiuti, alla raccolta e al trattamento

fino al deposito finale, includendo anche attività a monte e a valle del sistema di gestione.

Nello specifico, le attività di monte sono relative alla generazione di materia e di energia necessarie per le unità di trattamento, la attività di valle, invece, riguardano i potenziali effetti positivi e negativi indotti, ad esempio, dallo sfruttamento dell'energia e dei materiali ottenuti tramite i processi di trattamento.

Il programma è diviso in tre componenti fondamentali: "Generazione dei rifiuti", "Raccolta dei rifiuti" e "Trattamento, Recupero e Smaltimento dei rifiuti". La prima parte consente di definire l'ammontare e la composizione dei rifiuti attraverso un database che contiene 48 frazioni di rifiuto e 40 proprietà chimico fisiche, modificabili dall'utilizzatore. La seconda parte consente di definire le frazioni separate alla fonte e l'efficienza della separazione, nonché il consumo di combustibile per la raccolta. La terza parte, infine, consente di scegliere e modellare i rimanenti elementi del sistema di gestione.

Il software, inoltre, dà la possibilità di sviluppare i sistemi di gestione a partire da tre diverse sorgenti di produzione: le abitazioni singole, le abitazioni multi familiari e le piccole unità commerciali (Kirkeby et al., 2005).

Il programma di calcolo ORWARE, invece, consente di caratterizzare specificatamente le operazioni di trasporto e trattamento dei rifiuti, portando in conto l'uso annuale di materiali, energia e risorse finanziarie. Tralasciando la specifica struttura del software, è importante evidenziare che il livello geografico di applicazione consentito è generalmente quello municipale che, praticamente, è il livello più basso del sistema amministrativo di organizzazione della raccolta e del trattamento in Svezia. L'unità funzionale di riferimento è data dall'ammontare di rifiuti generati nelle realtà municipali e territoriali in un anno, ma il sistema include anche le emissioni dovute all'estrazione delle materie prime e alla produzione di energia necessaria per il relativo trattamento e deposito finale.

La determinazione dei confini del sistema è, tuttavia, estremamente importante anche da un punto di vista temporale, ossia per quanto riguarda l'intervallo di tempo rispetto al quale vengono valutati gli impatti. In tal caso il programma consente di considerare non solo le emissioni occorse durante i processi di trattamento, ma anche quelle a lungo termine, fissando un periodo di 100 anni di analisi per la

caratterizzazione degli impatti indotti, ad esempio, da una discarica (Eriksson et al., 2005).

Il software SWFO-LCA, infine, si differenzia dagli altri perché sostanzialmente è un programma che consente di valutare la soluzione adottabile al minor costo possibile e contemporaneamente effettuare anche una valutazione di carattere ambientale.

Il programma è stato implementato dal Dipartimento di Idraulica e di Trasporti dell'Università "La Sapienza" di Roma, su richiesta della Provincia di Ferrara e supportato, come parte dell'iniziativa, dall'APAT, l'Agenzia Italiana per la Protezione Ambientale.

Il software, edito in linguaggio C, consente, quindi, di individuare la soluzione di gestione a costo minore e contemporaneamente i relativi impatti ambientali; come risultato della simulazione, in riferimento alla soluzione scelta, si ottiene una completa visione di tutti gli aspetti tecnici ed economici del sistema e delle relative implicazioni ambientali.

Il programma si articola in due step successivi: l'analisi tecnica economica e il ciclo di vita con la valutazione degli impatti. L'analisi tecnica economica si basa sulla costruzione della funzione obiettivo da minimizzare, attraverso l'algoritmo di ottimizzazione. Il processo di ottimizzazione, quindi, consiste nel calcolo del valore di un set di variabili a cui corrisponde il costo minimo complessivo.

La fase di valutazione degli impatti, invece, si svolge in maniera sostanzialmente analoga a tutti gli altri programmi, ovvero attraverso l'analisi d'inventario in cui la quantificazione delle emissioni viene effettuata tenendo conto dei processi di natura chimica che si svolgono nell'ambito dei diversi sistemi di trattamento, mentre le emissioni di inquinanti dovuti al trasporto e il consumo di energia sono stimati.

Successivamente vi è la fase di valutazione del ciclo di vita in cui i dati della LCI vengono trasformati in indicatori ed aggregati alle diverse categorie di impatto (Viotti et al., 2005).

Quanto detto, in definitiva, consente di evidenziare l'importanza che i diversi software assumono nello svolgimento degli studi di valutazione del ciclo di vita e come l'uso di tali strumenti risulti indispensabile per il raggiungimento dei relativi obiettivi finali. I programmi di concezione generale sono ormai applicati in diversi contesti con buoni risultati, quelli specificatamente riferiti alla gestione dei rifiuti, invece, sono molto spesso limitati agli ambiti territoriali di generazione e necessitano di adattamenti per l'estensione del loro campo di applicazione.

4.4 ORIGINE ED INTRODUZIONE DEI DATI

Uno degli aspetti centrali o sicuramente molto importanti dello sviluppo della procedura di valutazione del ciclo di vita è la raccolta e la sistemazione dei dati necessari allo studio. La fase di analisi d'inventario, come viene di solito chiamata, consiste, infatti, nell'attribuire valori numerici ai flussi di materia e di energia che collegano tra di loro le varie unità del sistema di processo o che attraversano i confini del sistema, determinando i conseguenti impatti ambientali.

È evidente, anche in questo caso, come la scelta dei dati e delle informazioni è funzionale all'ambito territoriale di applicazione dello studio e condiziona in maniera determinante i risultati della trattazione.

In generale, infatti, in letteratura l'applicazione della valutazione viene fatta in riferimento a determinati contesti, dai quali sono prelevate le informazioni particolari; ad esempio, in riferimento ai sistemi di gestione dei rifiuti solidi, è importante conoscere l'ammontare di rifiuti prodotti nella zona di interesse in un prefissato intervallo di tempo, le modalità di conferimento e di raccolta, le tipologie di trattamento previste con i relativi parametri di funzionamento e le modalità di smaltimento finale.

Preferibilmente tale operazione deve essere condotta a partire dai risultati delle misure e dall'acquisizione dei dati relativi agli impianti presenti sul territorio di analisi e, quindi, oggetto dello studio. In caso contrario, invece, la soluzione è quella di fare riferimento ai dati di letteratura, che sono generalmente dei dati medi, riferiti specificatamente a quelle regioni e a quelle nazioni in cui, in maniera maggiore rispetto alle altre, risulta diffusa tale tipologia di analisi.

Una chiave di lettura, quindi, per la definizione dei dati da utilizzare potrebbe essere relativa alla tipologia di impianto da analizzare, ovvero, nel caso specifico, alla tipologia di trattamento cui i rifiuti devono essere sottoposti.

Gli studi precedentemente presi in considerazione dimostrano che le modalità più diffuse di trattamento oggi utilizzate, in maniera più o meno estesa nel mondo, sono: la discarica, l'incenerimento, il compostaggio e la digestione anaerobica. Per ciascuna di queste tipologie di intervento vi è la necessità di fornire alcuni dati significativi, che concorrano a caratterizzare l'unità di trattamento e specificarla nel contesto di interesse.

In prima istanza, per definire gli impatti indotti da una discarica, è necessario definire la tecnologia di costruzione utilizzata, in riferimento

ai sistemi di prevenzione adottati contro i rilasci di inquinanti nell'ambiente e, in particolare, le unità di raccolta e trattamento del percolato e di captazione e sfruttamento del biogas.

È necessario, inoltre, caratterizzare la composizione del rifiuto e le diverse frazioni che danno origine a differenti emissioni e i tipi di inquinanti da monitorare. Da un punto di vista matematico, infine, è importante definire l'intervallo di tempo rispetto al quale valutare le emissioni, i fattori di emissione, i modelli di generazione e dispersione dei contaminanti e, quindi, il consumo di energia e di risorse dei veicoli e dei macchinari impiegati (Frioriksson et al., 2002).

Una volta fissati tali parametri, è possibile passare al calcolo delle emissioni nei comparti di aria e acqua. L'inquinamento atmosferico è principalmente dovuto alle emissioni di CO₂ e CH₄; si assume, in particolare, come nel primo mese le condizioni in discarica siano aerobiche e quindi è emessa principalmente CO₂, successivamente le condizioni diventano anaerobiche con generazione di CH₄.

Il livello di emissione è funzione, in particolare, del contenuto di carbonio nel flusso di rifiuti suscettibili di degradazione e, quindi, il carbonio totale, a cui è sottratto quello dilavato con le perdite di acqua, rappresenta l'ammontare di carbonio disponibile per la produzione dei due gas ad effetto serra (Frioriksson et al., 2002).

Il carbonio presente all'interno della discarica, tuttavia, può non liberarsi completamente, rimanendo in discarica per un tempo infinito e, in tal caso, si può seguire un approccio differente e considerare la discarica come una sorgente di carbon fossile da utilizzare per la generazione di energia; in questo modo, quindi, la discarica diventa una risorsa, contribuisce a limitare il consumo di combustibile e conseguentemente ha un effetto positivo sul riscaldamento globale.

La tabella 4.15, che segue, mostra il contenuto di carbonio biologico nelle differenti frazioni di rifiuto e le relative emissioni di CO₂ e CH₄, dati utilizzati negli studi condotti nei Paesi Scandinavi.

Tabella 4.15 Emissione di gas ad effetto serra (kg/ton.) da discarica (Frøriksson et al., 2002)

Frazione di Rifiuto	Secco (%)	Carbonio disponibile (% di C)	Potenziale totale		Dopo comb. CH ₄		Contributo al risc. glob.	
			CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄	CO ₂	CH ₄
<i>Cibo, verde</i>	30	100	269	99.4	400	49.7	0	49.7
<i>Legno</i>	80	100	739	252	1072	126	0	126
<i>Altro biodegradab.</i>	25	100	179	66.3	267	33.2	0	33.2
<i>Giornali</i>	90	100	714	240	1031	120	0	120
<i>Contenitori per bevande</i>	90	75	634	213	916	107	0	107
<i>Cartoni</i>	90	100	714	240	1031	120	0	120
<i>Altra carta</i>	90	100	733	246	1059	123	0	123
<i>Filtri di caffè</i>	60	100	530	169	753	84.4	0	84.4
<i>Imballaggi in plastica</i>	90	0.1	1	0.3	1.4	0.2	0	0.2
<i>Altre plastiche</i>	100	0.1	1	0.4	1.5	0.2	0	0.2

Frazione di Rifiuto	Secco (%)	Carbonio disponibile (% di C)	Potenziale totale		Dopo comb. CH ₄		Contributo al risc. glob.	
			CO ₂	CH ₄	CO ₂	CO ₂	CH ₄	CO ₂
<i>Tessili</i>	90	50	466	159	677	79.6	0	79.6
<i>Contenitori puliti vuoti</i>	100	50	280	95.5	406	47.8	0	47.8
<i>Vetro</i>	100	100	9	3.3	13.4	1.7	0	1.7
<i>Ferro</i>	100	10	8	2.9	11.8	1.5	0	1.5
<i>Altri metalli</i>	100	0.1	0	0	0	0	0	0
<i>Non combustibili</i>	100	0.1	0	0	0	0	0	0

Oltre ad anidride carbonica e metano, le emissioni da discarica contengono anche ulteriori 150 diversi componenti, che costituiscono una percentuale in volume dell'1% dell'emissione complessiva e che, generalmente, non vengono presi in considerazione per la mancanza di dati significativi al riguardo.

Altra fonte di inquinamento, particolarmente importante, è quella dovuta alle emissioni in acqua, per effetto della produzione di percolato e del relativo rilascio di metalli e nutrienti. Le Autorità dei Paesi Scandinavi, oltre a definire i parametri e le sostanze da considerare, fissano alcuni criteri di misura e alcune regole, come quella di non poter prendere in

considerazione le misure effettuate nel breve periodo per le analisi sul lungo periodo.

A tal riguardo, è necessario fissare il periodo di riferimento per la quantificazione delle emissioni e far riferimento ai dati misurati in tale lasso di tempo. In generale il periodo di riferimento è assunto pari a 100 anni.

Ultima considerazione può essere fatta per ciò che riguarda il recupero di energia, possibile solo in presenza di un sistema di raccolta e combustione del biogas prodotto. Si ipotizza che l'energia recuperata dipenda solo ed esclusivamente dal contenuto di metano nel biogas, funzione, a sua volta, della composizione merceologica del rifiuto. In molti studi di LCA si assume che, in presenza di un sistema di raccolta del biogas, solo il 50% di questo venga effettivamente captato e bruciato (Frioriksson et al., 2002).

Un altro elemento estremamente importante nell'ambito di un sistema di gestione dei rifiuti è sicuramente l'inceneritore; anche per questa unità di trattamento è necessario fornire una serie di informazioni legate alle tecnologie utilizzate, al tipo e alla quantità di combustibile impiegato, ai materiali ausiliari per il trattamento degli effluenti gassosi.

Sono proprio gli effluenti gassosi che rappresentano il principale pericolo per ciò che riguarda l'inquinamento prodotto, ed in particolare l'inquinamento atmosferico, per l'emissione di anidride carbonica, a cui si associano metano, ossido di carbonio, sostanze organiche volatili.

Tali emissioni sono stimati in relazione al contenuto di carbonio nei materiali inceneriti e, quindi, alla composizione del rifiuto, mentre non dipendono dai sistemi di trattamento del gas né dalla tecnologia utilizzata, ma solo dalla sequenza delle operazioni condotte nel forno di combustione (Frioriksson et al., 2002).

Il calcolo dell'emissione di CO₂ deve essere fatto in riferimento al contenuto di carbon fossile nei rifiuti, dato questo recuperabile da studi condotti nei Paesi Scandinavi. Nella tabella 4.16 sono riportati i dati di riferimento.

Tabella 4.16 Contenuto di carbonio nei rifiuti (Frioriksson et al., 2002)

g di C/kg di rifiuti		
Frazione di rifiuto	C fossile	C biologico
<i>Cibo, verde</i>	0	500
<i>Legno</i>	0	495
<i>Altro biodegradabile</i>	0	400
<i>Giornali</i>	0	422
<i>Contenitori per bevande</i>	125	375
<i>Cartoni</i>	0	422
<i>Altra carta</i>	0	433
<i>Filtri di caffè</i>	0	458
<i>Imballaggi in plastica</i>	656	0
<i>Altre plastiche</i>	590	0
<i>Tessili</i>	278	278
<i>Contenitori puliti vuoti</i>	150	150
<i>Non combustibili</i>	400	93

Oltre all'anidride carbonica, numerosi sono gli altri inquinanti emessi nell'atmosfera dal processo di incenerimento, il cui ammontare dipende dall'età dell'impianto, dalla tecnologia, dai sistemi di abbattimento dei gas, dalla composizione del rifiuto trattato; in ogni caso diverse sono le modalità attraverso le quali è possibile raccogliere i dati necessari.

Si può fare, ad esempio, riferimento alle informazioni specifiche relative all'impianto in cui il rifiuto analizzato verrà inviato per la combustione, oppure a dati medi relativi ad una serie di impianti di incenerimento, presi come campioni rappresentativi, nell'ambito di studi redatti a livello regionale o nazionale e, infine, dati direttamente modellati a partire dalle conoscenze sulla composizione del rifiuto.

In ogni caso, l'emissioni in aria da impianti di incenerimento, applicati a studi di LCA, devono essere espresse in termini di peso di inquinanti emessi sul peso di rifiuti inceneriti (Frioriksson et al., 2002).

Per ciò che riguarda, invece, le emissioni di inquinanti in acqua da un impianto di incenerimento, il problema esiste solo in presenza di un sistema di abbattimento ad umido degli effluenti gassosi esausti.

In questo caso, le acque di rifiuto vengono convogliate ad un vicino impianto di trattamento dei reflui municipali. L'analisi di tale processo è possibile solo se l'impianto di trattamento è incluso nei confini del sistema oggetto di analisi, ma comunque ad oggi non ci sono degli studi specifici in grado di quantificare il contributo all'inquinamento fornito

dal trattamento dell'acqua di lavaggio, rispetto alle emissioni complessive dell'impianto di trattamento delle acque reflue (Frioriksson et al., 2002).

Un ultimo aspetto importante da prendere in considerazione nella valutazione degli impatti ambientali indotti da un impianto di incenerimento, congiuntamente alle emissioni in atmosfera, è quello relativo al trattamento dei residui della combustione.

I residui della combustione si compongono di scorie incombuste, ceneri di fondo, acque di rifiuto e particolato, il cui ammontare e la cui natura dipende dalla tecnologia di combustione utilizzata.

Tali residui contengono metalli, diossine, furani, e sostanze tossiche, che li fanno appartenere alla categoria di rifiuti pericolosi, tuttavia negli studi di LCA questi vengono qualificati solo come rifiuti, perdendo, quindi, una serie di importanti informazioni relative alla loro natura.

Per quantificare i potenziali impatti ambientali indotti da tali residui, gli studi condotti utilizzano un approccio "al processo" o un approccio "al prodotto". Nel primo caso l'ammontare di residui viene misurato insieme con il contenuto in essi di sostanze chimiche, in funzione del processo di combustione utilizzato e senza tener conto di eventuali variazioni nella composizione del residuo.

Nel secondo caso, invece, l'ammontare di residui, e il loro contenuto chimico, viene definito tramite modelli, che consentono di portare in conto, quindi, la reale composizione del rifiuto trattato (Frioriksson et al., 2002).

Un'unità di trattamento sicuramente molto importante nell'ambito di un sistema di gestione dei rifiuti solidi urbani è rappresentata dal compostaggio, un processo tramite il quale la frazione organica del rifiuto viene sottoposta a degradazione con produzione di un ammendante per l'agricoltura, il compost.

Anche in questo caso, la definizione degli impatti ambientali indotti passa, preliminarmente, attraverso la caratterizzazione di alcuni parametri dell'impianto, quali la tecnologia di trattamento utilizzata, i sistemi di abbattimento degli inquinanti predisposti e la loro efficienza, la composizione del rifiuto trattato, la qualità del compost ottenuto e i tipi di fertilizzanti sostituiti.

I principali impatti indotti da tale unità di trattamento sono, quindi, le emissioni nell'aria e nell'acqua. Le componenti principali degli effluenti gassosi sono ancora una volta metano ed anidride carbonica. In generale comunque, se è assicurata una sufficiente quantità di ossigeno durante il processo, la produzione di metano è sostanzialmente ridotta e può essere

considerata trascurabile; degli studi affermano che il metano può costituire al massimo il 10% in volume delle emissioni complessive da un impianto chiuso e controllato (Frioriksson et al., 2002).

Per ciò che riguarda le altre sostanze gassose, l'approccio è simile a quello usato per la discarica, in quanto il potenziale di generazione degli inquinanti è basato sulla composizione del flusso di rifiuti.

Il rilascio di acqua dai processi di compostaggio è, invece, dovuto al contenuto di acqua nel rifiuto, all'acqua usata per la bagnatura dei cumuli nel processo e all'infiltrazione della pioggia. L'ammontare stimato è circa pari a 250-300 kg di acqua per tonnellata di rifiuto.

Nel caso di impianti di compostaggio centralizzati tale acqua di risulta viene inviata ad unità di gestione o a veri e propri impianti di trattamento delle acque reflue urbane, nel caso del compostaggio domestico, invece, l'ammontare di inquinante emesso viene considerato trascurabile (Frioriksson et al., 2002).

Nella tabella 4.17 sono riportati i fattori di emissioni degli inquinanti, non tenendo conto del trattamento dell'acqua di risulta.

Tabella 4.17 Fattori di emissione degli inquinanti (Frioriksson et al., 2002)

Parametri	Acqua nel rifiuto (mg/l)	Acqua condensata (mg/l)	Acqua di pioggia (mg/l)
<i>COD</i>	20.000-100.000	500-2.000	500-2.500
<i>BOD₅</i>	10.000-45.000	100-1.000	100-1.200
<i>TOC</i>	5.000-18.000	<50-500	<50-500
<i>P_{tot}</i>	50-150	<1	<1-50
<i>NH₄-N</i>	50-800	<5-100	15-300
<i>NH₃-N</i>	<5-190	<1	<5-150
<i>Cl</i>	2.000-10.000	-	30-500
<i>K</i>	1.000-7.300	-	-
<i>Zn</i>	1-8	0.2-0.6	<1-2
<i>Pb</i>	0.01-0.02	<0.1	<0.1-0.2
<i>Ni</i>	0.07-2.6	<0.04	<0.05-1
<i>Co</i>	0.01-0.2	<0.05	<0.05-0.2
<i>Cd</i>	0.01-0.2	<0.02	<0.05-0.2
<i>Hg</i>	-	<0.0005	-

Un'ultima tipologia di trattamento, tra quelle maggiormente utilizzate, che può essere presa in considerazione, è la digestione anaerobica, nella quale i microrganismi si cibano della frazione organica del rifiuto in condizione ambientali controllate e in assenza di ossigeno; questo

processo produce biogas, principalmente metano, e residui che possono essere trattati per la produzione di compost.

I bioreattori, che vengono usati, possono presentare un funzionamento a secco o ad umido. Nel processo ad umido il rifiuto viene miscelato con acqua pompata all'interno del sistema e di conseguenza maggiore è, in questo caso, la richiesta di acqua, di energia, di volume del reattore e maggiore è la produzione di effluenti.

La temperatura del processo, in generale, serve a regolare il tempo di digestione, che può dividersi tra la fase mesofila (30/40°C) e quella termofila (50/60°C). Gli studi condotti in Finlandia affermano che il processo ad umido richiede in genere 10 giorni per la fase termofila e 20 per quella mesofila (Frioriksson et al., 2002).

La tabella 4.18 fornisce i dati di processi tipici per la digestione anaerobica in riferimento a quattro diversi impianti di trattamento.

Tabella 4.18 Parametri di processo di impianti di digestione anaerobica (Frioriksson et al., 2002)

Parametri ambientali	Unità (ton. rif.)	Impianto 1	Impianto 2	Impianto 3	Impianto 4
<i>Tecnologia</i>	-	Umido/Fase Mesofila	Secco/Fase Mesofila	Umido/Fase Mesofila	Umido/Fase Termofila
<i>Tipo di rifiuto</i>	-	Rifiuto organico	Rifiuto organico	Rifiuto organico	Fanghi
<i>Consumo Energia</i>	MWh	0.05	0.038	0.009	-
<i>Consumo Calore</i>	MWh	-	0.025	0.138	0.94
<i>Acque di scarico</i>	m ³	0.56	-	-	-
<i>Scarti da altri Processi</i>	ton	-	0.22	-	-
<i>Compost</i>	ton	0.67	0.69	0.86	0.58
<i>Biogas</i>	m ³	130	145	99	370

È evidente come ci siano sostanziali differenze tra i diversi impianti ed è per questo importante far riferimento ai dati e alle informazioni specifiche delle unità di trattamento analizzate che rientrano nei confini spaziali e temporali del sistema.

Gli studi di LCA evidenziano inoltre come, gli aspetti che influenzano maggiormente la performance ambientale di tale processo sono

principalmente l'energia recuperata e la quantità e la natura del fertilizzante sostituito e, solo dopo, le emissioni di inquinanti nell'ambiente.

L'obiettivo principale, infatti, del processo di digestione anaerobica è la produzione del biogas che viene bruciato per ottenere energia, con conseguente produzione di anidride carbonica e metano. Il livello di emissione è funzione dei trattamenti cui il rifiuto è sottoposto prima e dopo il processo e che, a loro volta, determinano consumo di calore e di energia, compensata dal recupero con il biogas.

La generazione di altri componenti inquinanti è, invece, relativa alle emissioni dirette durante il processo di degradazione, alla combustione del combustibile usato nel processo, alla produzione dell'elettricità necessaria, alla stessa combustione del biogas e i relativi fattori di emissione devono essere riferiti specificatamente agli impianti oggetto di analisi.

Anche nel caso del rilascio in acqua, il calcolo dell'ammontare di inquinanti emessi è impossibile senza alcuna conoscenza delle tecnologie di trattamento usate e, quindi, non esistono dati di carattere generale, ma viene raccomandato di usare solo dati di origine specifica (Frioriksson et al., 2002).

Considerazioni a parte meritano, infine, alcune problematiche particolari, che hanno notevole incidenza sui risultati della trattazione e, quindi, sulla valutazione degli impatti ambientali. I trattamenti di incenerimento e digestione anaerobica, in particolare, determinano la generazione di energia a seguito dei processi di incenerimento dei rifiuti e di combustione del biogas da questi prodotto, tale energia può essere usata in sostituzione delle sorgenti convenzionali, determinando notevoli benefici ambientali.

Tralasciando le problematiche legate all'individuazione delle sorgenti di energia convenzionali, diverse da nazione a nazione, notevole importanza assume l'individuazione degli inquinanti e degli impatti ad essi associati.

Tali impatti convenzionalmente vengono sottratti dall'analisi d'inventario del ciclo di vita dei rifiuti. In questo modo si opera un processo di allocazione, tramite ampliamento dei confini del sistema allo studio, così come definito dalle norme.

Molto spesso, tuttavia, è difficile recuperare tutti i dati, per la grande varietà di impatti ambientali generati dalle differenti sorgenti energetiche. Ad esempio, il combustibile fossile determina impatti ambientali che,

generalmente, vengono portati in conto in tutti gli studi di LCA, mentre l'energia idraulica o nucleare presenta degli impatti di più complessa caratterizzazione, come l'occupazione del suolo, gli impatti visivi e i rischi ambientali. Teoricamente, quindi, attraverso i database a disposizione, è necessario portare in conto gli impatti indotti dal processo di produzione e consumo dell'energia sostituita (Frioriksson et al., 2002).

Lo stesso discorso può essere fatto anche per quanto riguarda il compost, l'ammendante per l'agricoltura ottenuto tramite degradazione della frazione organica. Il compost viene, infatti, utilizzato al posto dei fertilizzanti anche se notevole incertezza c'è nel definire l'ammontare di fertilizzante sostituito tramite, ad esempio, una tonnellata di compost.

In tutti gli studi tale valutazione viene condotta confrontando il contenuto di nutrienti, azoto e fosforo, presenti nella miscela.

La tabella 4.19 mostra i dati relativi al contenuto di nutrienti nel compost e nei fanghi.

Tabella 4.19 Contenuto di nutrienti nel compost e nei fanghi (Frioriksson et al., 2002)

Parametri	Fanghi (kg/ton. secco)	Compost (kg/ton. secco)
NH_4-N	0.4-7.8	0.18-0.78
$Tot-N$	3-29	7.9-23.3
$Tot-P$	4-22	1.9-5.4
Ca	3-190	27-35.3
K	0.7-2.7	5.3-14.8

Il contenuto di nutrienti nel compost è assunto come base per la definizione della tipologia di fertilizzante sostituito. Per quantificarne, invece, l'ammontare, l'elemento di riferimento è dato dal rapporto tra la quantità di azoto e quella di fosforo raccomandata; se il rapporto quantitativo disponibile nel compost è maggiore allora il fattore limitante è l'azoto, in caso contrario è il fosforo (Frioriksson et al., 2002).

L'utilizzo del composto al posto dei normali fertilizzanti determina, inoltre, degli impatti evitati e degli impatti aggiuntivi. Gli impatti aggiuntivi sono quelli relativi ai processi connessi all'utilizzo del compost e, quindi, gli impatti indotti dal trasporto e dalla distribuzione sul territorio e quelli legati al rilascio di contaminanti nel suolo.

Nel primo caso si tratta di impatti simili all'utilizzo dei fertilizzanti e, quindi, non vengono presi in considerazione anche se, essendo il compost in quantità maggiore, gli impatti da esso indotti potrebbero

essere superiori. Anche nel secondo caso il confronto deve essere condotto rispetto ai fertilizzanti, che rilasciano nel suolo sostanze inquinanti. In ogni caso l'entità degli inquinanti rilasciati dal compost dipende dalla natura dei rifiuti originali. Gli impatti evitati, invece, sono tutti quelli dovuti al mancato utilizzo del fertilizzante sostituito. Il principio di allocazione afferma che tale valutazione deve essere condotta allo stesso livello di dettaglio e, quindi, che al sistema di produzione del compost vengano sottratti tutti gli impatti associati al fertilizzante sostituito e ciò deve avvenire tenendo conto delle stesse unità di processo per i due diversi materiali.

La strada da seguire, in questo caso, è quella di far riferimento ai dati di letteratura disponibili, facendo attenzione a verificare la corrispondenza degli stessi con l'ambito territoriale di applicazione dello studio per ciò che riguarda i tipi di fertilizzanti, la tecnologia di produzione, le sorgenti di energia (Frioriksson et al., 2002).

4.5 LA PRESENTAZIONE DEI RISULTATI

La fase finale della procedura di valutazione del ciclo di vita è relativa alla rappresentazione e all'interpretazione dei risultati dello studio condotto. Si tratta, in definitiva, della fase in cui si raggiunge l'obiettivo di tutta l'analisi effettuata, ossia dalla quale è possibile recuperare tutte le informazioni necessarie per caratterizzare, da un punto di vista quantitativo, gli impatti indotti dal prodotto o dal servizio e successivamente prendere delle decisioni in merito alle operazioni da compiere, per migliorarne eventualmente un aspetto o per valutarne la possibile applicazione sul territorio.

È, quindi, evidente come questa sia una delle operazioni più importanti da compiere, in virtù dell'obiettivo posto inizialmente nello studio e come tale fase sia sicuramente la più interessante, non soltanto per i soggetti decisori, ma anche per i cittadini e le popolazioni locali che possono trovare nei risultati della valutazione la risposta a tutti gli interrogativi legati alla fattibilità o meno di un sistema sul territorio per ciò che riguarda le più importanti implicazioni ambientali.

Con riferimento ai sistemi di gestione dei rifiuti, quanto detto assume un significato particolare perché il corretto trattamento e smaltimento è e sarà sempre una questione centrale nell'organizzazione di una società

civile e, quindi, si dovrà sempre ricercare la soluzione migliore da adottare.

La letteratura concede ampio spazio alla presentazione e all'interpretazione dei risultati degli studi condotti dai vari autori e un'analisi comparativa ci consente di mettere in evidenza eventuali differenze e analogie, nonché specificare nel dettaglio quelli che sono gli impatti ambientali caratteristici di singoli impianti o di interi sistemi di gestione.

Naturalmente, tuttavia, i risultati ottenuti possono essere tra di loro confrontati, tenendo conto dello specifico ambito di applicazione e, quindi, dell'origine dei dati a disposizione e del livello qualitativo, ma anche quantitativo, degli stessi, che varia al variare del territorio e che condiziona in maniera marcata i risultati della valutazione condotta.

Come precedentemente mostrato, infatti, la fase preliminare dello sviluppo della procedura di valutazione è quella relativa alla raccolta dei dati e delle informazioni necessarie ad avviare il processo, e la natura di tali dati dipende dall'accuratezza e dall'ambito della ricerca, che condiziona sia, ad esempio, la composizione merceologica dei rifiuti, sia i parametri tecnici degli impianti che fanno parte del sistema di gestione e che sono responsabili delle emissioni inquinanti nell'ambiente.

Un'analisi comparativa dei risultati ottenuti dagli studi condotti può essere basata sulla tipologia di rifiuto trattato. Le modalità di trattamento e smaltimento dei rifiuti, infatti, variano in relazione alla composizione merceologica degli stessi e variano, in particolare, anche le modalità di funzionamento degli impianti, i parametri, i fattori di emissione, la natura e la pericolosità degli inquinanti.

Nel caso più generale si può far riferimento ai sistemi di gestione dei rifiuti solidi urbani considerati nel loro complesso e, quindi, alle modalità di trattamento e ai sistemi integrati di gestione utilizzati.

La prima operazione da compiere, nell'ambito di un sistema di gestione dei rifiuti solidi urbani, è sicuramente la raccolta del materiale conferito dalle utenze e che successivamente deve essere sottoposto a trattamento, quindi il primo problema che si pone è quello di organizzare il sistema di raccolta.

A tal fine Heilmann (Heilmann et al., 2005) sviluppa uno studio, applicato al caso tedesco della città di Dresden, in cui sono posti a confronto due differenti sistemi di raccolta del rifiuto, ossia il sistema domiciliare o stradale e quello del conferimento volontario dei materiali riciclabili presso una piattaforma di raccolta; il confronto è poi allargato

anche al caso dell'incenerimento complessivo di tutti i rifiuti, senza separazione alla fonte.

La valutazione dei potenziali impatti ambientali viene condotta con riferimento a quattro categorie di impatto e specificatamente: il riscaldamento globale, l'acidificazione, la tossicità umana e l'eco-tossicità. L'analisi complessiva mette in evidenza come l'alternativa peggiore, dal punto di vista ambientale, sia rappresentata dall'incenerimento dei rifiuti per tutte le categorie di impatto prese in considerazione, ad eccezione della tossicità umana, per effetto della mancata emissione degli idrocarburi poli-aromatici che, infatti, vengono distrutti nel processo di combustione.

Nelle figure 4.1, 4.2, 4.3 e 4.4 si riporta la rappresentazione grafica dei risultati ottenuti.

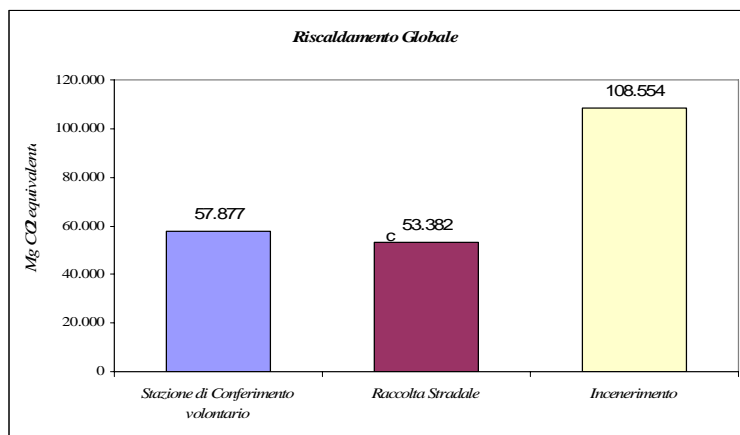


Figura 4.1 Confronto rispetto al riscaldamento globale (Heilmann et al., 2005)

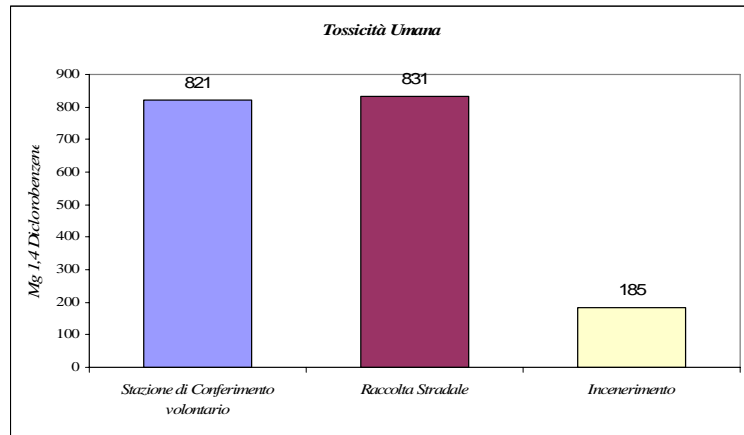


Figura 4.2 Confronto rispetto alla tossicità umana (Heilmann et al., 2005)

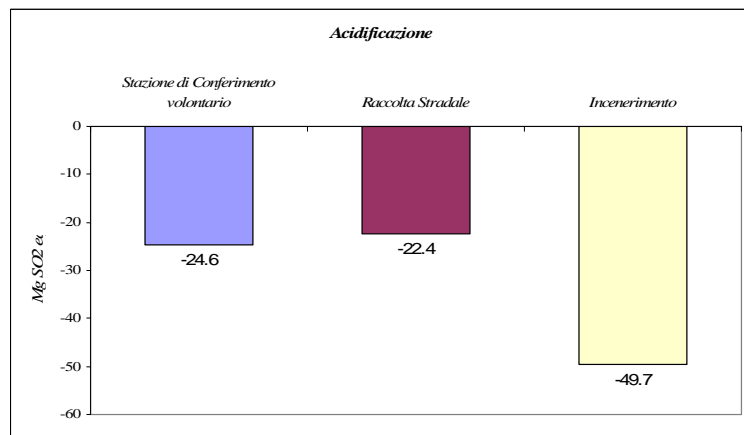


Figura 4.3 Confronto rispetto all'acidificazione (Heilmann et al., 2005)

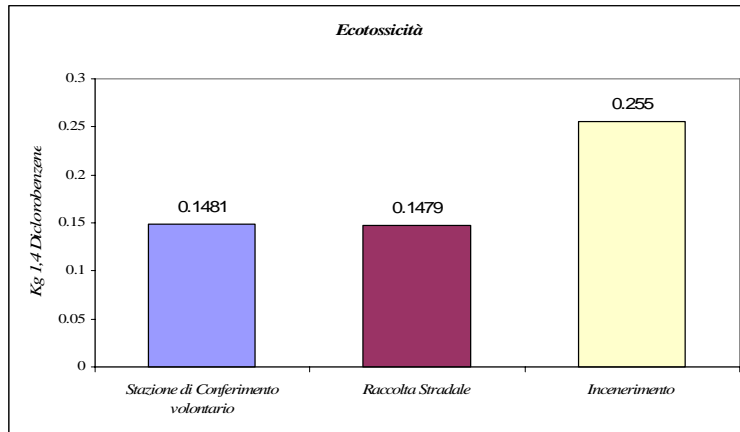


Figura 4.4 Confronto rispetto all'ecotossicità (Heilmann et al., 2005)

A parte tale aspetto però, lo studio è prevalentemente incentrato sul confronto tra i due differenti sistemi di raccolta dei materiali riciclabili, al variare in particolare delle percentuali di raccolta.

La soluzione con conferimento volontario presso la piattaforma si rivela quella preferibile da un punto di vista ambientale, in quanto presenta impatti minori in riferimento a ciascuna categoria presa in considerazione; solo per valori bassi della percentuale di raccolta differenziata, quella stradale presenta minori impatti sul riscaldamento globale, per opera della limitata emissione dei gas responsabili dell'effetto serra dovuta al trasporto su gomma. I risultati sono mostrati nella figura 4.5.

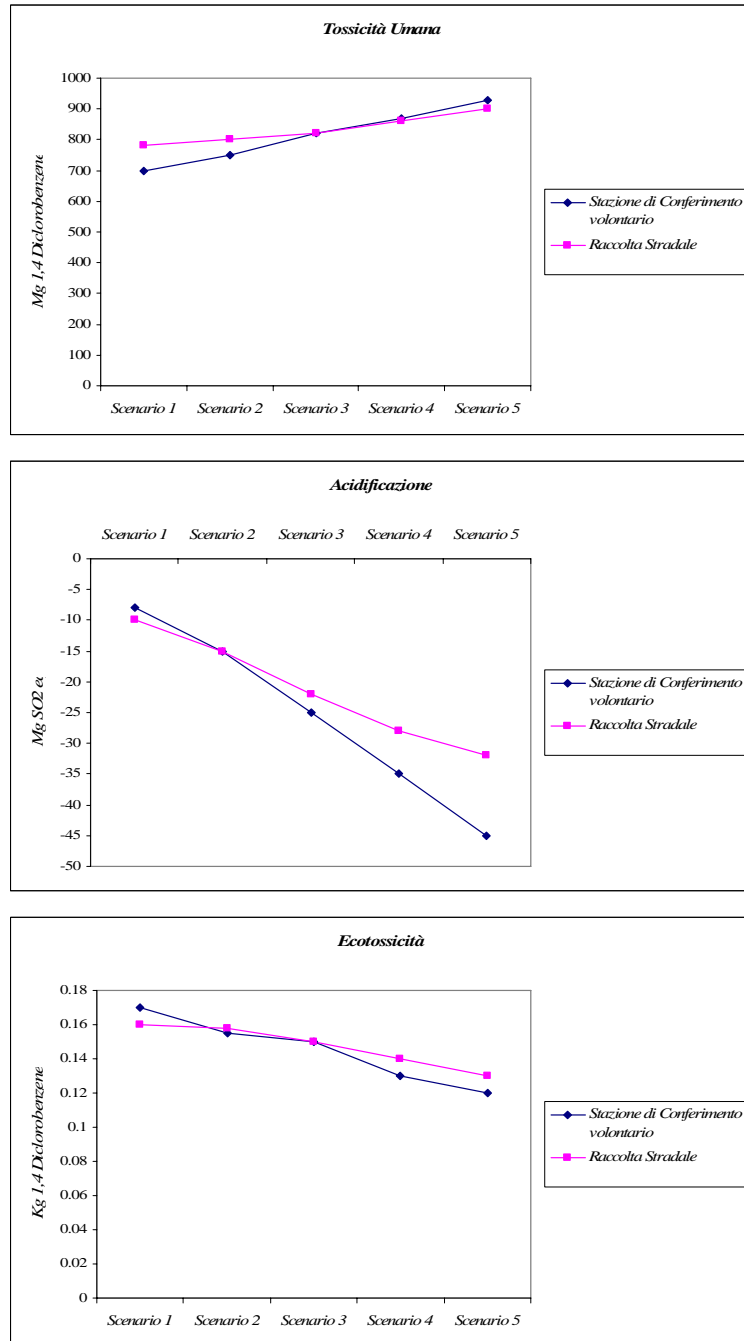


Figura 4.5 Confronto al variare delle percentuali di raccolta (Heilmann, 2005)

In generale, comunque, il livello di impatto cala al crescere della percentuale di raccolta differenziata, ad eccezione di quello relativo alla tossicità umana che, invece, si incrementa a seguito della crescente emissione degli idrocarburi poli-aromatici generati dai processi di recupero della plastica.

Un'ultima considerazione può essere fatta per attribuire i diversi impatti alle differenti frazioni merceologiche recuperate. Heilmann (Heilmann et al., 2005), infatti, sviluppa un processo di allocazione che consente di mettere in evidenza come, per ridurre l'emissione di gas ad effetto serra, si debba incentivare la percentuale di raccolta differenziata della carta, per ridurre l'effetto di acidificazione e di eco-tossicità, invece, bisogna aumentare la percentuale di raccolta della plastica e, infine, per ridurre la tossicità umana la strada è quella di prediligere la raccolta del vetro.

Una volta effettuata la raccolta dai luoghi di conferimento dei rifiuti, questi devono essere inviati agli impianti per il trattamento e il successivo smaltimento. I sistemi di gestione dei rifiuti che possono essere presi in considerazione e che, quindi, vengono confrontati, dipendono evidentemente dalla strategia adottata nelle diverse nazioni ed inoltre dalla tradizione tecnologica e dagli impianti a disposizione.

In Italia, in particolare, il confronto classico è fatto tra l'alternativa del totale smaltimento in discarica di tutto il rifiuto prodotto, con le soluzioni che prevedono la separazione tra la frazione umida e quella secca, con il compostaggio per la prima e l'incenerimento per la seconda, con o senza la fase di trattamento e produzione di CDR.

A tal riguardo Viotti (Viotti et al., 2005) ha sviluppato uno studio in cui vengono valutati gli impatti ambientali indotti dal sistema di gestione dei rifiuti della città di Frosinone. Schematicamente, in questo contesto, il rifiuto viene in parte destinato al processo di compostaggio ed in parte inviato all'impianto di produzione CDR per il successivo incenerimento.

La valutazione del ciclo di vita applicata a tale sistema prende in considerazione le sette categorie di impatto più utilizzate e mette in evidenza come il trattamento della sostanza organica e lo smaltimento in discarica sono attività che generano una significativa influenza sul riscaldamento globale e ciò in quanto, sebbene il metano venga prodotto in minori quantità, questo ha un effetto negativo circa 25 volte maggiore dell'anidride carbonica. Il sistema, inoltre, non contribuisce al processo di acidificazione e non consuma eccessivamente le risorse naturali, ma presenta un potenziale di formazione di ozono fotochimico, contribuisce

all'eutrofizzazione e genera sostanze tossiche per l'uomo. Il tutto è rappresentato graficamente nelle figure 4.6 e 4.7.

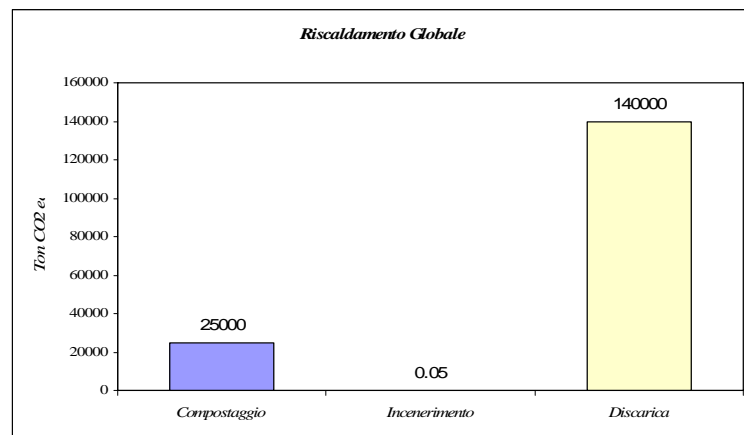


Figura 4.6 Confronto rispetto al riscaldamento globale (Viotti et al., 2005)

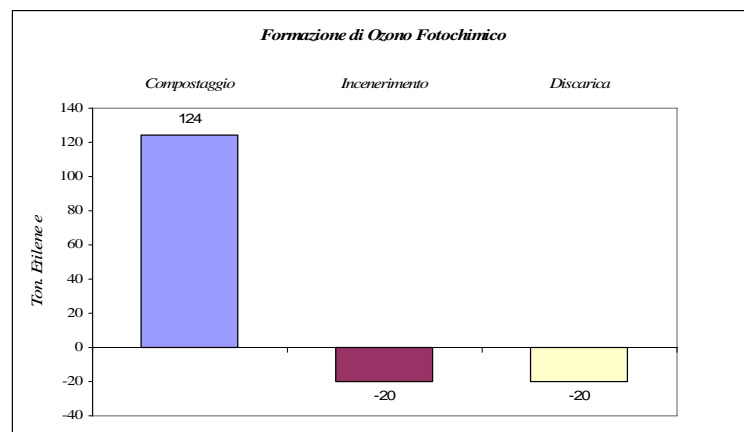


Figura 4.7 Confronto rispetto alla formazione di ozono (Viotti et al., 2005).

In ogni caso, come si evidenzia nella figura 4.8, la categoria di impatto ambientale che maggiormente risente di tale attività di gestione dei rifiuti è il riscaldamento globale in virtù dell'emissione di gas ad effetto serra e soprattutto di metano.

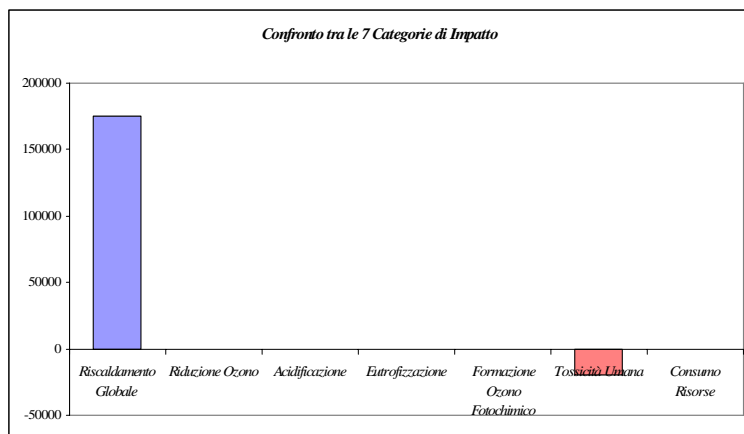


Figura 4.8 Confronto tra le 7 categorie di impatto (Viotti et al., 2005)

Come detto precedentemente, tuttavia, il fine ultimo della procedura di valutazione è quello dell'analisi comparativa e a tale scopo è conveniente far riferimento allo studio condotto da Arena nell'ambito della Regione Campania e dall'Università di Milano per conto della Pirelli&C. Ambiente che, invece, interessa il territorio della provincia di Cuneo.

In definitiva, le soluzioni prospettate sono simili tra di loro e riguardano lo smaltimento in discarica, un sistema integrato di compostaggio della frazione umida e combustione di quella secca, previa trasformazione in combustibile da rifiuti, e uno in cui non è previsto il passaggio attraverso l'impianto di CDR; l'unica differenza è relativa al fatto che, nell'ambito del secondo scenario, Arena (Arena et al., 2003) propone la combustione del rifiuto presso l'impianto di incenerimento, mentre l'Università ipotizza un suo utilizzo nel preesistente cementificio.

In entrambi gli studi il conferimento in discarica degli RSU produce un impatto ambientale netto che incide in particolar modo sui cambiamenti climatici e sulla categoria di risorse dei "Combustibili Fossili". La gestione della discarica comporta, infatti, un certo consumo di energia elettrica per la raccolta e il pompaggio del percolato e per l'estrazione e la successiva combustione del biogas; questi consumi elettrici si riflettono in un consumo di combustibili fossili e in un conseguente rilascio in atmosfera di CO₂.

L'impatto sui Cambiamenti Climatici è ulteriormente aggravato dalla dispersione del biogas contenente metano, che durante la fase di coltivazione non può essere completamente captato (50%). Poiché per

entrambe le categorie di danno l'impatto netto è positivo, il recupero energetico dato dalla combustione del biogas non bilancia i consumi energetici complessivi del sistema "discarica".

Altro impatto significativo, individuato dallo studio universitario, si ha sulla categoria di danno Tossicità Umana ed è legato al rilascio in acqua di metalli pesanti (Ni, Cd, As) che avviene a valle dal trattamento del percolato in un impianto municipale per le acque reflue.

Occorre, infine, ricordare che, nonostante l'utilizzo e l'occupazione del terreno sia considerevole, l'impatto dell'infrastruttura esula dalla valutazione.

Quanto detto è rappresentato nella figura 4.9.

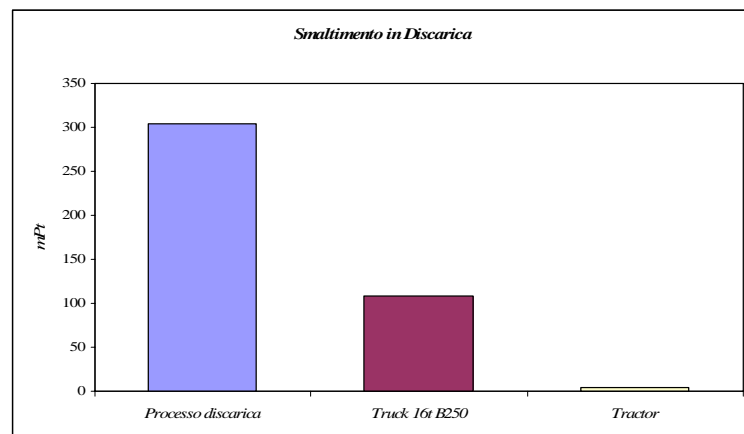


Figura 4.9 Impatti dello scenario "discarica" (Università degli Studi Milano, 2002)

Nella seconda alternativa, le fasi di preselezione e di compostaggio hanno un impatto sull'ambiente poco significativo, in quanto comportano solo un certo consumo di energia elettrica legato al funzionamento delle macchine di processo.

Nell'unità di compostaggio si evidenzia, inoltre, un mancato impatto dovuto al recupero di materia organica ed al conseguente minor utilizzo di ammendanti di sintesi.

Lo studio dell'Università di Milano evidenzia come l'impatto del processo di produzione del CDR sia legato soprattutto all'effetto indiretto del mancato avvio a riciclo delle plastiche utilizzate nella miscela. Utilizzando, infatti, il granulato di plastiche nella produzione di

CDR, si impedisce che esse siano avviate al processo di riciclaggio. Il modello valuta il mancato riciclo come una necessaria produzione della stessa quantità di plastica a partire da materie prime e, quindi, associa al processo un certo impatto ambientale, che non è però da imputare direttamente alla produzione di CDR. L'incidenza maggiore è legata, anche in questo caso, al consumo di risorse e, quindi, l'utilizzo di combustibile e le relative emissioni, per la produzione fittizia da materie prime delle plastiche non avviate al riciclo. In parte, l'impatto è comunque anche legato all'utilizzo di combustibile per il funzionamento delle macchine di produzione.

Nonostante ciò, la soluzione con produzione di CDR ed incenerimento presenta significativi vantaggi rispetto alla discarica per ciò che riguarda l'Acidificazione e il Riscaldamento Globale.

Nell'applicazione alla provincia di Cuneo, inoltre, il processo di utilizzo del CDR come co-combustibile in cementificio ha un impatto ambientale netto negativo e quindi presenta un significativo beneficio ambientale. Questo è, essenzialmente, dovuto al minor utilizzo di carboncoke come combustibile primario, grazie alla co-combustione del CDR con il polverino di carbone. Ciò si riflette in un decremento delle emissioni in atmosfera di CO_2 , NO_x , SO_x e di metalli pesanti (Cr, Pb, Cu, Ni) e quindi in un minor effetto sui cambiamenti climatici, sulla ecotossicità e sulla respirazione.

Integrando le quattro tecnologie, ed in particolare combinando la produzione di CDR con il suo utilizzo in cementificio, si ottiene un bilancio decisamente positivo, che è ulteriormente migliorato dal fatto che, in questo caso, per il recupero energetico, si utilizzi un impianto già esistente e che, quindi, ha un minor impatto in termini di infrastrutture e di utilizzo del suolo. Quando detto è dimostrato dai risultati rappresentati nella figura 4.10.

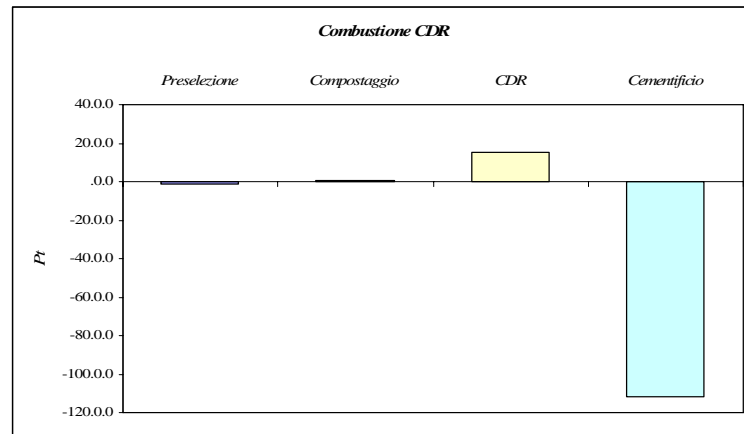


Figura 4.10 Impatti dello scenario "Produzione di CDR" (Università degli Studi Milano, 2002)

Nell'ultima soluzione proposta, i processi di preselezione e compostaggio incidono ancora in maniera marginale e sono caratterizzati da mancati impatti significativi legati al riciclo dei materiali ferrosi e alla produzione di materia organica utilizzabile in agricoltura.

L'incidenza maggiore è, invece, legata all'attività del termovalorizzatore, che presenta però anche degli impatti evitati dovuti al recupero energetico e, quindi, al minor utilizzo di combustibili fossili e alle minori emissioni inquinanti.

È, quindi, evidente come, perché un termovalorizzatore abbia un basso impatto ambientale, sia indispensabile garantire e mantenere un elevato e costante rendimento energetico.

Il bilancio del processo "termovalorizzatore" non tiene conto, come negli altri casi, dell'uso del suolo e dell'impatto dell'infrastruttura; nel caso specifico però tale aspetto avrebbe un'incidenza decisamente superiore, in quanto si tratta di un impianto dedicato e da costruire partendo dal nulla. Il "land use" sarebbe legato, quindi, sia all'utilizzo che all'occupazione del suolo permanente ed a lungo termine, sia all'impatto provocato dalla costruzione e dall'utilizzo di materie prime ad essa funzionali. I risultati sono mostrati in figura 4.11.

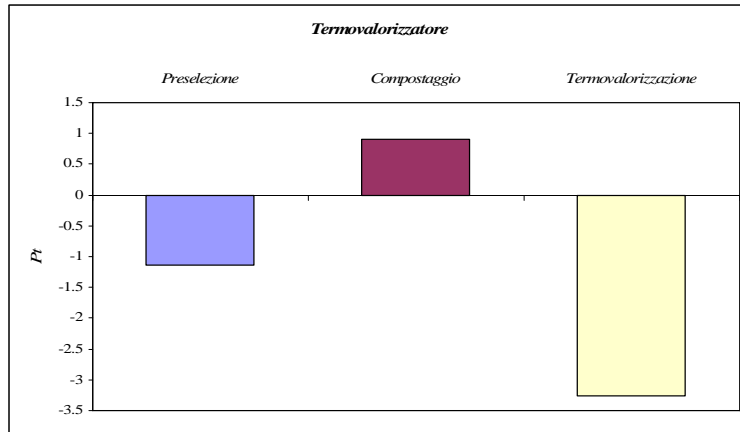


Figura 4.11 Impatti dello scenario “Termovalizzatore” (Università degli Studi Milano, 2002)

Particolarmente significativo appare a questo punto un confronto tra i risultati sostanzialmente simili ottenuti nei due contesti italiani, con quelli dedotti dallo studio di Ozeler (Ozeler et al., 2006) applicato alla città di Ankara e di Eriksoon (Eriksoon et al., 2005) applicato ad un contesto di tre città svedesi.

Ozeler (Ozeler et al., 2006), come detto, confronta cinque diversi scenari di gestione mostrati in tabella 4.20:

Tabella 4.20 Scenari di analisi (Ozeler et al., 2006)

SCENARIO 1	<ul style="list-style-type: none"> • Raccolta • Trasporto • Smaltimento in discarica
SCENARIO 2	<ul style="list-style-type: none"> • Riduzione alla fonte • Raccolta • Trasporto • Smaltimento in discarica
SCENARIO 3	<ul style="list-style-type: none"> • Raccolta • Trasporto • Stazione Recupero materiali • Smaltimento in discarica
SCENARIO 4	<ul style="list-style-type: none"> • Raccolta • Trasporto • Stazione Recupero materiali • Incenerimento • Smaltimento in discarica
SCENARIO 5	<ul style="list-style-type: none"> • Raccolta • Trasporto • Stazione Recupero materiali • Digestione Anaerobica • Smaltimento in discarica

La prima e la quarta soluzione possono, quindi, ricondursi alle alternative precedentemente prese in considerazione e il confronto può essere fatto in termini di categorie di impatto.

Eriksoon (Eriksoon et al., 2005), invece, fa riferimento alle cinque alternative precedentemente descritte e ripresentate in tabella 4.21.

Tabella 4.21 Scenari di analisi (Eriksoon et al., 2005)

SCENARIO 1	<ul style="list-style-type: none"> • Incenerimento del rifiuto totale
SCENARIO 2	<ul style="list-style-type: none"> • Smaltimento in discarica
SCENARIO 3	<ul style="list-style-type: none"> • 90% incenerimento • 10% smaltimento in discarica
SCENARIO 4	<ul style="list-style-type: none"> • Digestione anaerobica del 70% del rifiuto biodegradabile • Incenerimento del residuo
SCENARIO 5	<ul style="list-style-type: none"> • Riciclaggio del 70% della plastica • Incenerimento del residuo

Per ciò che riguarda il consumo di energia, Ozeler (Ozeler et al., 2006) prospetta come l'alternativa migliore sia la seconda ed evidenzia come in tutte le alternative il contributo maggiore agli impatti sia dovuto all'attività di raccolta e trasporto del rifiuto, ad eccezione proprio della seconda alternativa per la più bassa frequenza di raccolta prevista. Arena (Arena et al., 2003), invece, dimostra che in ogni caso il contributo fornito dal trasporto al consumo di energia incide poco rispetto alle altre fasi del trattamento e che, in particolare, la soluzione con produzione di CDR ha un elevato consumo locale, per effetto degli annessi processi di separazione e stabilizzazione del rifiuto, mentre la fase di incenerimento presenta dei consumi positivi, e quindi degli impatti, per il mancato invio a recupero di alcuni materiali riciclabili e, quindi, per la necessità di ottenere le materie prime necessarie per la relativa produzione. Eriksoon (Eriksoon et al., 2005), invece, mostra come la differenza tra la soluzione della discarica e quella della digestione anaerobica dei materiali biodegradabili con incenerimento del residuo sia limitata e che la soluzione della discarica ha un più alto consumo energetico rispetto a quella dell'incenerimento.

Quanto detto è rappresentato graficamente nelle figure 4.12 e 4.13, dove si riportano i risultati degli studi condotti tra le alternative considerate da Arena (Arena et al., 2003) ed Eriksoon (Eriksoon et al., 2005), in riferimento a tale categoria di impatto.

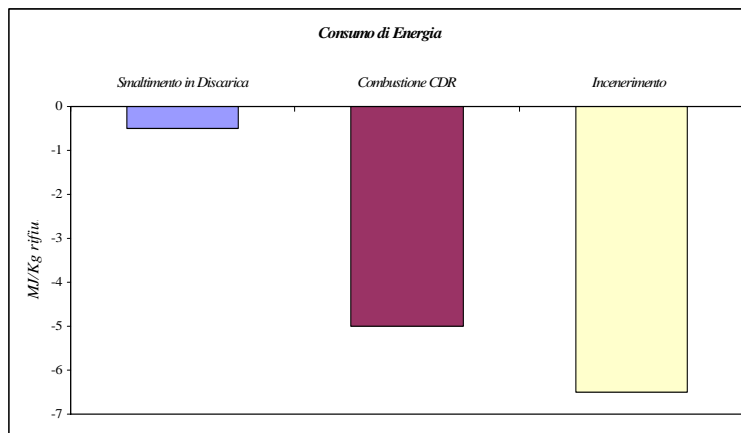


Figura 4.12 Confronto tra le alternative sul consumo di energia (Arena et al., 2003)

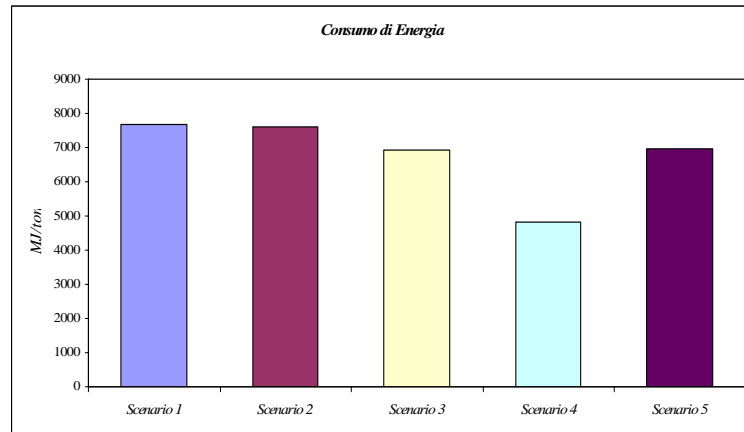


Figura 4.13 Confronto tra le alternative sul consumo di energia (Eriksoon et al., 2005)

In merito al problema dei cambiamenti climatici, i risultati sono ancora diversi. Arena (Arena et al. 2003) conclude che il contributo ambientale è sempre migliore passando dalla discarica, alla soluzione con combustione di CDR, a quella finale con incenerimento complessivo dei rifiuti residui da separazione e ciò per effetto del sempre crescente recupero energetico e per la riduzione delle emissioni inquinanti dai processi veri e propri. In definitiva, quindi, la soluzione peggiore da tale punto di vista è la discarica. Lo studio redatto per conto di Pirelli&C. Ambiente mostra come la soluzione peggiore, tra quelle prospettate, sia la combustione di CDR nei termovalorizzatori, mentre Ozeler (Ozeler et al., 2006) giunge alla conclusione che il quarto scenario, quello con recupero di materia ed incenerimento è la soluzione peggiore, anche rispetto al solo smaltimento in discarica, mentre la migliore è quella con digestione anaerobica e smaltimento in discarica del rifiuto, per effetto della ridotta emissione dei gas serra. Eriksoon (Eriksoon et al., 2005), infine, individua nell'incenerimento la fase a cui compete la maggiore produzione di CO₂ e nello sversamento totale in discarica dei rifiuti la soluzione peggiore. Le figure 4.14 e 4.15 mostrano con evidenza quanto detto, in riferimento specifico agli studi di Arena (Arena et al., 2003) ed Eriksoon (Eriksoon et al., 2005).

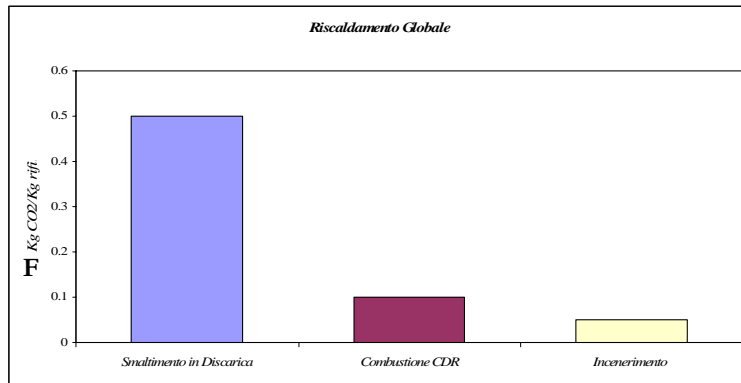


Figura 4.14 Confronto tra le alternative sul riscaldamento globale (Arena et al., 2003)

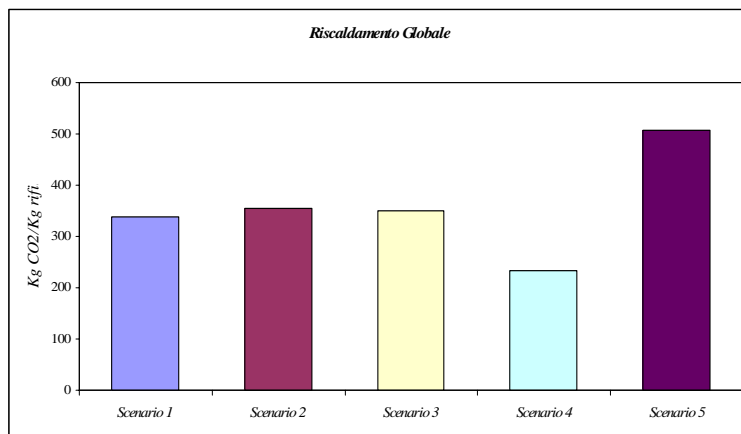


Figura 4.15 Confronto tra le alternative sul riscaldamento globale (Eriksoon et al., 2005)

Un'ulteriore categoria di confronto è l'acidificazione; in questo caso i risultati di Arena (Arena et al., 2003) mostrano come migliore soluzione quella della termovalorizzazione dei rifiuti senza produzione di CDR, per la maggiore aliquota di recupero energetico, mentre Ozeler (Ozeler et al., 2006) individua proprio in questa la soluzione peggiore possibile. Eriksoon (Eriksoon et al., 2005), invece, dimostra che lo scenario con digestione anaerobica è quello peggiore per l'emissione di ammoniaca e di NO_x dal biogas, mentre l'impatto più basso è relativo alla soluzione

con riciclaggio e recupero dei materiali plastici. I risultati sono mostrati in figura 4.16 e 4.17.

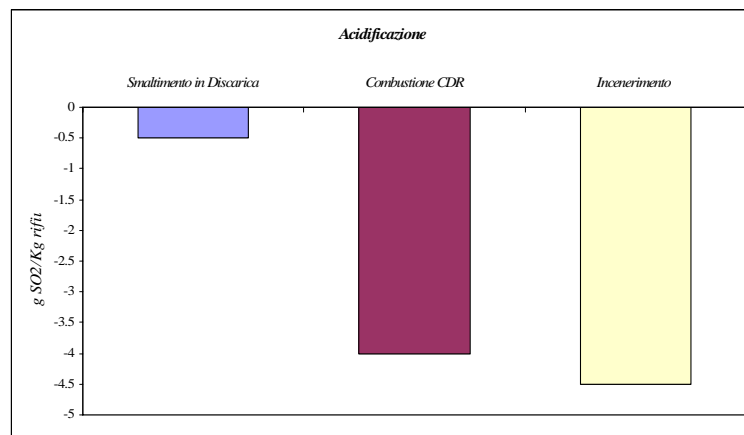


Figura 4.16 Confronto tra le alternative sull'acidificazione (Arena et al., 2003)

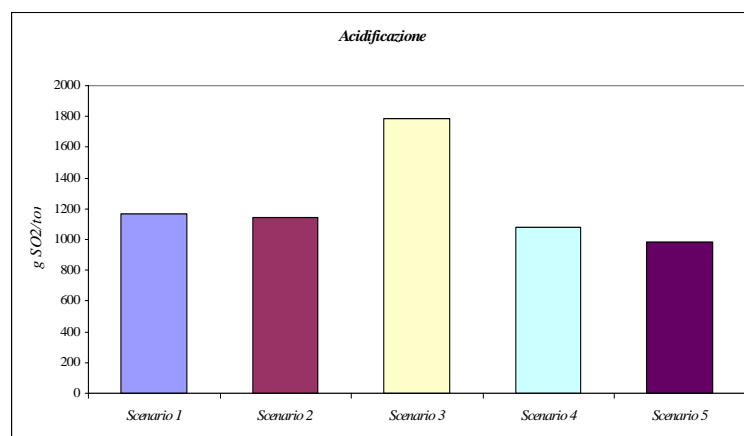


Figura 4.17 Confronto tra le alternative sull'acidificazione (Eriksoon et al., 2005)

Per quanto riguarda la produzione di rifiuti, infine, per lo studio di Arena (Arena et al., 2003) l'alternativa peggiore è quella della discarica, la migliore quella dell'incenerimento senza produzione di CDR; Ozeler (Ozeler et al., 2006) perviene in sostanza allo stesso risultato, individuando la quarta come soluzione migliore in relazione alla

produzione di rifiuti non pericolosi, ma peggiore per la produzione di rifiuti pericolosi. Si riportano i risultati in figura 4.18.

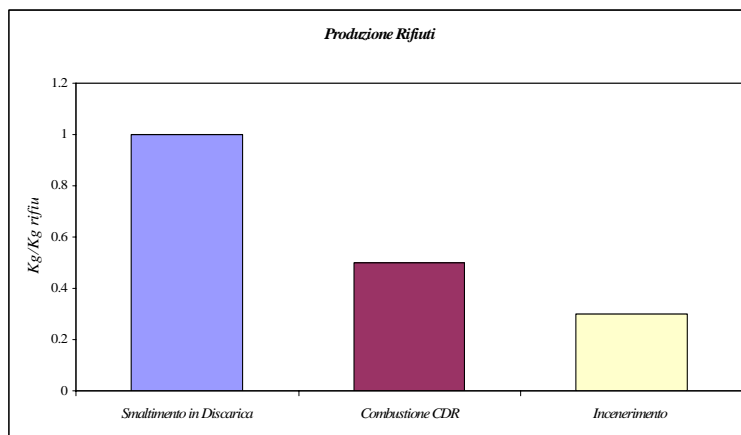


Figura 4.18 Confronto tra le alternative sulla produzione di rifiuti (Arena et al., 2003)

In definitiva, quindi, dagli studi effettuati è possibile concludere che in Campania la soluzione prospettata dal piano di gestione del Commissariato di Governo ha numerosi riscontri positivi e che due sono le possibilità di implementarne le performance ambientali: l'utilizzo di un'unità di recupero del vetro e dell'alluminio negli impianti di CDR e la riduzione delle concentrazioni di sostanze inquinanti nei fumi della combustione in uscita dal camino.

In Turchia, invece, la soluzione con riduzione alla fonte dei rifiuti prodotti, raccolta, trasporto e smaltimento in discarica sembra essere la soluzione migliore rispetto a tutte le categorie di impatto considerate, ad eccezione del cambiamento climatico e della produzione di rifiuti pericolosi, per effetto della riduzione alla fonte del rifiuto e della sua reintroduzione nel ciclo del riutilizzo.

Una volta individuata, quindi, nell'incenerimento una fase sicuramente importante nei sistemi di gestione dei rifiuti solidi urbani, si pone la necessità di integrare tale unità con ulteriori trattamenti, che consentano di migliorare l'efficacia del sistema e limitare l'entità e la pericolosità dei rifiuti smaltiti in discarica.

Una prima considerazione in merito può farsi considerando lo studio di Mendes (Mendes et al., 2004), che confronta l'alternativa dello

smaltimento in discarica con la tecnologia dell'incenerimento, differenziando quest'ultima rispetto alle modalità di gestione delle ceneri della combustione.

Indipendentemente dal risultato più appariscente, ossia la migliore performance ambientale dell'incenerimento rispetto alla soluzione dello smaltimento in discarica, è significativo porre l'attenzione sul confronto tra le diverse modalità di trattamento delle ceneri; in quest'ottica la soluzione preferibile è quella dello smaltimento diretto in discarica, così come mostrato nelle figure 4.19, 4.20 e 4.21.

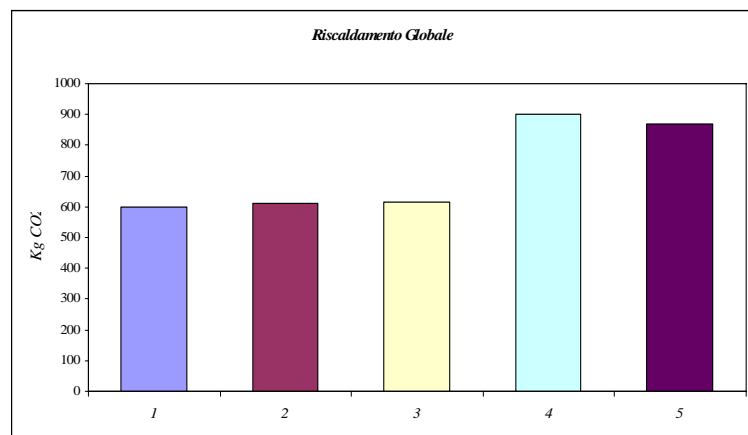


Figura 4.19 Confronto tra le alternative sul riscaldamento globale (Mendes et al., 2004)

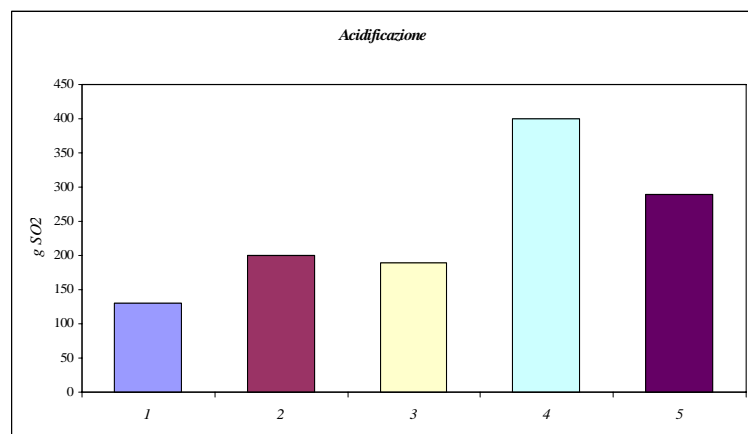


Figura 4.20 Confronto tra le alternative sull'acidificazione (Mendes et al., 2004)

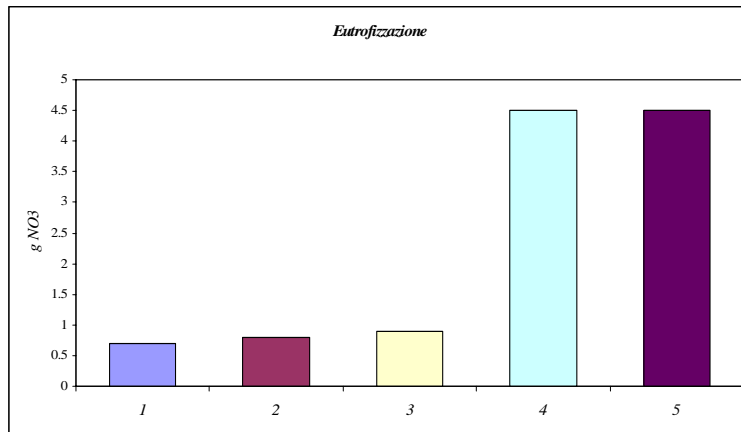


Figura 4.21 Confronto tra le alternative sull'eutrofizzazione (Mendes et al., 2004)

Per ciò che riguarda il riscaldamento globale, il trattamento peggiore per le scorie della combustione è il riutilizzo per la produzione di mattoni, per l'alto consumo di energia necessario; lo stesso discorso può farsi per il processo di acidificazione, che è minimo nel caso in cui le ceneri vengono smaltite in discarica e maggiore nelle altre soluzioni per il consumo di energia e il rilascio di gas acidi durante i processi termici. Tali alternative assumono, infatti, notevole importanza per la possibilità di ridurre drasticamente il rilascio di metalli pesanti nel percolato, ma tale aspetto non viene considerato nella trattazione.

Numerosi sono, inoltre, gli studi condotti che si pongono l'obiettivo di confrontare la soluzione dell'incenerimento complessivo con quella combinata incenerimento - digestione anaerobica della frazione organica. A tal riguardo Kirkeby (Kirkeby et al., 2005) riscontra un impatto ambientale complessivo più elevato per la soluzione combinata rispetto a quella singola, e ciò sarebbe dovuto principalmente all'alto contributo alla tossicità umana determinato dall'uso del compost nel terreno, per effetto del rilascio di metalli pesanti e al riscaldamento globale per il maggior rilascio di gas ad effetto serra. I risultati sono mostrati in tabella 4.22.

Tabella 4.22 Risultati della valutazione per i due scenari (Kirkeby et al., 2005)

Impatti Ambientali	Scenario A	Scenario B
<i>Riscaldamento Globale</i>	-6860	-6921
<i>Acidificazione</i>	-180	-155
<i>Ozono fotochimico</i>	318	283
<i>Eutrofizzazione</i>	-237	-226
<i>Tossicità Umana (Acqua)</i>	3576	3506
<i>Tossicità Umana (Aria)</i>	-25	-17
<i>Tossicità Umana (Suolo)</i>	1085	607
<i>Ecotossicità (Acqua Cronica)</i>	59	77
<i>Ecotossicità (Acqua Acuta)</i>	-114	-93
<i>Ecotossicità (Suolo)</i>	0	0
<i>Consumo di Ozono</i>	0	0

Finnveden (Finnveden et al., 2000) ritrova risultati in parte simili ad eccezione del riscaldamento globale, che è più alto nello scenario con digestione anaerobica e della tossicità umana che, invece, è più bassa per l'utilizzo del compost in agricoltura. Il contributo all'acidificazione, inoltre, è più alto nella soluzione con digestione anaerobica. Sonesson (Sonesson et al., 2000) giunge alla conclusione che le emissioni di gas ad effetto serra sono maggiori nell'ambito della digestione anaerobica rispetto all'incenerimento ed infine, Edelmann (Edelmann et al., 2000) conclude come non ci siano differenze sostanziali tra i due sistemi di gestione, anche se l'alternativa con digestione anaerobica determina maggiori effetti nell'eutrofizzazione, nell'acidificazione e nella tossicità umana.

L'attività di incenerimento può essere anche sostituita dai trattamenti di tipo biologico-meccanici, così come proposto da Salhofer (Salhofer et al., 2005). L'autore confronta quattro diversi scenari di trattamento, combinando due livelli di raccolta differenziata (alto e basso) con l'incenerimento e il trattamento biologico - meccanico del residuo rispettivamente.

I risultati della valutazione consentono di mettere in evidenza che la diversa percentuale di raccolta differenziata non ha significativa influenza sugli impatti ambientali indotti, ma il confronto vero e proprio deve essere condotto tra l'attività di incenerimento e quella di trattamento biologico-meccanico. La seconda alternativa, infatti, presenta un minore impatto ambientale per il riscaldamento globale e l'eutrofizzazione, mentre è più alto per la tossicità umana. In questo ultimo caso, la

responsabilità è da attribuire ad alcune emissioni di sostanze tossiche, dovute ai processi di riciclaggio e di incenerimento. Ciò è dimostrato dalla rappresentazione dei risultati nelle figure 4.22, 4.23 e 4.24.

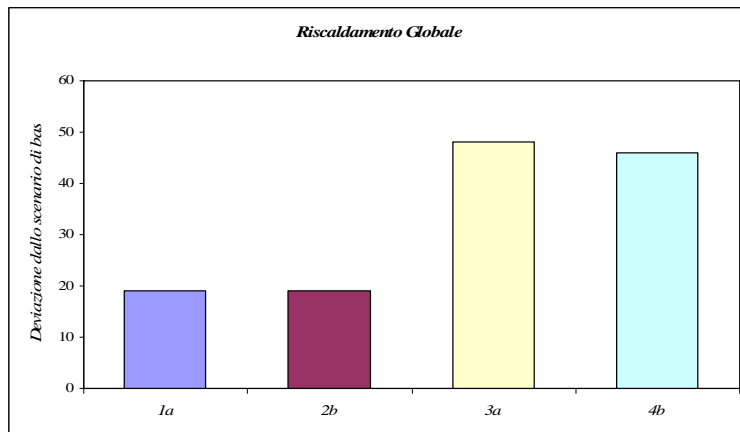


Figura 4.22 Confronto tra le alternative sul riscaldamento globale (Salhofer et al., 2005)

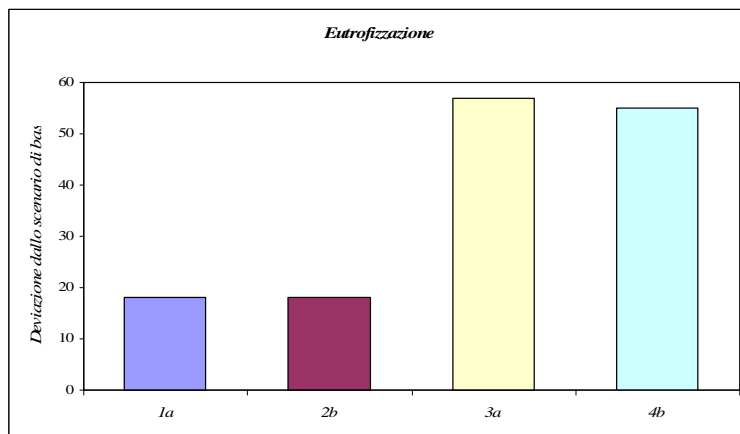


Figura 4.23 Confronto tra le alternative sull'eutrofizzazione (Salhofer et al., 2005)

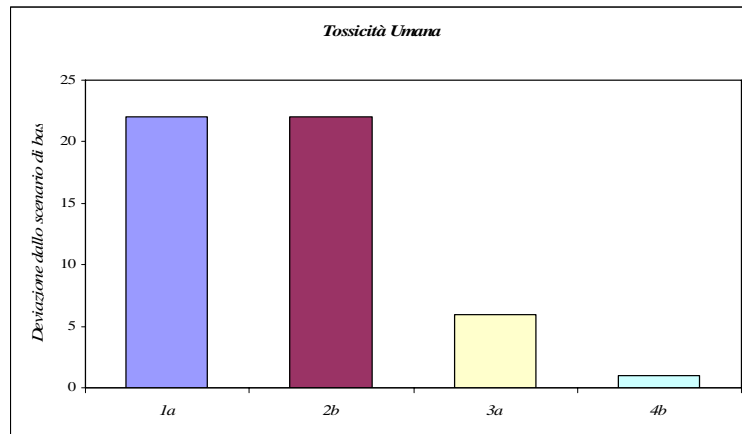


Figura 4.24 Confronto tra le alternative sulla tossicità umana (Salhofer et al., 2005)

L'analisi di sensibilità condotta evidenzia, comunque, una forte dipendenza dei risultati finali dal dato relativo all'efficienza del recupero energetico; al crescere di tale parametro fino all'80%, infatti, i risultati si invertono completamente.

La fase finale di un sistema di gestione dei rifiuti rimane, sempre e comunque, lo smaltimento in discarica dei residui dei trattamenti; è, quindi, necessario valutare l'efficienza dei processi di trattamento al fine di minimizzare gli impatti della discarica.

Wassermann (Wassermann et al., 2005), al riguardo, confronta gli impatti ambientali generati dallo smaltimento in discarica di rifiuti non trattati con quelli di rifiuti trattati, portando in conto anche l'aspetto significativo della modalità di realizzazione della discarica. I risultati mostrano che una costante riduzione dell'emissione dei gas ad effetto serra è possibile migliorando la separazione alla fonte e il riciclaggio di materia, oltre alla tecnologia di realizzazione della discarica.

Gli impatti, in generale, si riducono fino al 70%, in una discarica realizzata secondo le migliori tecnologie disponibili e fino al 93%, per il riscaldamento globale, tramite i pre-trattamenti del rifiuto. Tutto ciò è valido ad eccezione della categoria dell'acidificazione; in questo caso, infatti, i gas responsabili, SO_2 e NO_x , non sono direttamente prodotti dalla discarica ma dalle fasi di generazione dell'energia e del combustibile fossile necessarie al trattamento e, quindi, il sistema con maggiore produzione di energia è quello con il maggiore effetto sull'acidificazione.

Quanto detto è evidentemente riferito ai sistemi di gestione dei rifiuti solidi urbani valutati nel loro complesso, ma diversi sono gli studi condotti rispetto a singole frazioni di rifiuto, che possono essere trattate in maniera differente e che, a loro volta, contribuiscono in parte agli impatti complessivi dell'intero sistema di gestione.

A tal riguardo si può fare riferimento agli studi condotti da Linzner (Linzner et al., 2005) e Lundie (Lundie et al., 2005). Linzner (Linzner et al., 2005) in particolare, valutando gli impatti indotti dal processo di compostaggio dei rifiuti biodegradabili, evidenzia come le emissioni di gas ad effetto serra derivino principalmente dall'uso del combustibile e dal consumo di energia elettrica, il primo per la raccolta e il trasporto del rifiuto, nonché per la distribuzione del compost in sostituzione dei normali fertilizzanti, il secondo per i processi meccanici di trattamento.

In generale Linzner (Linzner et al., 2005) prende in considerazione la sola categoria del cambiamento climatico, e giunge alla conclusione che la fase del processo che maggiormente contribuisce all'impatto ambientale è quella della degradazione della sostanza organica, seguita dalla raccolta separata e dal trasporto del rifiuto.

Lo studio, infine, provvede ad evidenziare anche gli impatti indotti dall'uso del compost al posto dei normali fertilizzanti di natura chimica ritrovando un impatto di segno negativo, quindi un beneficio, come effetto della sostituzione.

Schematicamente i risultati sono rappresentati in tabella 4.23.

Tabella 4.23 Contributo delle diverse fasi di gestione al cambiamento climatico (Linzner et al., 2005)

Elementi del Sistema	Emissioni (kg CO ₂ eq/ton Compost)	%
<i>Raccolta Rifiuti Biodegradabili</i>	31.7	18.4
<i>Centro di Raccolta</i>	0.9	0.5
<i>Trasporto</i>	6.6	3.8
<i>Pretrattamenti Consumo Elettricità</i>	2.7	1.6
<i>Pretrattamenti Consumo Combustibile</i>	8.2	4.8
<i>Impianto di Compostaggio 1 Consumo Combustibile</i>	13.3	7.8
<i>Impianto di Compostaggio 2 Consumo Combustibile</i>	4.6	2.7
<i>Applicazione in Agricoltura</i>	3.4	2.0
<i>Trasporto al Centro di Raccolta</i>	1.2	0.7
<i>Impianto di Compostaggio Emissioni dal Processo di Degradazione</i>	99.2	57.7
<i>Emissioni Totali</i>	171.9	100

Lundie (Lundie et al., 2005), invece, non include nel suo studio la possibilità di utilizzare il compost come ammendante e, quindi, non ne considera i possibili effetti positivi. Con riferimento alle tre diverse alternative a confronto, compostaggio domestico, compostaggio presso impianto centralizzato e smaltimento in discarica, i risultati possono essere espressi rispetto alle categorie di impatto considerate. Con riferimento al Consumo di Energia, la soluzione del compostaggio domestico si rivela la migliore, perché, in questo caso, la richiesta è relativa solo alla fase di produzione dei contenitori ed è indipendente dalla tipologia di trattamento adottata, digestione aerobica o anaerobica. La richiesta più alta, invece, è quella del compostaggio centralizzato, dovuta soprattutto alle fasi di raccolta e trasporto al centro del materiale da trattare.

In riferimento alla Tossicità Umana e all'Eco-tossicità, ancora una volta, la soluzione da prediligere è quella del compostaggio domestico, in cui l'emissione di sostanze potenzialmente inquinanti è da ricondurre alla sola fase di produzione dei contenitori. Il contributo più elevato, relativo alla soluzione dello smaltimento in discarica e del compostaggio centralizzato, è dovuto, invece, alle fasi di raccolta e trasporto del rifiuto. Anche per ciò che riguarda l'Acidificazione il compostaggio domestico si dimostra la migliore soluzione, seguito da quello centralizzato, per effetto dei rilasci di NO_x e dei processi di trasporto.

In definitiva, quindi, il compostaggio domestico è la migliore soluzione adottabile, se si opera in condizioni aerobiche, mentre in condizioni anaerobiche risulta elevato il rilascio di metano e il contributo al processo di Eutrofizzazione. Lo smaltimento in discarica rappresenta la seconda migliore opzione, per ciò che riguarda le categorie di tossicità ed eutrofizzazione, mentre la soluzione del compostaggio centralizzato è da escludere per l'elevato consumo di energia, consumo che tuttavia può essere ridotto adottando differenti modalità di raccolta e riducendo le distanze degli impianti.

Un'altra frazione di rifiuto solido urbano che merita particolare attenzione è quella della plastica, per le importanti implicazioni che il corretto trattamento di tale materiale ha da un punto di vista ambientale.

Al riguardo Pancaldi (Pancaldi et al., 2005) sviluppa uno studio in cui si vanno a comparare la soluzione dell'incenerimento con recupero di energia con due modalità di riciclaggio, con estrusione o con macinazione.

Dai risultati ottenuti è possibile evidenziare che l'attività di riciclaggio consente di evitare alcuni impatti, limitando, ad esempio, il consumo di risorse, per la possibilità di utilizzare la plastica recuperata piuttosto che realizzarla da materie prime. I risultati sono mostrati in figura 4.25.

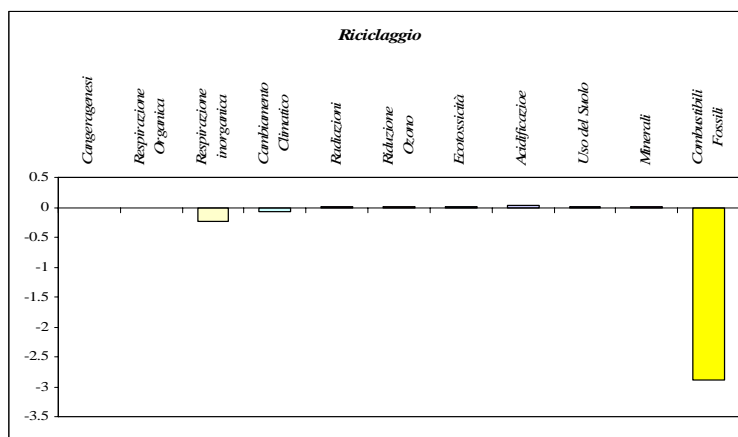


Figura 4.25 Risultati degli impatti del riciclaggio sulle diverse categorie (Pancaldi et al., 2005)

L'incenerimento dei rifiuti, invece, dà la possibilità di recuperare energia dalla combustione e ridurre, quindi, gli impatti indotti dall'attività di produzione della stessa. I relativi risultati sono mostrati in figura 4.26.

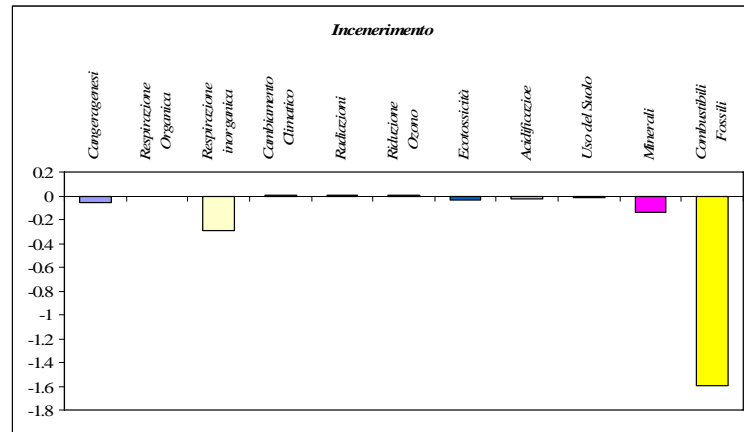


Figura 4.26 Risultati degli impatti dell'incenerimento sulle diverse categorie (Pancaldi et al., 2005)

Confrontando le diverse alternative, è evidente che la forma di smaltimento più conveniente per la plastica raccolta in modo differenziato è il riciclaggio.

Il danno dovuto alle operazioni di riciclo, infatti, è di due ordini di grandezza inferiore rispetto a quello dovuto alla produzione del polimero vergine e, quindi, l'utilizzo del polimero riciclato è conveniente soprattutto per il risparmio di risorse; l'impatto delle operazioni di riciclo è dato, principalmente, dal trasporto e dal consumo di energia elettrica.

Il danno evitato dell'incenerimento, invece, è dovuto alla produzione di energia elettrica; se, dunque, un Paese produce energia a basso impatto ambientale il danno evitato dall'incenerimento sarà minore e potrà assumere valore positivo. L'Italia, ad esempio, è uno dei Paesi con il più alto impatto ambientale per kWh in rete e, quindi, la soluzione dell'incenerimento potrebbe in questo caso essere preferibile.

In definitiva i risultati del confronto vengono presentati nella figura 4.27.

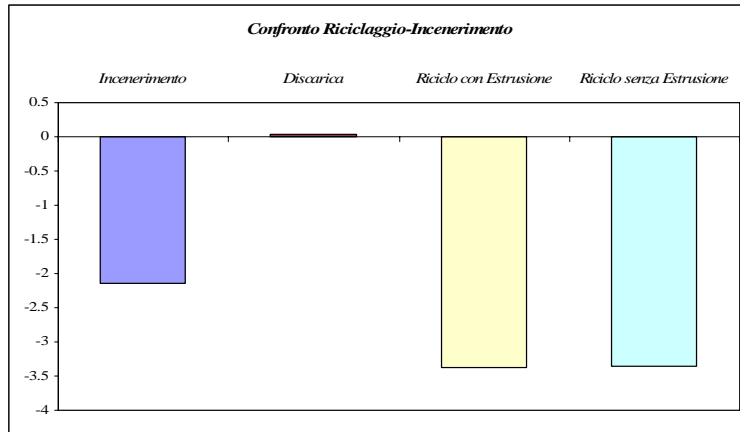


Figura 4.27 Confronto tra i risultati degli impatti dell'incenerimento e del riciclaggio (Pancaldi et al., 2005)

Un'ulteriore frazione di rifiuto da considerare è la carta, per l'enorme quantità di tale materiale utilizzato e la possibilità di essere trattata in modi differenti, con diverse implicazioni ambientali. Una serie di studi condotti al riguardo, confrontando la soluzione dell'incenerimento con quella del riciclaggio, pervengono ad interessanti risultati.

Ad esempio, l'uso dell'energia, in tutti i casi, è più basso nella soluzione del riciclaggio piuttosto che nell'incenerimento, anche l'uso di elettricità decresce con un incremento della percentuale di raccolta e recupero, mentre il consumo di combustibile fossile cresce al crescere di tali percentuali, quando il combustibile è utilizzato come sorgente alternativa di energia. Quando, invece, sono i rifiuti ad essere usati come sorgente alternativa di energia il contributo al riscaldamento globale, espresso in termini di emissione di CO₂, è significativamente più basso nel caso del riciclaggio e lo stesso vale per la generazione di SO₂.

Dai risultati presentati è evidente, quindi, come, in tutti gli studi, l'aspetto chiave è dato dalla sorgente di energia usata al posto di quella ottenuta dall'incenerimento della carta quando quest'ultima è soggetta a riciclaggio. Se l'alternativa è data dal combustibile fossile, il riciclaggio determina un incremento nell'uso del combustibile fossile e di tutti gli impatti ad esso associati, ma comporta contemporaneamente una riduzione nell'uso di legname per la produzione di carta. Dall'altro lato, se la sorgente alternativa di energia è rappresentata dai rifiuti gli studi

dimostrano che l'uso del combustibile fossile è più basso nell'alternativa del riciclaggio della carta rispetto all'incenerimento.

La presentazione dei risultati di tutti gli studi presi considerazione, oltre alla validità dei dati ottenuti, pone sicuramente una questione importante e che è necessario approfondire per completare la conoscenza del quadro d'insieme della procedura di valutazione del ciclo di vita applicata alla gestione dei rifiuti; l'aspetto da analizzare è relativo alla scelta delle categorie di impatto che devono, o possono essere utilizzate dagli autori per la rappresentazione dei propri risultati e, quindi, per supportare il processo decisionale della scelta tra differenti alternative di gestione. La tabella 4.24 riporta, in maniera sintetica, l'elenco degli studi analizzati, i rispettivi autori e le categorie di impatto da ciascuno prese in considerazione, in modo tale da fare un confronto tra le diverse modalità di analisi adottate.

Tabella 4.24 Elenco degli studi analizzati con indicazione delle **Categorie di Impatto** prese in considerazione

Tipologia di Rifiuto	Bibliografia	Ambiti Territoriali	Categorie di Impatto
RSU	Heilmann, 2005.	Dresde (Germ.) 477.650 ab.	1.Riscaldamento Globale 2.Tossicità Umana 3.Acidificazione 4.Ecotossicità
	Kirkeby, 2005.	Aarhus (Dan.) 300.000 ab.	1. Riscaldamento Globale 2. Acidificazione 3.Ozono Fotochimico
	Kirkeby, 2005.	Aarhus (Dan.) 300.000 ab.	4.Eutrofizzazione 5.Tossicità Umana 6.Ecotossicità 7.Consumo Ozono
	Salhofer, 2005.	Salisburgo (Au) 500.000 ab.	1.Riscaldamento Globale 2.Eutrofizzazione 3.Tossicità Umana
	Viotti et al., 2005.	Frosinone (It.) 48.000 ab.	1.Riscaldamento Globale 2.Formazione Ozono Fotochimico 3.Acidificazione 4.Eutrofizzazione 5.Riduzione Ozono 6.Tossicità Umana 7.Consumo Risorse
	Wassermann et al., 2005.	Salisburgo (Au) 500.000 ab.	1.Riscaldamento Globale 2.Eutrofizzazione 3.Formazione Ozono Fotochimico
	Arena et al., 2003.	Campania (It) 6.000.000 ab.	1.Consumo Energia 2.Riscaldamento Globale 3.Acidificazione 4.Produzione Rifiuti
	Ozeler et al., 2006.	Ankara (Tur.)	1.Consumo Energia 2.Riscaldamento Globale 3.Acidificazione 4.Produzione Rifiuti
	Mendes et al., 2004	San Paolo del Brasile	1.Riscaldamento Globale 2.Acidificazione 3.Eutrofizzazione
	Università degli Studi Milano Bicocca, 2002.	Provincia di Cuneo (Ita)	1.Cancerogenesi 2.Respirazione Organica 3.Respirazione Inorganica 4.Cambiamenti Climatici 5.Radiazioni

Tipologia di Rifiuto	Bibliografia	Ambiti Territoriali	Categorie di Impatto
<i>RSU</i>	Università degli Studi Milano Bicocca, 2002.	Provincia di Cuneo (Ita)	7. Acidificazione 8. Uso del Suolo 9. Consumo Minerali 10. Combustibili Fossili
	Eriksson et al., 2005.	Stoccolma, Arable, Alvdaler (Sve.)	1. Consumo Energia 2. Riscaldamento Globale 3. Acidificazione
<i>Rifiuti Biodegradabili</i>	Linzner et al., 2005.	Vienna (Austria.)	1. Cambiamento Climatico
	Lundie et al., 2005.	Sydney (Aus.)	1. Consumo Energia 2. Tossicità Umana 3. Ecotossicità 4. Acidificazione
<i>Carta</i>	Finnveden et al., 1998.	Europa Occidentale	1. Consumo Energia, Materiali ed Acqua 2. Uso del Suolo 3. Tossicità Umana 4. Riscaldamento Globale 5. Consumo Ozono 6. Acidificazione 7. Eutrofizzazione 8. Formazione Fotossidanti 9. Ecotossicità
<i>Plastica</i>	Pancaldi et al., 2005.	Italia	1. Cancerogenesi 2. Respirazione Organica 3. Respirazione Inorganica 4. Cambiamenti Climatici 5. Radiazioni 6. Ecotossicità 7. Acidificazione 8. Uso del Suolo 9. Consumo Minerali 10. Combustibili Fossili

È evidente dalla tabella l'estrema variabilità delle Categorie di Impatto prese in considerazione nei diversi studi; vi sono dei casi in cui l'analisi si limita a pochi o addirittura un solo parametro di valutazione ed altri in cui lo studio si approfondisce, fino a considerare 10 elementi di analisi. Una prima spiegazione di ciò è da ricercare nei diversi obiettivi fissati

dagli autori per ciascuno studio e nella disponibilità dei dati di input; maggiore è la quantità e la qualità di questi, maggiore è il livello di approfondimento degli studi.

Così come evidenziato, inoltre, le norme ISO di riferimento non definiscono, in maniera rigorosa, l'elenco delle Categorie di Impatto che necessariamente devono essere analizzate in tutti gli studi, ma riportano un insieme di quelle più frequentemente utilizzate dagli autori nell'ambito delle loro trattazioni. Il motivo di ciò è da ricercare nel fatto che la procedura di valutazione del ciclo di vita in generale, e quella applicata alla gestione dei rifiuti in particolare, è ancora in una fase di continua evoluzione, evoluzione a cui non sono sottratte le metodologie per la determinazione degli impatti ambientali di tutti i flussi di inquinanti in uscita dai confini del sistema di processo.

Ciò significa, quindi, che il numero delle Categorie di Impatto da poter utilizzare crescerà nel tempo, conseguentemente alla definizione di metodi standardizzati ed univocamente accettati nel mondo scientifico internazionale per la valutazione degli stessi.

*La grandezza dell'uomo
si misura in base a quel che cerca
e all'insistenza con cui egli resta alla ricerca.
(Heidegger)*

PARTE II

5 LA DEFINIZIONE DEL PROGRAMMA DI RICERCA

5.1 GLI OBIETTIVI DELLA RICERCA

L'obiettivo principale della ricerca è quello di sperimentare l'impiego della procedura di Life Cycle Assessment (LCA) come strumento di supporto al processo decisionale nella scelta del "miglior" sistema di gestione dei rifiuti in ambito provinciale. Da tempo, infatti, si parla di "provincializzazione" del ciclo dei rifiuti. A tal proposito, tuttavia, esistono pochi studi ed esperienze. La ricerca, pertanto, si propone di dare un contributo "concreto" per colmare tale lacuna. L'obiettivo proposto assume grande importanza se lo si considera nell'ambito territoriale in cui lo studio è stato sviluppato ossia il territorio della Regione Campania; come è noto tale regione ha vissuto una fase di gestione straordinaria per l'emergenza rifiuti dal 1994 al 2009: il principale motivo di una tale situazione è da ricercare proprio nella mancanza di adeguati modelli organizzativi di riferimento. L'attività sarà condotta relativamente al territorio della provincia di Avellino.

5.2 I TEMPI DELLA RICERCA

La durata dell'attività di ricerca prevista è stata pari a 36 mesi con uno sviluppo in sei fasi consecutive.

La prima fase (6 mesi) ha previsto la definizione e l'ottimizzazione della procedura di Life Cycle Assessment applicata alla gestione dei rifiuti in ambito provinciale. L'applicazione di studi di LCA necessita di software appositamente elaborati. In questa fase è stato previsto l'utilizzo del software WISARD (Waste-Integrated System for Assessment of Recovery and Disposal) di origine francese. Il software dispone di un database con informazioni inerenti le diverse tecnologie di trattamento e smaltimento dei rifiuti solidi urbani e svolge in automatico tutti i calcoli e i bilanci di massa e di energia, richiedendo in input il quantitativo di

rifiuto da trattare, la composizione merceologica e l'organizzazione del sistema di gestione. Ciò può essere fatto selezionando i mezzi e gli impianti già presenti nel database o inserendo tutte le informazioni e i parametri necessari a caratterizzarne di nuovi. Obiettivo di questa fase della ricerca, pertanto, è stato quello di introdurre nel database del software ulteriori tipologie di impianti di trattamento, altri materiali, altre tipologie di discariche, coerenti con la realtà italiana. Analogo lavoro è stato condotto con riferimento agli specifici parametri ed indici utilizzati nel software e relativi, fino ad ora, esclusivamente a casi studio francesi.

La seconda fase (6 mesi) è stata sviluppata attraverso l'individuazione degli scenari di gestione con riferimento all'ambito territoriale scelto (provincia di Avellino). Lo studio è stato condotto considerando due serie di scenari di gestione modellati variando le percentuali di raccolta differenziata e le modalità di trattamento del residuo secco. La prima serie di scenari si basa sull'incenerimento del residuo secco; la seconda serie, invece, prevede un trattamento non termico del secco. Gli scenari della prima serie prevedono la raccolta "monomateriale - porta a porta" delle frazioni carta, organico e residuo, "combinata - porta a porta" di plastica e metalli e una raccolta stradale del vetro. Le frazioni carta, vetro, plastica e metalli vengono raccolte ed inviate agli impianti di riciclaggio, la frazione organica è sottoposta a processi di compostaggio per la produzione di ammendante, mentre il residuo viene prima trasformato in balle di CDR (Combustibile Derivato dai Rifiuti) e, quindi, bruciato in inceneritori; gli scarti di tutti i processi di trattamento vengono smaltiti in discarica. Si prevede l'analisi di 10 opzioni di gestione ottenute incrementando del 5% la percentuale di raccolta differenziata dal 35% (limite minimo normativo) fino all'80%. Nella seconda serie di scenari, invece, per fissati valori di raccolta differenziata (80%), si prevede di far riferimento a due forme di trattamento non termico (cicli "a freddo") del secco residuo: selezione e valorizzazione per un ulteriore recupero di materia e smaltimento in discarica degli scarti; smaltimento diretto in discarica senza alcun pretrattamento.

La terza fase (6 mesi) ha previsto l'analisi dei risultati ottenuti. Il confronto tra le varie alternative di gestione è stato condotto in riferimento alle diverse categorie di impatto ambientale. Limitando lo studio alla prima serie di scenari, il fattore discriminante è rappresentato dalla percentuale di raccolta differenziata. All'aumentare di tale percentuale, da un lato cresce l'ammontare dei materiali recuperati e riciclati e i relativi ricavi; dall'altro lato, invece, diminuisce il quantitativo

di residuo secco da avviare all'incenerimento ed il relativo recupero di energia.

Tale fase prevede, inoltre, l'applicazione dell'analisi per il confronto delle alternative e per l'individuazione del "miglior" sistema di gestione dei rifiuti in ambito provinciale.

La quarta fase (6 mesi) ha previsto l'applicazione della stessa procedura di Life Cycle Assessment sviluppata attraverso un differente programma di calcolo noto come SimaPro; tale programma si differenzia dal precedente in quanto si configura come un codice generico per l'implementazione dell'analisi del ciclo di vita a qualsiasi tipo di attività e servizi svolti dall'uomo. L'obiettivo è stato quello di confrontare i risultati ottenuti con le due procedure di calcolo utilizzate per riscontrare analogie e differenze.

La quinta fase (6 mesi) ha previsto un miglioramento del dettaglio territoriale di interesse e, quindi, l'analisi della sola fase di raccolta dei rifiuti, fase che era stata precedentemente valutata con un diverso grado di approssimazione ed in maniera non sito-specifica. L'obiettivo di tale studio è stato quello di fornire una valutazione dei costi economici necessari a sostenere un servizio di raccolta differenziata del tipo "porta a porta" e contestualmente una valutazione degli impatti ambientali indotti da tale servizio attraverso l'applicazione della procedura di Life Cycle Assessment. Il modello scelto ha previsto lo sviluppo delle analisi descritte con riferimento a 10 comuni tipo con popolazione variabile tra 1000 e 10,000 abitanti; tale scelta è stata condotta considerando che in Italia i comuni con meno di 10,000 abitanti sono il 86.8% del totale e ben rappresentano le caratteristiche urbanistiche del nostro territorio. L'ambito territoriale di riferimento è stato scelto ancora una volta coincidente con la provincia di Avellino dove ben 113 comuni sui 119 complessivi hanno una popolazione inferiore alle 10,000 unità.

La sesta fase (6 mesi) è stata incentrata sull'analisi economico - ambientale dei risultati ottenuti e sulla valutazione della possibilità di definire degli indicatori di sintesi significativi che potessero fornire indicazioni sulla convenienza per i comuni ad unirsi e formare degli aggregati urbani di più grandi dimensioni.

6 IMPIEGO DELLA PROCEDURA DI LIFE CYCLE ASSESSMENT (LCA) COME STRUMENTO DI SUPPORTO AL PROCESSO DECISIONALE NELLA SCELTA DEL “MIGLIOR” SISTEMA DI GESTIONE DEI RIFIUTI IN AMBITO PROVINCIALE

Lo stato dell'arte sulla gestione dei rifiuti solidi prevede ad oggi un approccio basato su quattro livelli successivi di intervento (European Commission, 2005):

- riduzione della produzione;
- recupero di materia;
- recupero di energia;
- smaltimento in discarica.

Tale approccio gerarchico, tuttavia, si sta rilevando non sempre adatto per sviluppare un adeguato sistema di gestione se lo si considera in maniera indipendente rispetto al contesto in cui deve essere applicato. Le variabili che entrano in gioco nella progettazione e nella conseguente attuazione di un programma per la gestione dei rifiuti, infatti, sono molteplici e variegata: ambientali, economiche, tecniche e sociali. Oltre agli aspetti di natura più prettamente tecnica, infatti, bisogna considerare le problematiche riguardanti i costi, gli impatti che tali cicli di trattamento determinano sull'ambiente e, in misura ancora maggiore, le opinioni delle comunità locali senza il consenso delle quali l'attuazione dei piani risulterebbe praticamente impossibile (De Feo et al., 2008).

In virtù di quanto detto e al fine di fornire un contributo al problema proposto, questo studio si pone l'obiettivo di valutare in termini qualitativi e quantitativi gli impatti ambientali di differenti sistemi di gestione dei rifiuti solidi urbani applicabili su scala provinciale,

scegliendo come ambito di analisi la provincia di Avellino, nella Regione Campania, area che per 15 anni ha vissuto condizioni di emergenza in materia di gestione dei rifiuti solidi urbani, emergenza alla quale si è posto fine nel dicembre 2009 con Decreto Legge del 30/12/2009 n.195; tale decreto ha, di fatto, sancito la fine dell'emergenza rifiuti ed il passaggio di tutte le competenze in materia a capo delle singole amministrazioni provinciali (De Feo et al. e De Martino 2004).

L'analisi sviluppata, in particolare, prende in considerazione dieci scenari di gestione dei rifiuti solidi urbani che si differenziano solo per la percentuale di raccolta differenziata posta a base dello studio ed ulteriori due alternative di gestione caratterizzate da una diversa organizzazione del servizio scelto in relazione alle tecnologie impiantistiche adottate (De Feo et al., 2008). I potenziali impatti indotti sui comparti ambientali analizzati sono stati desunti con l'ausilio di due diverse procedure di *Life Cycle Assessment (LCA)*, denominate rispettivamente *WISARD* e *SimaPro*, scelte in virtù del differente approccio da esse adottato nella implementazione della procedura valutativa. In particolare *WISARD* si configura come una procedura specifica per l'applicazione della Life Cycle Assessment ai sistemi di gestione dei rifiuti solidi messa a punto da ricercatori francesi e successivamente applicata in Inghilterra ed in Nuova Zelanda. *SimaPro* è, invece, una procedura di carattere generale per l'implementazione della LCA relativamente a qualsiasi tipologia di attività svolta dall'uomo. La scelta delle due soluzioni riveste importanza fondamentale per la definizione delle differenze metodologiche e di risultati che saranno successivamente presentate.

Lo studio è stato sviluppato prendendo in considerazione i dati di produzione e di composizione merceologica propri della regione Campania e gli scenari costruiti tenendo conto delle normative nazionali e delle tecnologie comunemente applicate (De Feo et al., 2008).

6.1 MATERIALI E METODI

6.1.1 Il sistema di prodotto e le unità funzionali

La procedura LCA è tra gli strumenti maggiormente utilizzati per la caratterizzazione degli impatti indotti sull'ambiente dai beni di consumo prodotti e consumati e/o dai servizi erogati. Si tratta di una tecnica utile

per l'individuazione e la quantificazione degli impatti, con l'obiettivo di ottenere informazioni, impiegate poi in un processo decisionale molto più complesso, e pervenire, quindi, a scelte definitive e compatibili con le esigenze economiche, sociali e di tutela dell'ambiente (De Feo et al., 2008).

Lo studio segue il prodotto “dalla culla alla tomba”, ossia dalle fasi di acquisizione delle materie prime e dell'energia necessaria alla produzione fino alla raccolta e al trattamento del materiale non più utilizzabile e destinato allo smaltimento in discarica. Le attività di produzione, utilizzo e consumo del prodotto sono rappresentate in un diagramma a blocchi, il Sistema di Prodotto, i cui singoli elementi, le Unità Funzionali, identificano le diverse fasi e le trasformazioni subite dal bene. L'approccio utilizzato è quello di definire per ogni unità funzionale i flussi di materia e di energia in input, i materiali intermedi in output e le corrispondenti emissioni nell'ambiente, attraverso equazioni di bilancio volte alla determinazione dei flussi di inquinanti responsabili degli impatti ambientali (UNI EN ISO 14040, 1998).

La particolarità di tale procedura sta nel livello di dettaglio con cui è analizzato il problema che porta alla compilazione di una tabella di Analisi d'Inventario molto particolareggiata, con l'indicazione dei flussi in ingresso e in uscita dal Sistema di Prodotto espressi in termini di composti o di elementi chimici (Buttol, 2007).

I risultati dell'Analisi d'Inventario sono oggetto della successiva fase di Valutazione dell'Impatto del Ciclo di Vita nella quale gli inquinanti in uscita sono associati alle diverse categorie di impatto. A tal fine, nella precedente fase di Caratterizzazione, i flussi in uscita vengono espressi in termini di Indicatori di Categoria tramite appropriati modelli matematici utili per valutare il contributo di ciascun elemento di output alla generazione degli impatti complessivi. Il risultato di tutta la procedura è un Profilo Ambientale che consente di formulare ipotesi e proposte sugli interventi da adottare (UNI EN ISO 14040, 1998).

La procedura LCA può essere convenientemente limitata alla sola fase del ciclo di vita dei prodotti relativi alla raccolta, al trattamento ed allo smaltimento in discarica dei beni non più utilizzabili. In tal caso il flusso di riferimento è rappresentato dalla quantità di rifiuti prodotta da una comunità e l'output è rappresentato dalle emissioni di sostanze inquinanti dovute alle diverse fasi in cui si articola il sistema di gestione. In quest'ottica, quindi, la procedura LCA applicata alla gestione dei rifiuti

solidi si configura come un utile strumento di analisi, per la valutazione, da un punto di vista ambientale, delle azioni da intraprendere in tale ambito (Guomundur, 2002).

6.1.2 Area di studio e dati di riferimento

Il presente studio ha come obiettivo l'applicazione della procedura LCA alla gestione dei rifiuti solidi urbani in un ambito territoriale provinciale. L'area di studio scelta, il territorio della provincia di Avellino nella regione Campania, ha un'estensione di 2792 Km² ed una popolazione di 422,292 abitanti. Tutti i dati necessari alla costruzione degli scenari sono stati desunti dalle banche-dati delle autorità competenti: la Provincia di Avellino e i Consorzi di Smaltimento Co.Sma.Ri. AV1 e AV2. La produzione totale di rifiuti è stata assunta pari a 140,177372 kg, mentre, la composizione merceologica riportata in tabella 6.1 deriva da studi condotti sul territorio e si caratterizza in generale per un 42% di sostanza organica e verde, un 30% di carta e cartone, un 14% di plastica, un 8% di vetro e un 3% di metalli. (ARPAC, 2006; De Feo et al., 2008).

Tabella 6.1 - Composizione merceologica dei rifiuti assunta a base dello studio (De Feo et al., 2009)

Frazione	Percentuale	Produzione (t/anno)
<i>Sottovaglio</i>	1%	1401.7737
<i>Vetro</i>	8%	11,214.1897
<i>Metalli</i>	3%	4205.3211
<i>Carta</i>	30%	42053.2116
<i>Plastica</i>	14%	19,624.8320
<i>Organico (ex. giard.)</i>	30%	42053.2116
<i>Organico (giardino)</i>	12%	16,821.2843
<i>Tessili</i>	2%	2803.5474
<i>Totale</i>	100%	140,177.372

6.1.3 Gli scenari di gestione

Lo studio è stato sviluppato con riferimento a dodici scenari di gestione dei rifiuti, modellati variando le percentuali di materiali raccolti in maniera differenziata e le modalità di trattamento del residuo secco. Tali opzioni di gestione possono essere divise in due macrocategorie: la prima include gli scenari da 1 a 10, riportati in figura 6.1, i quali sono tutti basati

sull'incenerimento del residuo e la seconda che, invece, è riferita agli scenari 11 e 12, caratterizzati da un trattamento non termico del secco. I primi dieci scenari si basano su un sistema di gestione che prevede la raccolta monomateriale domiciliare di carta, organico e residuo, multimateriale domiciliare di plastica e metalli e la raccolta stradale, tramite campane, del vetro. I materiali riciclabili sono ovviamente inviati agli impianti di riciclaggio. La frazione organica è avviata al compostaggio. Il residuo è prima trasformato in balle di CDR (Combustibile Derivato dai Rifiuti) negli impianti dedicati e, successivamente, avviato all'incenerimento. Gli scarti di tutti i processi di trattamento vengono smaltiti in discarica. I primi dieci scenari si differenziano solo per la percentuale di raccolta differenziata che va dal 35% del primo scenario, all'80% dell'ultimo con un andamento crescente ad intervalli costanti del 5%. Lo scenario di gestione numero 11 si differenzia dagli scenari precedenti solo per le modalità di trattamento del residuo secco, mantenendo la differenziazione del rifiuto all'80% e le medesime modalità di raccolta e trattamento delle altre frazioni. Così come mostrato in figura 6.2, in questo caso, per il trattamento del residuo secco si prevede l'invio ad un impianto di selezione e valorizzazione per l'ulteriore recupero di materia mentre gli scarti vengono successivamente smaltiti in discarica. Allo stesso modo nello scenario 12, mostrato in figura 6.3, il residuo dalla raccolta differenziata è direttamente smaltito in discarica senza alcun pretrattamento, mentre per le restanti frazioni sono predisposte attività di recupero e riciclaggio analoghe alle precedenti (De Feo et al., 2008).

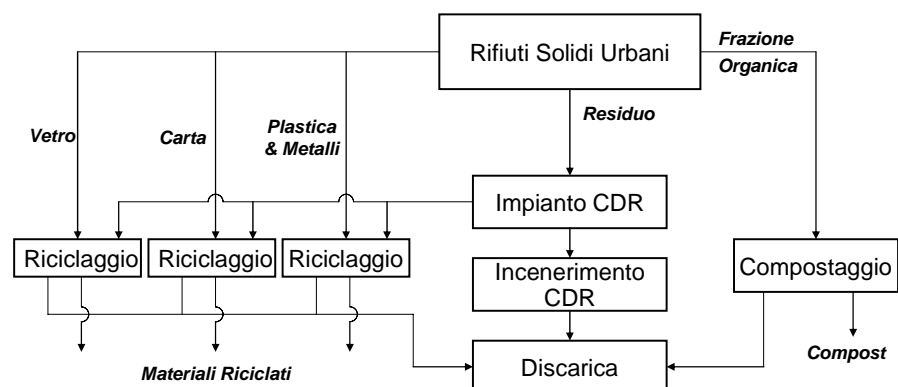


Figura 6.1 Schema a blocchi degli scenari di gestione da 1 a 10 (De Feo et al., 2008)

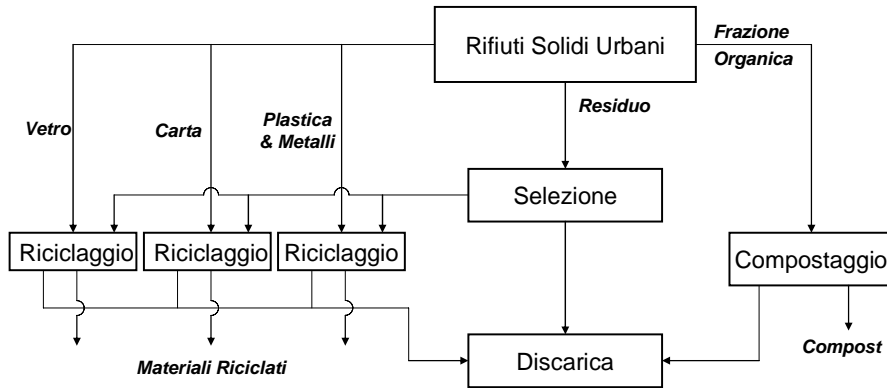


Figura 6.2 Schema a blocchi dello scenario di gestione 11 (De Feo et al., 2008)

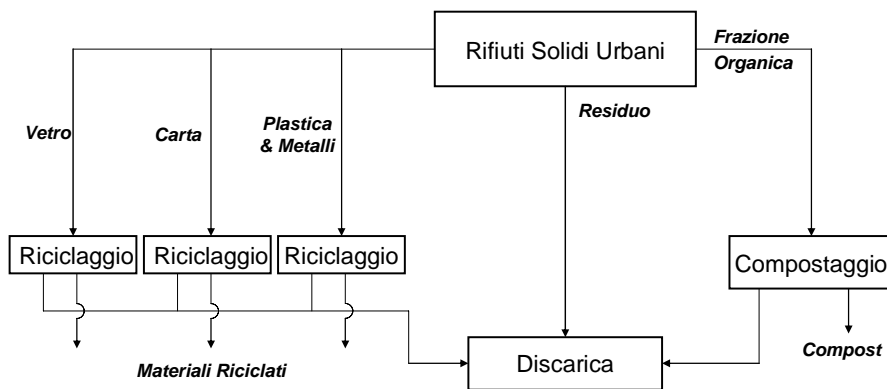


Figura 6.3 Schema a blocchi dello scenario di gestione 12 (De Feo et al., 2008)

6.1.4 La procedura WISARD e le assunzioni di base

La ricostruzione in *WISARD* degli scenari di gestione ipotizzati, in virtù dell'origine francese dello strumento di calcolo adoperato, ha richiesto un preliminare adattamento del codice di calcolo al caso studio italiano (De Feo et al., 2008). Per quanto attiene gli impianti di trattamento dei rifiuti, è stato necessario modellarne il funzionamento con tipologie di impianto presenti nel database del software. Gli impianti di riciclaggio dei materiali raccolti sono stati modellati come “*Facility Simple MRF*”. Gli impianti di

6. Impiego della Procedura di Life Cycle Assessment (LCA come strumento di supporto al processo decisionale nella scelta del “miglior” sistema di gestione dei rifiuti in ambito provinciale

selezione e valorizzazione del secco, invece, sono stati modellati tramite l'opzione “*Facility Dirty MRF*”. L'impianto per la produzione di CDR, infine, è stato simulato come un semplice impianto di selezione “*Facility Dirty MRF*”. Analogo discorso è stato condotto relativamente alla caratterizzazione dei mezzi impiegati per il trasporto ed alla determinazione delle attrezzature utilizzate per la raccolta (Pricewaterhouse Coopers 2006).

Una sintesi delle assunzioni fatte è riportata nelle tabelle 6.2, 6.3, 6.4 e 6.5.

Tabella 6.2 Caratteristiche dei veicoli per la raccolta dei rifiuti adottati negli scenari di gestione (De Feo et al., 2009)

Veicolo Raccolta Rifiuti (10 m³) - WISARD									
<i>Caratteristiche Generali</i>									
Tempo di vita (km)			Consumi (l/100 km)			Combustibili			
200,000			90 (Percorso Urbano)			Diesel			
Pneumatici			Lavaggio						
Frekuensi di Sostituzione (/10000 km)	Numero di Sostituzioni	di	Frekuensi (/1000 km)	Lavaggio	Consumo Acqua (l)				
0.22	5		7		321				
Fattori di Emissione del Veicolo (g/100 km)									
CO ₂	CO	NMH	CH ₄	Vapore	Particolato	SO _x	NO _x	N ₂ O	
246.685	272	630	0	97.200	14	68	4.500	0	
Olio									
				Engine oil			Hydraulic oil		
Frekuensi di Cambio (*1000 km)				1.25			0.25		
Volume di Olio (l)				22			100		
Veicolo per la Raccolta del Vetro -WISARD									
<i>Caratteristiche Generali</i>									
Tempo di Vita (km)			Consumi (l/100 km)			Combustibile			
250,000			60 (Urban)			Diesel			
Pneumatici			Lavaggio						
Frekuensi di Sostituzione (/10000 km)	Numero di Sostituzione	di	Frekuensi (/1000 km)	Lavaggio	Consumo Acqua (l)				
0.16	5.3		7		321				
Fattori di Emissione del Veicolo (G/100 km)									
CO ₂	CO	NMH	CH ₄	Vapore	Particolato	SO _x	NO _x		
164,314	272	660	0	64,800	14	45.3	4,200		
Olio									
				Engine oil			Hydraulic oil		
Frekuensi di Cambio (*1000 km)				1			0		
Volume di Olio (l)				22			0		

6. Impiego della Procedura di Life Cycle Assessment (LCA come strumento di supporto al processo decisionale nella scelta del “miglior” sistema di gestione dei rifiuti in ambito provinciale

Tabella 6.3 Caratteristiche degli impianti di trattamento meccanico – biologici (MBT) (De Feo et al., 2009

MBT									
<i>Caratteristiche Generali</i>									
Tempo di vita (anni)	Tonnellate Trattate (t/mese)	Utilizzo (d/mese)	Tipologia di impianto						
20	250.500	30	Meccanizzato						
<i>Bilancio di massa dei flussi in ingresso ed in uscita (%)</i>									
	Input	Smaltimento in discarica	RDF	Metalli non ferrosi	Perdite	FOS			
Organico	11.81	0.00	0.00	0.00	-	6.85			
Organico (ecc. sfalci)	29.52	0.00	0.00	0.00	-	17.12			
Sortovaglio	1.52	0.00	0.00	0.00	-	0.88			
Metalli	2.95	0.00	0.00	2.95	-	0.00			
Carta	29.52	4.54	24.98	0.0	-	0.00			
Plastica	13.78	2.12	11.66	0.00	-	0.00			
Tessili	3.03	0.47	2.56	0.00	-	0.00			
Vetro	7.87	7.87	0.00	0.00	-	0.00			
Totale	100.00	15.00	39.20	2.95	18.00	24.85			

Tabella 6.4 Caratteristiche degli impianti di incenerimento RDF (De Feo et al., 2009)

Inceneritore									
<i>Caratteristiche Generali</i>									
Tempo di vita (anni)		Tonnellate trattate (t/mese)							
30		83.300							
<i>Consumi</i>									
Elettric. (kWh/mese)	Combustibile (l/mese)	Gas (m ³ /mese)	Propano (kg/mese)	Diesel veicoli (l/mese)					
0	0	0	75	0	0	0	0	0	0
<i>Output</i>									
Acqua (m ³ /mese)									
Polveri (l/mese)									
0	9.166	Recupero (%)	Scarti metallici	Scarti di Alluminio					
<i>Produzione di Energia</i>									
Vapore (MJ/mese)									
Acqua		Gas (%)	Carbone (%)	Olio (%)	Elettric. (kWh/mese)				
0	0	0	0	0	0	0	0	0	109,375,000
<i>Pulizia dei gas (tipica)</i>									
Acqua (m ³ /mese)	Carbone (kg/mese)	Calce (viva, kg/mese)	Calce (spenta, kg/mese)	Cenere (kg/mese)	Gas Es. (Nm ³ /t rsu)				
14,594	208,333	2,083,000	266,560	10,208	9000				

6. Impiego della Procedura di Life Cycle Assessment (LCA come strumento di supporto al processo decisionale nella scelta del “miglior” sistema di gestione dei rifiuti in ambito provinciale

Tabella 6.5 Caratteristiche della discarica adottata negli scenari di gestione dei rifiuti (De Feo et al., 2009)

Discarica - WISARD						
<i>Caratteristiche Generali</i>						
Tempo di vita (anni)		Tonnellate Trattate (t/mese)			Lavorazione (d/mese)	
20		10,000			25	
Percolato		Biogas				
Prodotto (l/t)	Smaltito (%)	Trattamento	Smaltito (%)	Primo Tratt. (%)	Secondo Tratt. (%)	Efficienza Comb. (%)
85	10	Trattamento Biologico	30	70	0	32.5
Copertura						
Argilla (t)		T (t)		HDPE (t)		Diesel (l)
950000		285000		0		0

6.1.5 La procedura SimaPro e le assunzioni di base

Lo studio è stato sviluppato a partire dalla definizione dell’obiettivo e del campo di applicazione della procedura che, come detto, consiste nell’utilizzo della LCA per l’analisi di diversi sistemi di gestione dei rifiuti solidi urbani al fine di caratterizzarne l’impatto ambientale e fornire una serie di informazione ai soggetti decisori nella scelta della migliore soluzione di gestione da adottare in ambito provinciale. Successivamente è stata definita la Funzione, l’Unità Funzionale ed il Flusso di Riferimento caratteristici del sistema, ed infine sono state inquadrare le unità funzionali interne ai confini di analisi.

Nel dettaglio, la funzione è stata identificata nelle attività di *Trattamento e Smaltimento dei Rifiuti Solidi Urbani*, l’unità funzionale nella *Tonnellata di Rifiuti di specifica composizione merceologica* ed infine il flusso di riferimento è stato quantificato come la *Produzione di Rifiuti in un arco temporale di un anno* (Guomundur, 2002).

La definizione degli obiettivi e del campo di applicazione dello studio oltre a quella di Funzione, Unità Funzionale e Flusso di Riferimento ha consentito la costruzione del sistema principale di gestione dei rifiuti da analizzare i cui confini sono stati successivamente ampliati per portare in

conto i processi produttivi evitati grazie al recupero di energia ed al riciclaggio di materia; tale operazione si rende necessaria in ogni procedura di Life Cycle Assessment per sottrarre ai risultati del sistema analizzato gli impatti ambientali potenziali che sarebbero stati indotti dai processi di produzione primaria ma che, invece, vengono evitati in virtù della produzione secondaria. In tal modo si è giunti alla definizione del sistema completo oggetto della successiva fase di Analisi di Inventario (Finnveden et al., 1998).

La fase più importante dell'attività, infatti, ha riguardato l'acquisizione di tutte le informazioni per la determinazione dei flussi di materia e di energia in ingresso e in uscita da ciascuna fase ai fini della quantificazione delle emissioni nell'ambiente. A tal fine sono stati implementati i seguenti moduli che verranno successivamente specificati nel dettaglio: *Packaging Glass Green at Plant, Aluminium Secondary, from old scrap at Plant, Recycling Paper, with deinking at Plant, Recycling Plastics, Compost, at Plant, Glass Virgin, Aluminium Primary, at Plant, Thermomechanical Pulp, at Plant, PET, HDPE, LDPE, Ammonium Nitrate, Single Superphosphate, Potassium Sulphate, Landfill, Municipal Waste Incineration Plant, Wastewater Treatment Plant* (Pre SimaPro 7.1, 2007).

Le informazioni acquisite derivano da dati medi degli impianti europei e dati specifici degli impianti italiani che meglio approssimano le soluzioni impiantistiche da adottare a livello provinciale e che, congiuntamente, meglio soddisfano i requisiti richiesti nella fase di definizione dell'obiettivo dello studio. L'analisi è stata spinta fino a tre livelli di approfondimento per cui l'inventario stilato porta in conto contemporaneamente le materie prime e l'energia impiegate, le attività di trasporto dei prodotti, trattamento degli scarti e costruzione, smantellamento e dismissione dei siti produttivi, fino ad arrivare alla caratterizzazione dei macchinari necessari alla produzione ed al trattamento. In particolare l'acquisizione dei dati di input è stata fatta seguendo due direzioni preferenziali; da un lato si è fatto riferimento al database Ecoinvent, dall'altro a dati reali relativi ad impianti italiani ed in particolare campani.

La costruzione del modello di gestione dei rifiuti solidi urbani è stata condotta sulla base di una serie di ipotesi fondamentali che saranno poi l'argomento di successivi test di valutazione. In particolare sono state fatte delle assunzioni in relazione alla tipologia di beni prodotti tramite "produzione primaria" e "produzione secondaria" e sono state adottate fissate efficienze di selezione, recupero e riciclo per ogni tipologia di

6. Impiego della Procedura di Life Cycle Assessment (LCA come strumento di supporto al processo decisionale nella scelta del “miglior” sistema di gestione dei rifiuti in ambito provinciale

materiale; l'ipotesi caratterizzante il processo è quella secondo la quale 1 kg di materiale prodotto con il riciclaggio sostituisce 1 kg di materiale prodotto a partire da materia prime vergini (Rigamonti et al., 2008). Nelle tabelle 6.6, 6.7, 6.8, 6.9, 6.10 e 6.11 si riportano, in forma compatta, le caratteristiche di funzionamento degli impianti inventariati.

Tabella 6.6 Caratteristiche dell'impianto di compostaggio adottato negli scenari di gestione dei rifiuti (Modificato da Nemecek, 2004)

Impianto di Compostaggio – Compost, at plant		
<i>Caratteristiche Generali</i>		
Tempo di vita (anni)	Tonnellate Trattate (t/mese)	Tipo di impianto
10 – Macchinari fissi	10,000	Meccanizzato
5 – Macchinari mobili		
25 – Parti strutturali		
<i>Consumi</i>		
Diesel (kg)	Elettricità (kWh)	Acqua (l)
2.65E-3	1.18E-2	0

Tabella 6.7 Caratteristiche dell'impianto di riciclaggio del vetro adottato negli scenari di gestione dei rifiuti (Modificato da Hischer, 2004)

Impianto di Riciclaggio Vetro – Packaging Glass Green at plant		
<i>Caratteristiche Generali</i>		
Tempo di vita (anni)	Tonnellate Trattate (t/mese)	Tipo di impianto
20 – Macchinari fissi	100,000	Meccanizzato
5 – Macchinari mobili		
50 – Parti strutturali		
<i>Consumi</i>		
Diesel (kg)	Elettricità (kWh)	Acqua (l)
4.19E-2	2.44E-1	1.98E-3
Petrolio (kg)	Gas Naturale (MJ)	
4.33E-2	3.57	

Tabella 6.8 Caratteristiche dell'impianto di riciclaggio della carta adottato negli scenari di gestione dei rifiuti (Modificato da Hischer, 2004)

Impianto di Riciclaggio Carta – Recycling Paper without deinking at plant		
<i>Caratteristiche Generali</i>		
Tempo di vita (anni)	Tonnellate Trattate (t/mese)	Tipo di impianto
20 – Macchinari fissi	33,000	Meccanizzato
5 – Macchinari mobili		
50 – Parti strutturali		
<i>Consumi</i>		
Diesel (MJ)	Elettricità (kWh)	Acqua (l)
0.6555	7.9E-1	1.07E-2
Petrolio (MJ)	Gas Naturale (MJ)	Carbone (MJ)
0.6555	6.7769	1.552

Tabella 6.9 Caratteristiche dell'impianto di riciclaggio dei metalli adottato negli scenari di gestione dei rifiuti (Modificato da Hans – Jorg Althaus, 2004)

Impianto di Riciclaggio Metalli – Aluminium Secondary, from old scrap at plant		
<i>Caratteristiche Generali</i>		
Tempo di vita (anni)	Tonnellate Trattate (t/mese)	Tipo di impianto
50	10,000	Meccanizzato
<i>Consumi</i>		
Petrolio (MJ)	Elettricità (kWh)	Acqua (l)
5.13	2.88E-1	0
Gas Naturale (MJ)		
8.27		

Tabella 6.10 Caratteristiche dell'impianto di riciclaggio della plastica adottato negli scenari di gestione dei rifiuti (Rigamonti, 2008)

Impianto di Riciclaggio Plastica	
<i>Selezione plastica</i>	
Combustibile (kWh/t)	Diesel (MJ/t)
26.6	84
Recupero PET	
Combustibile (kWh/t R-PET)	Metano (MJ/t R-PET)
258	2500
Recupero HDPE	
Combustibile (kWh/t R-HDPE)	Metano (MJ/t R-HDPE)
379	650

6. Impiego della Procedura di Life Cycle Assessment (LCA come strumento di supporto al processo decisionale nella scelta del “miglior” sistema di gestione dei rifiuti in ambito provinciale

Tabella 6.11 Caratteristiche dell'impianto di selezione meccanico-biologica adottato negli scenari di gestione dei rifiuti (Arena, 2003)

Impianto di Selezione Meccanico-Biologica	
<i>Caratteristiche Generali</i>	
Film in polietilene (kg)	Acqua (l)
1.6E-4	0.088
Fili metallici (kg)	Energia elettrica (MJ)
3.00E-4	0.051
Diesel (MJ)	
0.01	

Nelle tabelle 6.12 e 6.13 vengono riportati i dati relativi alle efficienze di selezione, recupero e riciclo per tutti i materiali da imballaggio e le relative tipologie di prodotti ottenuti.

Tabella 6.12 Tipologia di prodotti da imballaggio (Rigamonti, 2008)

Materiale	Produzione Primaria	Produzione Secondaria
<i>Alluminio</i>	Lingotto	Lingotto
<i>Vetro</i>	Contenitore Generico	Contenitore Generico
<i>Carta</i>	Pasta Termomeccanica	Pasta da Macero
<i>Plastica</i>	Granuli PET, HDPE, LDPE, LLDPE, PP	Granuli PET, HDPE, Mix (LDPE, LLDPE, PP9

Tabella 6.13 Efficienze di selezione, recupero e riciclo (Rigamonti, 2008)

Materiale	Efficienza di Selezione (% in peso)	Efficienza di Recupero (% in peso)	Efficienza di Riciclo (% in peso)
<i>Alluminio</i>	95	93	88.3
<i>Vetro</i>	94	100	94
<i>Carta</i>	95	90	85.5
<i>Plastica</i>	80	73.5	58.7
<i>Verde e Forsu</i>	80	37.5	30

A differenza di quanto fatto per gli impianti di selezione e trattamento precedentemente presentati, i cui parametri di funzionamento sono stati estrapolati da dati di letteratura e dati relativi ad impianti realmente presenti sul territorio, con riferimento agli impianti di incenerimento ed agli impianti di smaltimento si è ritenuto utile acquisire le informazioni relative al loro funzionamento considerando i soli dati di letteratura forniti dalla banca dati del codice di calcolo e facenti riferimento al database Ecoinvent. Nelle figure 6.4 e 6.5 si riportano in forma grafica le unità di processo ed i flussi di riferimento per ognuno degli impianti considerati.

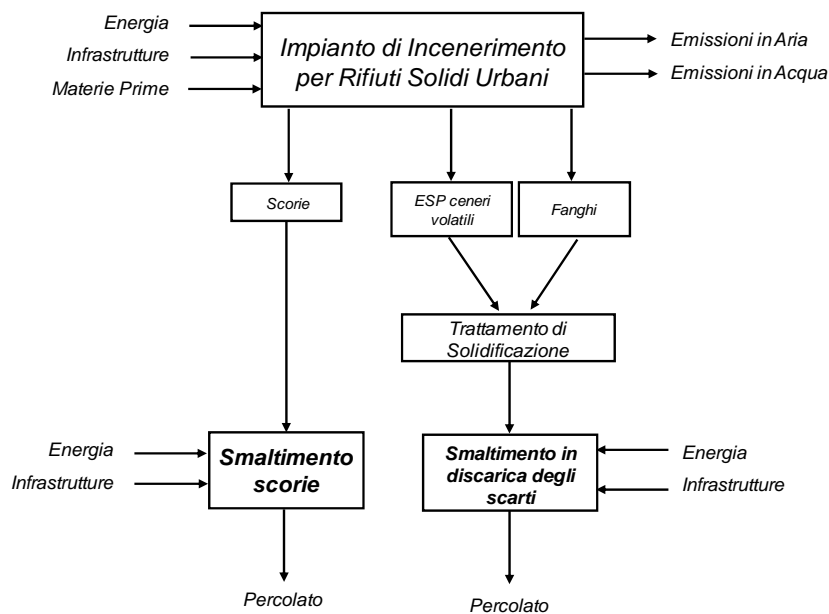


Figura 6.4 Diagramma a blocchi impianto di incenerimento (Doka, 2003)

6. Impiego della Procedura di Life Cycle Assessment (LCA come strumento di supporto al processo decisionale nella scelta del “miglior” sistema di gestione dei rifiuti in ambito provinciale

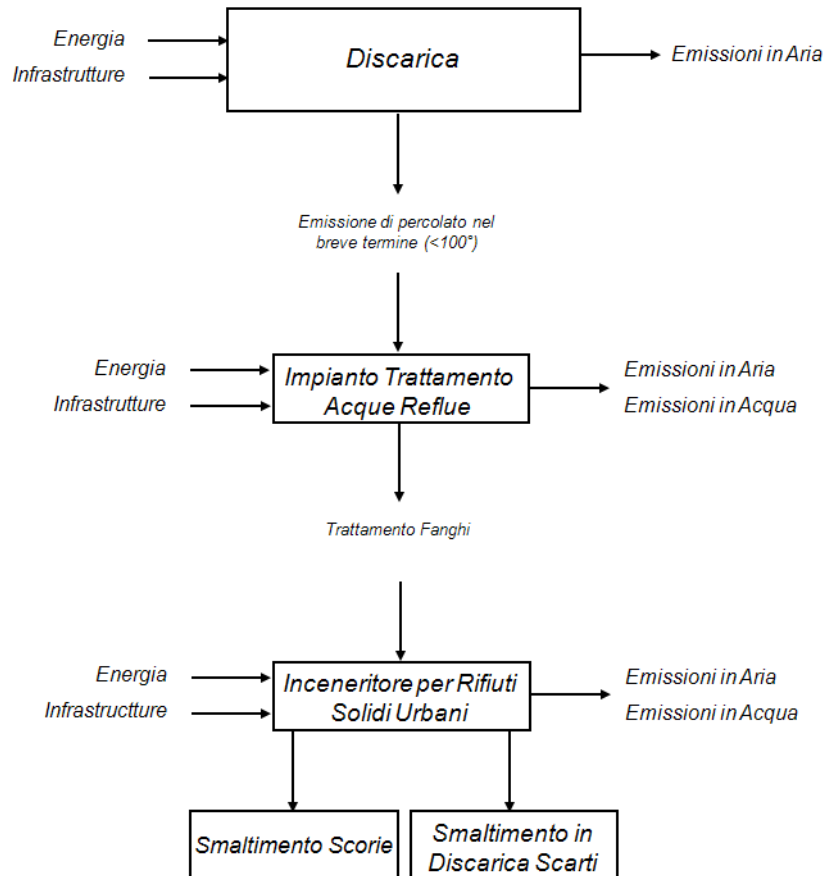


Figura 6.5 Diagramma a blocchi discarica (Doka, 2003)

Come precedentemente riportato nell'Analisi di Inventario sviluppata relativamente agli impianti di trattamento e smaltimento, i dati a disposizione hanno consentito una precisa e dettagliata caratterizzazione di tutte le unità di processo ad eccezione di quelle relative all'impianto di riciclaggio della plastica ed all'impianto di selezione meccanico – biologica del residuo così come progettato e realizzato nella Regione Campania (ex Impianti di Combustibile Derivato dai Rifiuti – CDR – ora S.T.I.R. – Stabilimento di Tritovagliatura ed Imballaggio Rifiuti). Con riferimento a queste categorie di impianti l'analisi sviluppata porta in conto solo le informazioni relative ai consumi di materia e di energia del processo, senza considerare i consumi di secondo o terzo livello relativi alla realizzazione del sito produttivo ed alla produzione dei macchinari in

essi contenuti. Tale livello di approfondimento, inferiore rispetto a quello raggiunto per le altre soluzioni impiantistiche, ha degli effetti significativi sui risultati di impatto calcolati che deve essere tenuto in conto sia nella fase di analisi dei risultati sia in quella di confronto con i risultati ottenuti dalla procedura WISARD. Un'ulteriore differenza rispetto all'analisi sviluppata tramite la procedura WISARD è relativa alla scelta di limitare lo studio e la corrispondente quantificazione degli impatti ambientali solo ai primi 11 scenari di gestione dei rifiuti solidi urbani, precedentemente descritti, eliminando l'opzione caratterizzata dal diretto smaltimento in discarica del residuo secco proveniente dalla raccolta differenziata. Tale scelta deriva dalla constatata impraticabilità di tale soluzione sia dal punto di vista ambientale sia, evidentemente, dal punto di vista normativo.

6.2 RISULTATI DELLA PROCEDURA WISARD

L'analisi degli impatti ambientali indotti da ogni ipotetico sistema di gestione dei rifiuti preso in considerazione è stata sviluppata con riferimento a 11 criteri di valutazione. L'attenzione è stata focalizzata sia sulla misura dell'impatto complessivo dovuto all'applicazione dell'intero sistema di gestione adottato, sia sulla quantificazione del contributo offerto da ciascuna fase sul risultato totale; ciascuna ipotesi di gestione, infatti, è stata scomposta nelle fasi relative alla logistica, comprendenti raccolta e trasporto dei rifiuti, al trattamento, con riferimento a riciclaggio, compostaggio, incenerimento ed infine allo smaltimento, ovvero conferimento in discarica degli scarti dei processi precedenti. L'obiettivo dello studio è quello di valutare, per ogni scenario di gestione, i risultati nel loro complesso con riferimento a ciascuna categoria di impatto e confrontare l'andamento dei valori riscontrati con l'evoluzione della percentuale di raccolta differenziata. Il confronto è stato effettuato tra i primi dieci scenari di gestione ipotizzati e globalmente tra questi e le ultime due alternative per poter avanzare delle considerazioni sulle diverse tecnologie da utilizzare e su come queste possano essere considerate equivalenti in termini ambientali in corrispondenza di determinati valori della percentuale di raccolta differenziata. Ulteriore elemento di interesse è rappresentato dalla individuazione della fase di gestione che incide maggiormente sul risultato finale sia in termini assoluti che percentuali. Lo scopo, in questo caso, è stato quello di

individuare la singola alternativa di trattamento o smaltimento che contribuisce in misura maggiore all’impatto indotto o evitato e che, quindi, è quella più significativa dell’intero ciclo di gestione (De Feo et al 2008).

Le tabelle 6.14, 6.15 e 6.16 rispettivamente riportano in sintesi i valori numerici ottenuti per ciascuno scenario e l’indicazione della fase di gestione di maggiore influenza.

6.2.1 Consumo energia rinnovabile

La categoria di impatto “Consumo di Energia Rinnovabile” rappresenta una misura dell’energia derivante da sorgenti che non comportano riduzione delle risorse naturali; più in particolare tale categoria include l’energia idroelettrica, solare, termica e l’energia derivante dalle biomasse. Nella tabella 6.14 i risultati sono normalizzati ed espressi in termini di consumo domestico equivalente di energia per riscaldamento, illuminazione e trasporto; in particolare si assume per abitante equivalente un consumo pari a 8.61 GJ/abitante/anno (Pricewaterhouse Coopers, 2006).

Da quanto riportato in tabella 6.14 si evince che tutti gli scenari di gestione dei rifiuti solidi urbani considerati danno come risultato un valore negativo per ciò che riguarda tale categoria di impatto. Si tratta, quindi, di un impatto evitato. In particolare, al crescere della percentuale di raccolta differenziata dei rifiuti cresce in valore assoluto l’entità dell’impatto secondo un andamento pressoché lineare (De Feo et al., 2008).

Da un’analisi più dettagliata dell’origine dei dati emerge che la fase del sistema di gestione che contribuisce in maniera significativa al consumo evitato di energia rinnovabile è quella del riciclaggio della carta. Maggiore, quindi, è il quantitativo di tale materiale recuperato, per effetto della raccolta differenziata, maggiore è l’entità dell’energia recuperata. Tale risultato deriva da un più basso consumo di energia rinnovabile per la produzione di carta riciclata rispetto al consumo necessario per la stessa produzione a partire da materie prime (EPA, 2007).

In termini opposti rispetto a quanto precedentemente detto la fase che ha un maggiore impatto prodotto è quella della raccolta del residuo secco per gli scenari da 1 a 9 mentre la raccolta del vetro è la fase che incide maggiormente negli scenari 10, 11 e 12.

A parità di percentuale di raccolta differenziata (80%), infatti, le misure equivalenti di impatto indotto in virtù delle differenti scelte impiantistiche adottate si diversificano di poco per effetto delle sole fasi di smaltimento del residuo secco, selezione del residuo secco ed incenerimento del combustibile derivato dai rifiuti; quanto detto rappresenta una condizione generale che risulta valida per tutte le categorie di impatto considerate. In particolare in termini di recupero di energia rinnovabile lo scenario 11 prevale sugli scenari 10 e 12 grazie al contributo fornito dall'impianto di selezione del residuo mentre nello scenario 10 si registra un più basso recupero di energia in virtù dell'utilizzo dell'impianto di incenerimento del residuo. Nello scenario 12, infine, le tre fasi di gestione considerate producono un consumo di energia rinnovabile insignificante in quanto la selezione e l'incenerimento del residuo non sono previsti e lo smaltimento in discarica determina solo un limitato consumo energetico (De Feo et al., 2009).

6.2.2 Consumo energia non rinnovabile

La categoria di impatto "Consumo di Energia non Rinnovabile" rappresenta l'energia derivante da combustibili fossili quali petrolio, carbone, gas naturale ed energia nucleare. Nella tabella 6.14 i risultati sono normalizzati ed espressi in termini di consumo domestico di energia per riscaldamento, illuminazione e trasporto; in particolare si assume per abitante equivalente un consumo pari a 168.91 GJ/abitante/anno (Pricewaterhouse Coopers, 2006).

Tutti gli scenari di analisi presi in considerazione registrano valori negativi del parametro considerato e, quindi, anche in questo caso il consumo netto di energia non rinnovabile è da considerarsi positivo, ossia l'impiego di tali sistemi di gestione determina un consumo evitato delle fonti di energia non rinnovabile. In dettaglio, la fase che comporta un maggior risparmio di energia da fonti non rinnovabili è quella del riciclaggio di plastica e metalli; tale attività consente di ridurre sensibilmente l'impatto ambientale rispetto alle analoghe operazioni di produzione degli stessi materiali a partire da materie prime (EPA, 2007).

La fase di gestione che, di contro, incide sulla misura dell'impatto indotto è la fase di raccolta del residuo secco per effetto delle annesse attività di costruzione e manutenzione dei mezzi di raccolta, dei contenitori e dei relativi sacchi.

Considerando, infine, gli scenari sviluppati a parità di percentuale di raccolta differenziata lo scenario 10 prevale sugli altri grazie al contributo fornito dalla fase di incenerimento del residuo; tale risultato può spiegarsi considerando che le attività di selezione ed incenerimento del residuo evitano il consumo di risorse non rinnovabili per la produzione di energia a differenza di ciò che accade per gli scenari 11 e 12. La differenza di soli 2.6 punti percentuali tra i risultati degli scenari 10 e 11 è dovuta alle alte percentuali di raccolta differenziata che rendono non rilevante la presenza dell’impianto di incenerimento (De Feo et al., 2009).

6.2.3 Consumo energia totale

La categoria di impatto “Consumo di Energia Totale” rappresenta una sintesi delle due voci precedentemente esposte; nella tabella 6.14 i risultati sono normalizzati ed espressi in termini di consumo domestico di energia per riscaldamento, illuminazione e trasporto; in particolare si assume per abitante equivalente un consumo pari a 177.52 GJ/abitante/anno. (Pricewaterhouse Coopers, 2006)

È evidente anche in questo caso la relazione lineare tra i risultati di impatto e la percentuale di raccolta differenziata. Le due aliquote che contribuiscono in maniera significativa a tale risultato sono la fase di recupero e riciclaggio della carta e, in misura minore, la fase di recupero e riciclaggio della plastica e dei metalli, in quanto la prima contribuisce al risparmio di energia rinnovabile e la seconda al risparmio di energia non rinnovabile.

Ancora una volta, tuttavia, gli scarti minimi tra le diverse soluzioni, a parità di raccolta differenziata, sono dovuti al trattamento del residuo, che consente di recuperare un’ulteriore aliquota di materiale riciclabile e all’incenerimento che, invece, determina un recupero di energia sotto forma del calore di combustione. Anche in questo caso, come nei precedenti, la differenza in termini di impatto equivalente tra la soluzione di incenerimento del residuo e quella di selezione dello stesso a freddo è poco rilevante, mentre il solo smaltimento in discarica produce un peggioramento del livello qualitativo nella misura del 6.6% (De Feo et al., 2009). I risultati raggiunti sono in disaccordo con gli studi di Ozeler et al. (2006) che, tra varie alternative di gestione simili a quelle analizzate, individuano nella soluzione con smaltimento in discarica dei rifiuti e riduzione della produzione alla fonte l’alternativa migliore per il minor

impatto dovuto alle attività di raccolta e trasporto. Arena et al. (2003), invece, dimostrano che in ogni caso il contributo fornito dal trasporto al consumo di energia incide poco rispetto alle altre fasi del trattamento e che, in particolare, la soluzione con produzione di CDR ed incenerimento del residuo è caratterizzata da un elevato consumo locale, per effetto degli annessi processi di separazione e stabilizzazione, mentre la fase di incenerimento presenta dei consumi positivi e, quindi, degli impatti prodotti per il mancato invio a recupero di alcuni materiali riciclabili. Allo stesso modo Eriksson et al. (2005) giungono alla conclusione per la quale la soluzione dello smaltimento in discarica ha un più alto consumo energetico rispetto a quella dell'incenerimento. Emery et al. (2006), infine, giungono ad un risultato per il quale l'unica soluzione adottabile rispetto a tale parametro è il sistema di gestione con recupero, riciclaggio, ma senza incenerimento dei rifiuti, in quanto sia la soluzione con completo smaltimento in discarica, sia quella con recupero del materiale ed incenerimento degli scarti presentano un valore del parametro di misura positivo e, quindi, rappresentativo di un impatto prodotto.

6.2.4 Consumo acqua

La procedura *WISARD* valuta l'ammontare netto di acqua impiegato per il funzionamento degli impianti o recuperato dai processi di trattamento, rapportandolo al consumo domestico di un abitante equivalente posto pari a $683 \text{ m}^3/\text{abitante}/\text{anno}$ (Pricewaterhouse Coopers, 2006).

Ancora una volta, tutti gli scenari evidenziano un valore negativo del consumo e, quindi, la condizione per la quale si verifica un risparmio netto di acqua, ovvero un consumo evitato grazie al recupero della stessa attraverso i processi di trattamento. In tutte le ipotesi sviluppate il fattore determinante il beneficio ambientale è il recupero e il riciclaggio della carta che contribuisce ad accrescere in valore assoluto l'entità dell'impatto evitato secondo un andamento lineare con la percentuale di raccolta differenziata. Infatti benché il ciclo di vita della carta riciclata sia più breve rispetto a quello della carta ottenuta a partire da materie prime la produzione di carta riciclata necessita di un minore consumo di acqua (Bystrom, 1997).

Con riferimento agli scenari con gestione e tecnologia diversa ma con la medesima percentuale di raccolta i risultati si invertono e, quindi, lo scenario 11 prevale sugli scenari 10 e 12 grazie al contributo fornito

dall’impianto di selezione del residuo. Nello scenario 10 si registra un consumo di acqua dovuto alla fase di stabilizzazione della frazione organica nell’impianto di produzione del combustibile derivato dai rifiuti (+20 ab.eq.), all’incenerimento del residuo (+119 ab.eq.) ed allo smaltimento in discarica (+3 ab.eq.). In definitiva lo smaltimento in discarica del residuo selezionato comporta un consumo di acqua (+18 ab.eq.) pari a quello dovuto allo smaltimento diretto del residuo non selezionato (+22 ab.eq.) (De Feo et al., 2009).

6.2.5 Indice solidi sospesi e materiali ossidabili

Il parametro “Indice Solidi Sospesi e Materiali Ossidabili” è un indicatore estremamente importante per valutare l’impatto che ogni sistema di gestione dei rifiuti potrebbe avere sul comparto acqua e viene espresso come l’ammontare della domanda biochimica di ossigeno (BOD) e dei solidi sospesi totali (TSS) prodotti da una persona in un anno. Nella tabella 6.14 i risultati sono normalizzati ed espressi secondo un fattore pari a $47.6 (kg_{TSS} + kg_{BOD_5})/abitanti/anno$ (Pricewaterhouse Coopers, 2006).

Anche con riferimento all’Indice dei Solidi Sospesi e Materiali Ossidabili tutti gli scenari analizzati evidenziano un risultato negativo a dimostrazione del fatto che per qualsiasi soluzione non si riscontrano effetti negativi sul comparto acqua. La prima chiave di lettura di tali risultati potrebbe essere, ancora una volta, la percentuale di raccolta differenziata. E’ evidente, infatti, che l’impatto negativo, e quindi il beneficio indotto da ciascun sistema di gestione, cresce al crescere di tale percentuale. Il motivo di ciò è legato alla situazione per la quale l’unico contributo significativo è dato dalla fase di recupero e riciclaggio della carta; al crescere del quantitativo di carta recuperata cresce in valore assoluto l’entità di tale parametro. La fase di gestione con il più alto impatto prodotto è la fase di raccolta del residuo secco per gli scenari da 1 a 9, la fase di smaltimento degli scarti della frazione organica per lo scenario 10 e la fase di smaltimento degli scarti del residuo secco per lo scenario 11 e 12. Lo smaltimento in discarica della frazione organica e del residuo secco provocano, infatti, la produzione di percolato in discarica tipicamente caratterizzato da alte concentrazioni di BOD e solidi Sospesi Totali (De Feo et al., 2009).

6.2.6 Consumo di minerali e materiali da cava

La categoria di impatto “Consumo di minerali e materiali da cava” porta in conto la riduzione di disponibilità di risorse fossili e minerali e viene espressa come la quantità di minerali di alluminio (bauxite) e ferro consumata in un anno da una persona. In tabella 6.14 si mostrano i risultati normalizzati espressi in termini di abitante equivalente fissando un consumo di $0.060 t_{\text{bauxite}}/\text{abitante}/\text{anno}$ e $0.300 t_{\text{ferro}}/\text{abitante}/\text{anno}$ (Pricewaterhouse Coopers, 2006).

In questo caso, a differenza delle situazioni precedenti, i valori assunti dal parametro preso in considerazione sono sia negativi sia positivi e, quindi, è immediata l'individuazione dell'alternativa preferibile rispetto alle altre, che è rappresentata dallo scenario 1, l'unico che riporta un risultato di segno negativo.

Dall'analisi delle singole fasi dei sistemi di gestione, si nota come le due aliquote che determinano un impatto negativo e quindi evitato fanno riferimento al trattamento ed incenerimento del residuo secco ed alla raccolta della stessa frazione. Di contro le fasi di smaltimento della frazione organica e del residuo secco sono le fasi a maggior impatto prodotto. Così come mostrato nelle tabelle 6.14, 6.15 e 6.16 lo scenario 10 prevale sugli scenari 11 e 12 in quanto le voci di impatto evitato dovute alla selezione e all'incenerimento del combustibile derivato dai rifiuti bilanciano l'impatto indotto dalla fase di smaltimenti degli scarti (De Feo et al., 2009).

6.2.7 Gas ad effetto serra

Con il termine di “Gas ad effetto serra” si considerano tutti quei gas atmosferici che assorbono le radiazioni infrarosse quali il vapor d'acqua, l'anidride carbonica, il metano, e l'ozono riducendo la dispersione di calore nello spazio e generando condizioni di effetto serra. Nella tabella 6.14 vengono proposti i risultati normalizzati espressi in termini di abitanti equivalenti considerando una produzione di $8.680 t_{\text{eq.co2}}/\text{abitante}/\text{anno}$ su un arco temporale di 100 anni (Pricewaterhouse Coopers, 2006).

La tabella dei risultati evidenzia che il livello di impatto assume valori sia positivi che negativi e decresce al crescere della percentuale di raccolta differenziata; di conseguenza lo scenario migliore in termini ambientali è lo scenario 10.

In tutti i casi esaminati, ad eccezione dello scenario 1, la fase che maggiormente contribuisce ad evitare la produzione di gas ad effetto serra è il riciclaggio della plastica e dei metalli. Il recupero di tali tipologie di materiali, infatti, consente di evitare la produzione di gas ad effetto serra (EPA 2006). Le fasi di raccolta del residuo secco, smaltimento della frazione organica e smaltimento degli scarti rappresentano, invece, le fasi a maggiore impatto indotto; è noto, infatti, che la combustione di combustibili fossili associata al trasporto e l'emissione di metano dalle discariche dà origine a condizioni di effetto serra (EPA, 2006). Nei primi sette scenari lo smaltimento del residuo secco ha un impatto più rilevante rispetto allo smaltimento della frazione organica in virtù della ridotta quantità di residuo e dell'incremento nella quantità di frazione organica trattata.

Dal confronto tra i tre scenari alla stessa percentuale di raccolta differenziata emerge che lo scenario 10 prevale sugli altri in quanto il contributo negativo del trattamento e dell'incenerimento del residuo secco (-3351 ab.eq. e -310 ab.eq.) bilancia il contributo positivo dello smaltimento in discarica (+1155 ab.eq.). In definitiva, quindi, per alti valori della percentuale di raccolta differenziata l'assenza degli impianti di incenerimento non è ambientalmente conveniente (De Feo et al., 2009). A risultati analoghi giungono Viotti et al. (2005) che individuano nel trattamento della sostanza organica e nello smaltimento in discarica le attività di significativa influenza sul riscaldamento globale. Allo stesso modo Arena et al. (2003) concludono che il contributo ambientale, rispetto al problema del cambiamento climatico, è sempre migliore passando dalla soluzione del completo smaltimento in discarica a quella con combustione di CDR; Eriksson et al. (2005) individuano nell'incenerimento la fase di gestione cui compete la massima produzione di CO₂ e nello sversamento in discarica dei rifiuti la soluzione peggiore. Salhofer et al. (2005) concludono nel loro studio che l'alternativa con trattamento di selezione meccanica del residuo presenta un minor impatto per il riscaldamento globale rispetto alla soluzione con incenerimento. Wassermann et al. (2005), inoltre, affermano che una costante riduzione dell'emissione di gas ad effetto serra da una discarica è possibile migliorando la separazione alla fonte e il riciclaggio di materia. Emery et al. (2006), infine, giungono alla conclusione per la quale la sola soluzione adottabile in tale contesto di valutazione è quella che prospetta il totale incenerimento dei rifiuti. Questa soluzione, infatti, è l'unica, tra

quelle considerate, che produce un effetto positivo sull'ambiente evitando la produzione di gas ad effetto serra.

6.2.8 Acidificazione

Con il termine “Acidificazione” si intende il processo attraverso il quale alcuni inquinanti dell'aria quale ammoniaca, ossidi di azoto, ossidi di zolfo vengono convertiti in sostanze acide. Nella tabella 6.14 vengono proposti i risultati normalizzati espressi in termini di abitanti equivalenti considerando un fattore di $0.00186 \text{ t}_{\text{eq,H}^+}/\text{abitante}/\text{anno}$ (Pricewaterhouse Coopers, 2006).

Con riferimento a tale categoria di impatto tutti gli scenari evidenziano un valore del parametro considerato negativo e quindi, ancora una volta, una produzione netta evitata dei gas responsabili del processo di acidificazione. Le fasi di riciclaggio della plastica e dei metalli, di selezione del residuo secco e di incenerimento dello stesso manifestano effetti positivi con riferimento a tale parametro di confronto, mentre le fasi di compostaggio della frazione organica e raccolta del residuo hanno effetti negativi. Si evince dai risultati ottenuti che a maggiori percentuali di raccolta differenziata corrispondono maggiori benefici ambientali in quanto il riciclaggio della plastica e dei metalli consente di evitare le emissioni di gas acidi a partire dai processi di produzione grazie ad una minore richiesta di energia (Craighill, 1996). Con riferimento agli impatti prodotti nei primi tre scenari la grande quantità di residuo raccolto richiede l'uso di mezzi per il trasporto con la conseguente emissione di gas acidi; negli altri scenari, invece, il processo di compostaggio determina una maggiore acidificazione potenziale dovuta all'emissione di gas ammoniacali (Mende et al., 2003).

In termini ambientali lo scenario 10 prevale anche in questo caso sugli scenari 11 e 12 in quanto la somma dei contributi dovuti al trattamento e all'incenerimento del residuo (-4901 ab.eq. e -1774 ab.eq.) compensa l'impatto prodotto dalla fase di smaltimento in discarica degli scarti (+60 ab. eq.) (De Feo et al., 2009).

Al riguardo Arena et al. (2003) mostrano risultati sostanzialmente analoghi. Emery et al. (2006), inoltre, dimostrano che in questo caso il solo smaltimento in discarica dei rifiuti avrebbe un effetto negativo, mentre la soluzione migliore è quella con recupero e parziale incenerimento dei rifiuti.

6.2.9 Eutrofizzazione

L’ “Eutrofizzazione”, si definisce come quel processo di degradazione delle risorse idriche superficiali per effetto della presenza, in concentrazioni troppo elevate, di nutrienti, quali azoto e fosforo, per effetto di fenomeni natura o indotti dalle attività dell’uomo.

Nella tabella 6.14 i risultati di impatto sono normalizzati ed espressi in termini di abitanti equivalenti in virtù del contributo all’immissione di fosforo nell’ambiente fornito da ogni abitante in un anno. In particolare è stata assunta una produzione di 13.05 $\text{kg}_{\text{eq,PO}_4}$ /abitante/anno. (Pricewaterhouse Coopers, 2006).

È evidente, ancora una volta, la relazione esistente tra il valore assunto dal parametro e l’andamento della percentuale di raccolta differenziata; al crescere di tale percentuale cresce il beneficio indotto sull’ambiente e quindi la soluzione ambientalmente vantaggiosa risulta quella rappresentata dallo scenario 11. La fase del sistema di gestione che influenza, quasi interamente, il risultato della valutazione è quella del riciclaggio della carta e, quindi, al crescere della percentuale di raccolta, cresce l’ammontare di carta recuperata e cresce il beneficio da essa derivante. Così come detto precedentemente, infatti, il ciclo di vita per la produzione di carta riciclata risulta più breve di quello della carta prodotta a partire dalle materie prime e determina un minore inquinamento delle acque (Bystrom, 1997). Dal punto di vista degli impatti indotti le fasi del processo di gestione di maggior peso sono rappresentate dalla raccolta del residuo (scenari 1-8), dallo smaltimento degli scarti della frazione organica (scenari 9 e 10) e dallo smaltimento degli scarti del residuo secco (scenario 11 e 12).

Con riferimento agli ultimi tre scenari in termini ambientali lo scenario 11 prevale sul 10 e sul 12 in quanto la misura degli impatti evitati grazie alla selezione del residuo secco (-96 ab. eq.) supera la misura dell’impatto indotto dallo smaltimento in discarica (+49 ab. eq.) (De Feo et al., 2009). Risultati analoghi sono stati ottenuti da Salhofer et al. (2005) che concludono il loro studio evidenziando il minor impatto in termini di eutrofizzazione dei trattamenti biologici meccanici rispetto all’incenerimento.

6.2.10 Produzione di Rifiuti

Gli ultimi due criteri di valutazione presi in considerazione sono la “Produzione di Rifiuti Pericolosi” e la “Produzione di Rifiuti Non Pericolosi”. Dai risultati ottenuti si è potuto constatare che la produzione di rifiuti pericolosi si riduce all’aumentare della percentuale di raccolta differenziata, mentre quella dei rifiuti non pericolosi è massima nelle soluzioni senza incenerimento del residuo. I fattori che incidono in maniera sensibile sul risultato finale sono la fase di riciclaggio della plastica e dei metalli, che contribuisce con un apporto positivo in valore assoluto, così come la fase di riciclaggio del residuo secco, mentre gli apporti negativi derivano dalla fase di riciclaggio della carta e di combustione del CDR. Al crescere della percentuale di raccolta differenziata cresce la percentuale di plastica e metalli recuperati e, quindi il relativo contributo positivo, in maniera maggiore rispetto al contributo negativo del riciclaggio della carta e della combustione del residuo. Particolare attenzione deve essere rivolta alla interpretazione del risultato raggiunto dallo scenario con selezione e smaltimento in discarica del residuo. La scelta impiantistica del mancato trattamento termico comporta una sensibile riduzione dei quantitativi di rifiuti pericolosi prodotti con un miglioramento dei risultati fino a valori del 22%. Su tale risultato incide senza dubbio la selezione preventiva del rifiuto, senza la quale il trattamento termico è da preferire all’ultimo scenario a partire da una percentuale di raccolta differenziale di circa il 64%. Con riferimento al parametro Produzione di Rifiuti non Pericolosi, per tutti gli scenari la grandezza selezionata assume valori positivi, ciò a significare che, in ogni situazione, si ha produzione di rifiuti non pericolosi. Le fasi che contribuiscono in maniera significativa a tali risultati in termini di impatti evitati sono il compostaggio della frazione organica ed il trattamento del residuo secco indifferenziato. Le fasi di gestione a maggior impatto indotto sono, invece, lo smaltimento degli scarti del residuo secco per gli scenari 1, 2, 11 e 12 e lo smaltimento della frazione organica per gli scenari da 3 a 10. Infatti per i primi dieci scenari sulla base della percentuale di produzione degli scarti degli impianti di trattamento meccanico – biologici (15%) e degli impianti di compostaggio (48%) ed in virtù dei livelli di differenziazione dei rifiuti si può affermare che gli scarti dei primi impianti prevalgono sugli scarti degli impianti di compostaggio per gli scenari 1 e 2. Con riferimento agli scenari da 3 a 10,

6. Impiego della Procedura di Life Cycle Assessment (LCA come strumento di supporto al processo decisionale nella scelta del “miglior” sistema di gestione dei rifiuti in ambito provinciale

invece, gli scarti degli impianti di compostaggio prevalgono su quello dell'impianto di selezione del residuo secco.

Con riferimento agli scenari 10, 11 e 12 il primo (10) è ambientalmente vantaggioso rispetto agli altri in quanto i quantitativi di rifiuti non pericolosi prodotti dall'incenerimento del residuo (+190 t) sommati a quelli prodotti dallo smaltimento in discarica (+3607 t) sono parzialmente compensati dai rifiuti evitati grazie alla selezione del residuo secco indifferenziato (-397 t) (De Feo et al., 2009).

Tabella 6.14 Sommario dei risultati numeri ottenuti per ciascuno scenario di gestione in termini di impatti prodotti ed evitati (De Feo et al., 2009)

Categorie di Impatto	Scenari di Gestione Rifiuti											
	35%	40%	45%	50%	55%	60%	65%	70%	75%	80%	80% s	80% i
Energia Rinnovabile (ab.eq)	-428,695	-428,695	-543,589	-597,599	650,858	-704,852	-725,547	-792,498	-860,128	-927,731	-952,854	-916,814
	Impatto (evitato) = -10,628 * (percentuale di raccolta differenziata) - 60,995; R ² = 0,9946											
Energia Non Rinnovabile (ab.eq)	-14,934	-15,927	-17,227	-18,149	-18,912	-20,158	-21,379	-22,249	-23,494	-24,284	-23,655	-20,679
	Impatto (evitato) = -209,89 * (percentuale di raccolta differenziata) - 7,602; R ² = 0,9983											
Energia Totale (ab.eq)	-30,725	-33,002	-37,316	-40,264	-43,030	-46,288	-48,253	-51,646	-55,425	-58,764	-59,117	-54,880
	Impatto (evitato) = -607,49 * (percentuale di raccolta differenziata) - 9,640; R ² = 0,9983											
Acqua (ab.eq)	-2,991	-3,589	-4,191	-4,785	-5,568	-6,168	-6,784	-7,388	-8,174	-8,756	-9,117	-8,876
	Impatto (evitato) = -129,18 * (percentuale di raccolta differenziata) - 1,588; R ² = 0,9993											
Solidi Sospesi e Materiali Ossidabili (ab.eq)	-6,905	-7,905	-8,945	-10,075	-11,075	-12,031	-13,039	-14,044	-15,045	-15,894	-16,393	-15,874
	Impatto (evitato) = -201,53 * (percentuale di raccolta differenziata) - 96,36; R ² = 0,9995											
Minerali e Materiali da Cava (t)	-1,279	-767	51	257	1,077	1,920	2,712	3,481	3,504	4,375	21,396	27,404
	Impatto (prodotto) = 129,28 * (percentuale di raccolta differenziata) - 5,910; R ² = 0,9894											
Gas as Effetto Serra (ab.eq.)	58	-677	-108	-788	-969	-1,466	-1,444	-1,899	-2,077	-2,337	4,370	10,425
	Impatto (evitato) = -51,85 * (percentuale di raccolta differenziata) + 1,810; R ² = 0,9328											
											+287%	+546,1%

6. Impiego della Procedura di Life Cycle Assessment (LCA come strumento di supporto al processo decisionale nella scelta del “miglior” sistema di gestione dei rifiuti in ambito provinciale

Categoria di Impatto	Scenari di Gestione Rifiuti											
	35%	40%	45%	50%	55%	60%	65%	70%	75%	80%	80% s	80% I
Acidificazione (ab.eq.)	-8,968	-9,247	-9,600	-9,871	-9,986	-10,337	-10,603	-10,710	-11,148	-11,321	-10,296	-4,237
	Impatto (evitato) = -51,61 * (percentuale di raccolta differenziata) + 211 = 0,9931											
Eutrofizzazione (ab.eq.)	-1,120	-1,291	-1,460	-1,634	-1,806	-1,979	-1,979	-2,152	-2,486	-2,593	-2,619	-2,517
	Impatto (evitato) = -33,470 * (percentuale di raccolta differenziata) + 40,8 = 0,9987											
Rifiuti Pericolosi (t)	-1,375	-1,427	-1,480	-1,543	-1,565	-1,617	-1,659	-1,702	-1,755	-1,807	-2,204	-1,642
	Impatto (evitato) = -9,32 * (percentuale di raccolta differenziata) + 1,056 = 0,9968											
Rifiuti Non Pericolosi (t)	21,023	21,477	22,038	22,511	23,065	23,676	24,263	24,732	25,387	25,824	42,317	43,470
	Impatto (prodotto) = 108,89 * (percentuale di raccolta differenziata) + 17,139 = 0,999											
											+63,9%	+68,3%

Tabella 6.15 Fasi di gestione con valori di impatto evitato maggiori per ogni scenario di gestione dei rifiuti (De Feo et al., 2009)

Categoria di Impatto	Scenari di Gestione Rifiuti											
	35%	40%	45%	50%	55%	60%	65%	70%	75%	80%	80% s	80% I
Energia Rinnovabile (ab.eq.)	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC
	-380,753	-441,945	-496,339	-550,732	-605,125	-659,518	-679,913	-747,908	-815,899	-883,891	-883,891	-883,891
Energia Non Rinnovabile (ab.eq.)	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M
	-10,791	-12,14	-13,759	-15,378	-16,727	-18,345	-19,694	-21,313	-22,932	-24,281	-24,281	-24,281
Energia Totale (ab.eq.)	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC
	-14,973	-17,36	-19,514	-21,641	-23,795	-25,923	-26,779	-29,426	-32,073	-34,746	-34,746	-34,746
Acqua (ab.eq.)	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC
	-4,201	-4,749	-5,297	-5,845	-6,575	-7,123	-7,671	-8,219	-8,95	-9,498	-9,498	-9,498
Solidi Sospesi e Mat. Ossidabili (ab.eq.)	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC
	-6,825	-7,807	-8,821	-9,929	-10,863	-11,845	-12,827	-13,809	-14,791	-15,614	-15,614	-15,614
Minerali e Materiali da Cava (t)	SRS	SRS	SRS	SRS	RV	RV	RV	RV	RV	RV	RV	RV
	-7,2	-6,622	-6,043	-5,575	-5,49	-5,948	-6,446	-6,954	-7,452	-7,951	-7,951	-7,951
Gas as Effetto Serra (ab.eq.)	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	SRS
	-11,152	-12,28	-13,518	-15,346	-16,583	-18,416	-19,667	-21,499	-22,736	-24,569	-24,569	-24,569
Acidificazione (ab.eq.)	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M
	-16,488	-18,641	-20,795	-22,948	-25,101	-27,255	-29,408	-31,561	-33,715	-35,868	-35,868	-35,868
Eutrofizzazione (ab.eq.)	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC	RC
	-1,154	-1,328	-1,499	-1,675	-1,851	-2,029	-2,205	-2,369	-2,544	-2,655	-2,655	-2,655

6. Impiego della Procedura di Life Cycle Assessment (LCA come strumento di supporto al processo decisionale nella scelta del “miglior” sistema di gestione dei rifiuti in ambito provinciale

Categoria di Impatto	Scenari di Gestione Rifiuti											
	35%	40%	45%	50%	55%	60%	65%	70%	75%	80%	80% s	80% l
Rifiuti Pericolosi (t)	SRS	SRS	SRS	SRS	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M	RPI&M
	-1,938	-1,791	-1,613	-1,496	-1,544	-1,686	-1,829	-1,971	-2,114	-2,256	-2,256	-2,256
Rifiuti Non Pericolosi (t)	CFO	CFO	CFO	CFO	CFO	CFO	CFO	CFO	CFO	CFO	CFO	CFO
	-1,332	-1,437	-1,642	-1,846	-2,05	-2,155	-2,359	-2,564	-2,769	-2,974	-2,974	-2,974

RRS = Raccolta Residuo Secco; SRS = Smaltimento Residuo Secco; SRS = Selezione Residuo Secco; RC = Riciclaggio Carta; RPI&M = Riciclaggio Plastica e Metalli; RV = Riciclaggio Vetro; CFO = Compostaggio Frazione Organica; SFO = Smaltimento Frazione Organica

Tabella 6.16 Fasi di gestione con valori di impatto prodotto maggiori per ogni scenario di gest. dei rifiuti (De Feo et al., 2009)

Categoria di Impatto	Scenari di Gestione Rifiuti											
	35%	40%	45%	50%	55%	60%	65%	70%	75%	80%	80% s	80% l
Energia Rinovabile (ab.eq.)	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RaV	RaV
	1,02	952	816	748	680	626	558	483	394	347	347	347
Energia Non Rinovabile (ab.eq.)	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS
	5,935	5,666	5,126	4,586	4,317	3,777	3,237	2,968	2,374	2,023	2,023	2,023
Energia Totale (ab.eq.)	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS
	5,748	5,486	4,961	4,44	4,178	3,657	3,135	2,873	2,299	1,959	1,959	1,959
Acqua (ab.eq.)	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS
	676	639	584	530	493	438	384	329	274	237	237	237
Soldi Sospesi e Mat. Ossidabili (ab.eq.)	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS
	41	38	35	32	29	26	23	20	16	17	21	24
Minerali e Materiali da Cava (t)	SRS	SRS	SFO	SFO	SFO	SFO	SFO	SFO	SFO	SFO	SRS	SRS
	9,412	8,711	8,51	9,412	10,413	11,414	12,615	13,716	13,818	15,019	18,424	21,727
Gas as Effetto Serra (ab.eq.)	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	SFO	SFO	SFO	SRS	SRS
	10,003	9,269	8,535	7,828	6,929	6,222	5,502	5,415	5,832	6,249	8,053	10,527
Acidificazione (ab.eq.)	RRS	RRS	RRS	CFO	CFO	CFO	CFO	CFO	CFO	CFO	CFO	CFO
	17,001	17,001	17,001	17,001	17,001	17,001	17,001	17,001	17,001	17,001	17,001	17,001
Eutrofizzazione (ab.eq.)	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	RRS	SFO	SFO	SRS	SRS
	69	65	58	53	49	44	39	34	37	39	49	55

6. Impiego della Procedura di Life Cycle Assessment (LCA come strumento di supporto al processo decisionale nella scelta del “miglior” sistema di gestione dei rifiuti in ambito provinciale

Categoria di Impatto	Scenari di Gestione Rifiuti											
	35%	40%	45%	50%	55%	60%	65%	70%	75%	80%	80% s	80% l
Rifiuti Pericolosi (t)	IRS	IRS	IRS	IRS	IRS	IRS	IRS	IRS	RC	RC	RC	RC
	1,262	1,165	1,068	970	903	806	719	631	580	610	610	610
Rifiuti Non Pericolosi (t)	SRS	SRS	SFO	SFO	SFO	SFO	SFO	SFO	SFO	SFO	SFO	SRS
	11,02	10,019	9,219	10,021	11,023	12,024	13,026	14,028	15,03	16,032	20,04	21,046

RRS = Raccolta Residuo Secco; SRS = Smaltimento Residuo Secco; SRS = Selezione Residuo Secco; RC = Riciclaggio Carta; RPI&M = Riciclaggio Plastica e Metalli; RV = Riciclaggio Vetro; RaV = Raccolta Vetro; CFO = Compostaggio Frazione Organica; SFO = Smaltimento Frazione Organica; IRS = Incremento Residuo Secco

6.3 RISULTATI DELLA PROCEDURA WISARD

La seconda parte dell'attività di ricerca è stata sviluppata in maniera analoga a quanto precedentemente presentato con la sola, sostanziale, eccezione relativa alla scelta della diversa procedura di calcolo che ha comportato una rielaborazione delle informazioni di base acquisite e, conseguentemente un differente approccio nell'analisi dei risultati conseguiti.

Nel dettaglio la valutazione dei risultati ottenuti attraverso l'applicazione della procedura di Life Cycle Assessment ai sistemi di gestione dei rifiuti solidi urbani con il codice di calcolo SimaPro è stata condotta seguendo tre diversi approcci per meglio valutarne l'importanza e la portata. Inizialmente sono stati analizzati i risultati dell'analisi di inventario, ovvero i dati relativi alle emissioni di sostanze inquinanti nell'ambiente dovute alle varie fasi del sistema di gestione dei rifiuti solidi urbani, con particolare attenzione alle attività di trattamento delle diverse frazioni merceologiche; in tal modo è stato possibile confrontare in termini ambientali, e sulla base di dati quantitativi, gli impatti indotti dalle unità di produzione dei materiali a partire dalle materie prime e gli impatti dovuti ai processi di trattamento che conducono alla produzione di materiali secondari derivanti dalla raccolta differenziata. La seconda chiave di lettura deriva direttamente dal modello di valutazione adottato che consente la definizione del livello di danno indotto dal sistema di gestione dei rifiuti con riferimento alle voci di Salute Umana, Qualità dell'Ecosistema e Consumo di Risorse. In tal modo è stato possibile confrontare i diversi scenari e trarre indicazioni relative al grado di importanza assunto dal livello di percentuale di raccolta differenziata e relative a come questo dato vada ad incidere nella misura dell'impatto prodotto. L'ultima chiave di lettura è relativa alla individuazione delle fasi di gestione che incidono in maniera significativa sul risultato di impatto complessivo ed a come questi risultati variano al variare degli scenari considerati.

L'aspetto da sottolineare è che a differenza di quanto mostrato per il codice di calcolo WISARD i risultati in questo secondo caso vengono espressi in termini di macroindicatori di impatto ovvero, come precedentemente accennato, in termini di Salute Umana, Qualità dell'Ecosistema e Consumo di Risorse. Tale soluzione consente una più

facile e diretta presentazione dei risultati e la conseguente definizione del “Danno Potenziale” (Pre SimaPro 7.1, 2007).

6.3.1 Risultati dell'Analisi di Inventario

Dall'analisi dei soli dati di emissione ottenuti e relativi ai materiali da imballaggio è emerso che, nella maggioranza dei casi, per ogni voce di impatto le emissioni di sostanze inquinanti nella produzione secondaria risultano inferiori a quelle corrispondenti nella produzione primaria. Le tabelle 6.17, 6.18 e 6.19 riportano in sintesi i risultati ottenuti con riferimento ai materiali da imballaggio di vetro, alluminio e carta.

Tabella 6.17 Confronto tra le emissioni dovute alla produzione primaria del vetro e quelle dovute al riciclaggio dello stesso quantitativo di materia

Emissioni	Vetro Primario	Vetro Secondario
<i>CO₂</i>	955 g	880.9 g
<i>CO</i>	1.42 g	0.825 g
<i>NO_x</i>	1.43 g	3.24 g
<i>SO_x</i>	5.07 g	4.85 g
<i>BOD₅</i>	0.584 mg	1.74 g
<i>COD</i>	0.011.9 g	2.18 g
<i>Azoto Totale</i>	11.5 mg	10.1 mg
<i>Sabbia</i>	562 g	1.99 mg

Tabella 6.18 Confronto tra le emissioni dovute alla produzione primaria dell'alluminio e quelle dovute al riciclaggio dello stesso quantitativo di materia

Emissioni	Alluminio Primario	Alluminio Secondario	
<i>Polveri</i>	< 2.5 µm	4.97 g	269 mg
	> 10 µm	12.3 g	622 mg
	> 2.5 µm <10 µm	7.43 g	232 mg
<i>NO_x</i>	19.8 g	2.58 g	
<i>Cadmio</i>	628 µm	243 µm	
<i>BOD₅</i>	20.7 g	1.86 g	
<i>COD</i>	33.4 g	4.07 g	
<i>PAH</i>	424 µm	23.4 µm	
<i>Cromo VI</i>	18.9 mg	4.36 mg	

Tabella 6.19 Confronto tra le emissioni dovute alla produzione primaria della carta e quelle dovute al riciclaggio dello stesso quantitativo di materia

Emissioni	Carta Primaria	Carta Secondaria
<i>Acqua</i>	16.8 m ³	590 l
<i>Legno</i>	1.2 mm ³	2.45 mm ³
<i>CO₂</i>	856 g	809.6 g
<i>CO</i>	586.4 mg	593.6 mg
<i>Cromo VI</i>	11 µm	15.9 µm
<i>BOD₅</i>	1.38 g	647 mg
<i>Cloro</i>	3.96 g	3.73 g
<i>COD</i>	5.05 g	1.94 g
<i>Mercurio</i>	11.5 µm	5.04 µm
<i>Solidi Sospesi</i>	1.35 g	308 mg

La particolare presentazione dei risultati della valutazione di impatto tesa alla determinazione del Danno Ambientale non consente una trattazione analoga a quella sviluppata per la procedura WISARD ma fornisce la possibilità di analizzare il problema degli impatti potenziali in termini generali, da cui poi estrapolare considerazioni particolari (Ministerie van Volkshuisvesting, 1999).

Nelle figure 6.6, 6.7 e 6.8 vengono riportati in forma grafica i dati relativi alle differenze di impatto tra la produzione primaria e la produzione secondaria di vetro, alluminio, carta e dell'ammendante prodotto dal processo di compostaggio che viene confrontato con gli impatti dovuti alla produzione di fertilizzanti chimici. L'analisi è stata sviluppata con riferimento alle macrocategorie di impatto "Salute Umana", "Qualità dell'Ecosistema" e "Risorse" ed evidenzia che per il vetro e la carta il processo di riciclaggio determina un impatto positivo e quindi indotto sia con riferimento alla categoria "Salute Umana" per il solo vetro, sia con riferimento alla categoria "Risorse" per entrambi i materiali.

6. Impiego della Procedura di Life Cycle Assessment (LCA come strumento di supporto al processo decisionale nella scelta del “miglior” sistema di gestione dei rifiuti in ambito provinciale

Figura 6.6 Differenze di impatto tra produzione primaria e produzione secondaria dei materiali da imballaggio e dei fertilizzanti rispetto alla categoria di danno “Salute Umana”

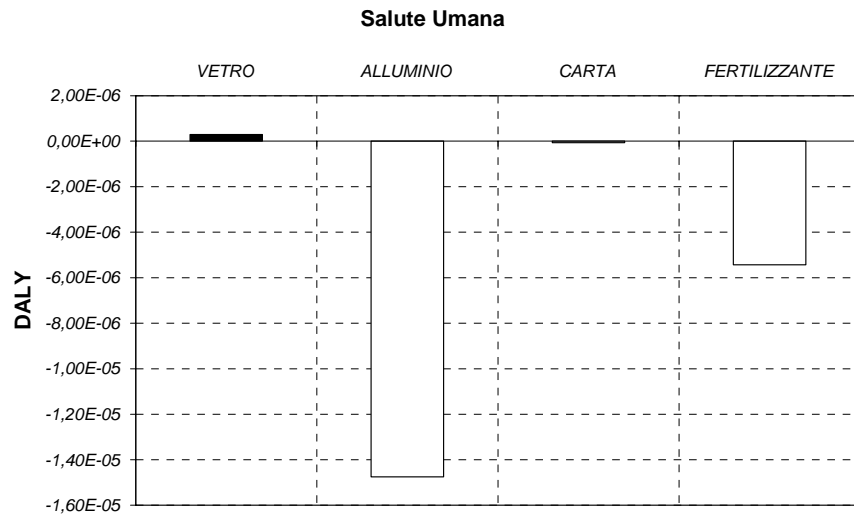


Figura 6.7 Differenze di impatto tra produzione primaria e produzione secondaria dei materiali da imballaggio e dei fertilizzanti rispetto alla categoria di danno “Qualità dell'Ecosistema”

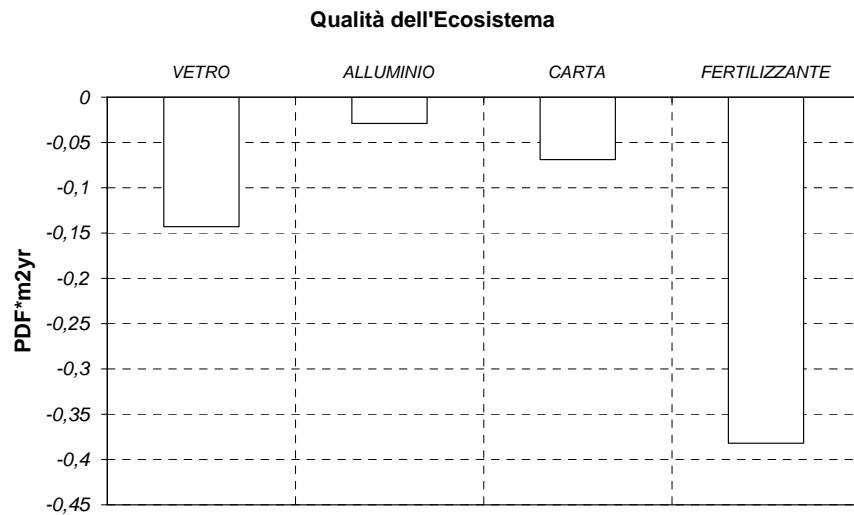
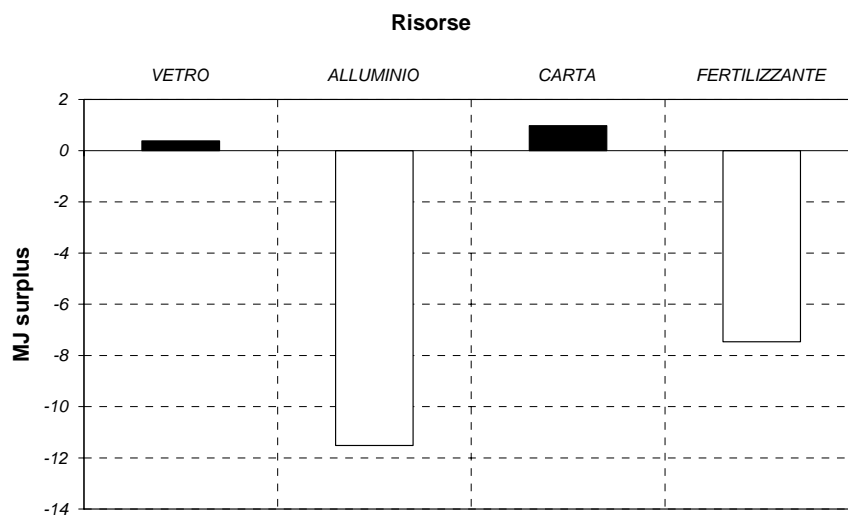


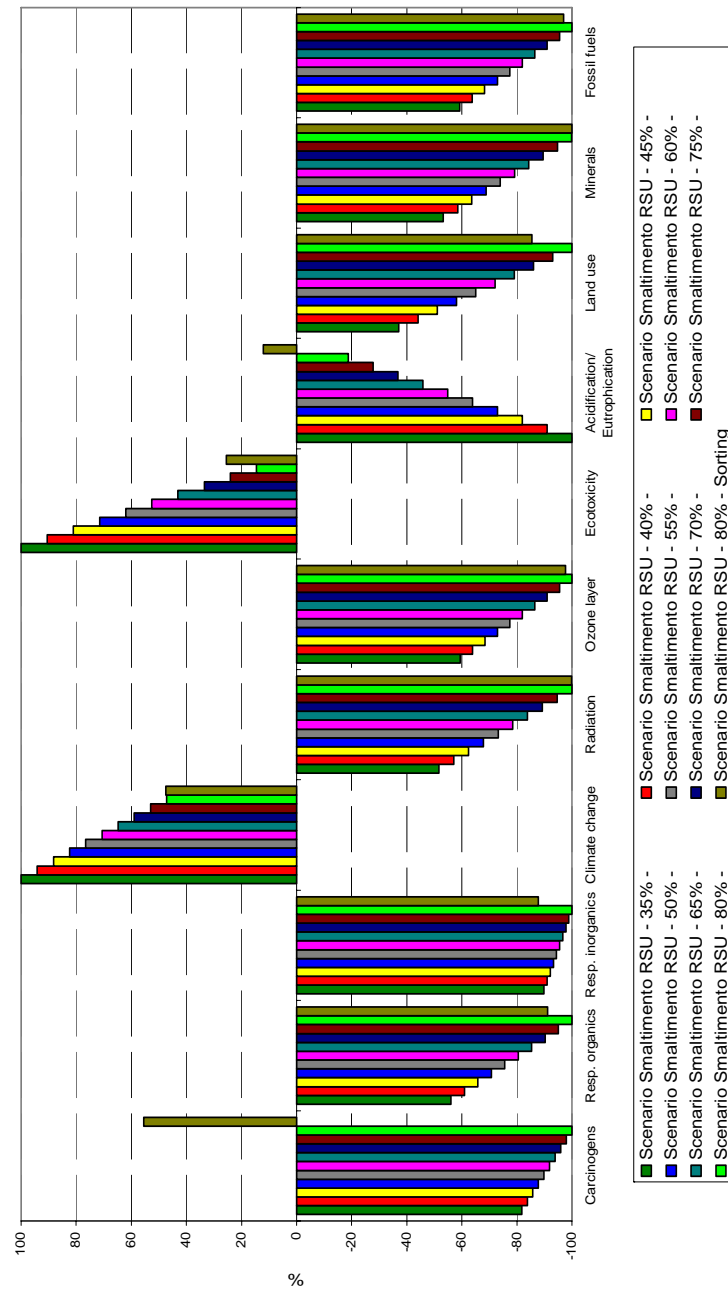
Figura 6.8 Differenze di impatto tra produzione primaria e produzione secondaria dei materiali da imballaggio e dei fertilizzanti rispetto alla categoria di danno “Risorse”



Con riferimento a considerazioni di carattere più generale e che contemplano tutti gli scenari di gestione presi in considerazione è emerso che per ogni categoria – Salute umana, Qualità dell’Ecosistema, Risorse – l’impatto ambientale indotto decresce in maniera lineare al crescere della percentuale di raccolta differenziata; l’unica eccezione a tale andamento è rappresentata dalla categoria “Acidificazione/Eutrofizzazione”, per la categoria Qualità dell’Ecosistema, per la quale l’impatto indotto aumenta al crescere della percentuale di raccolta differenziale. È importante notare, inoltre, che il sistema di gestione dei rifiuti solidi determina impatti evitati per le categorie di danno “Salute Umana” e “Risorse”, impatti prodotti per la categoria di danno “Qualità dell’Ecosistema”. La figura 6.9 mostra i risultati ottenuti ed evidenzia, inoltre, le voci di impatto che compongono le tre macrocategorie di danno.

6. Impiego della Procedura di Life Cycle Assessment (LCA come strumento di supporto al processo decisionale nella scelta del “miglior” sistema di gestione dei rifiuti in ambito provinciale

Figura 6.9 Risultati della procedura SimaPro



Da una analisi più dettagliata dei risultati, tenendo conto del contributo delle diverse fasi di gestioni, è emerso che tutti gli scenari considerati hanno indicatori di impatto relativi alla Salute Umana ed alle Risorse con valori negativi; ciò vuol dire che in questi casi i sistemi integrati di gestione dei rifiuti sono ambientalmente vantaggiosi rispetto alle tradizionali modalità di produzione di materia e di energia.

In particolare, la soluzione con diretto smaltimento in discarica del residuo non è da preferire, a parità di percentuale di raccolta differenziata, a quella con incenerimento degli scarti per una produzione eccessiva di sostanze cancerogene dovuta sia all'incenerimento sia allo smaltimento in discarica delle sole ceneri. Le fasi del processo di gestione che maggiormente incidono sui risultati finali di impatto sono quelle di incenerimento del residuo, smaltimento in discarica controllata, compostaggio della frazione organica e produzione del vetro. Le modalità di gestione della plastica, tuttavia, non entrano in gioco nelle valutazioni per effetto delle ipotesi semplificate poste alla base del modello; le modalità di gestione della carta, di contro, non compaiono nell'analisi qualitativa dei risultati e dall'analisi delle singole emissioni si evince che il bilancio tra produzione primaria e produzione secondaria è sostanzialmente neutro;

E' emerso in maniera evidente una analisi non adeguatamente approfondita della fase di raccolta e trasporto delle diverse frazioni merceologiche per lo studio della quale sarà necessario implementare un modello di calcolo differente.

Di seguito vengono presentati i risultati ottenuti con riferimento agli impatti indotti dalle differenti fasi in cui si articola un sistema di gestione dei rifiuti rispetto alle categorie di impatto ritenute più significative e dall'analisi delle quali sono emersi interessanti spunti di riflessione.

6.3.2 Cambiamenti Climatici

Nella categoria Cambiamenti Climatici l'impatto indotto dal processo di incenerimento del residuo decresce in maniera lineare al crescere della % di raccolta differenziata. Stessi risultati sono stati ottenuti da studi del Politecnico di Milano (2002) che mostrano la soluzione con incenerimento migliore rispetto a quella con smaltimento in discarica per ciò che riguarda l'acidificazione ed il riscaldamento globale. Eriksson et al. (2005) infine, individuano nell'incenerimento la fase di gestione cui

compete la massima produzione di CO₂ ma nello sversamento in discarica dei rifiuti la soluzione peggiore.

Ciò che incide in maniera rilevante sugli impatti indotti è il processo di compostaggio della frazione organica del rifiuto. L’impatto cresce linearmente al crescere della percentuale di raccolta differenziata. Arena et al. (2003) concludono che la soluzione peggiore per il cambiamento climatico è lo smaltimento diretto in discarica. Ozeler et al. (2006) concludono, invece, che la soluzione con incenerimento e recupero di materia è la peggiore anche rispetto al solo smaltimento in discarica per la ridotta emissione di gas ad effetto serra.

In corrispondenza del 70% di raccolta differenziata l’impatto indotto dal processo di compostaggio sulla categoria Cambiamenti Climatici supera l’impatto indotto sulla stessa categoria dal processo di incenerimento del residuo. Analoga soluzione è stata riscontrata negli studi forniti dal Politecnico di Milano (2002). I risultati ottenuti sono riportati nelle figure 6.10, 6.11 e 6.12.

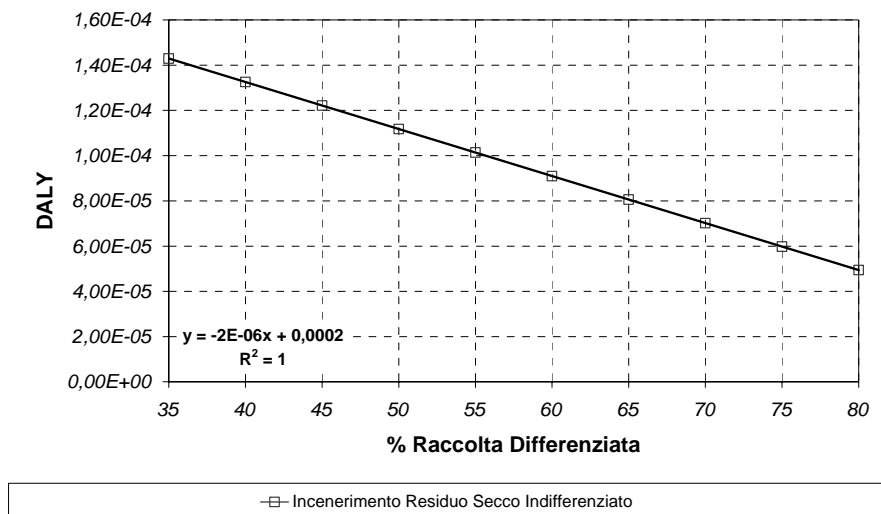


Figura 6.10 Andamento degli impatti indotti dalla fase di incenerimento rispetto alla categoria “Cambiamenti Climatici”

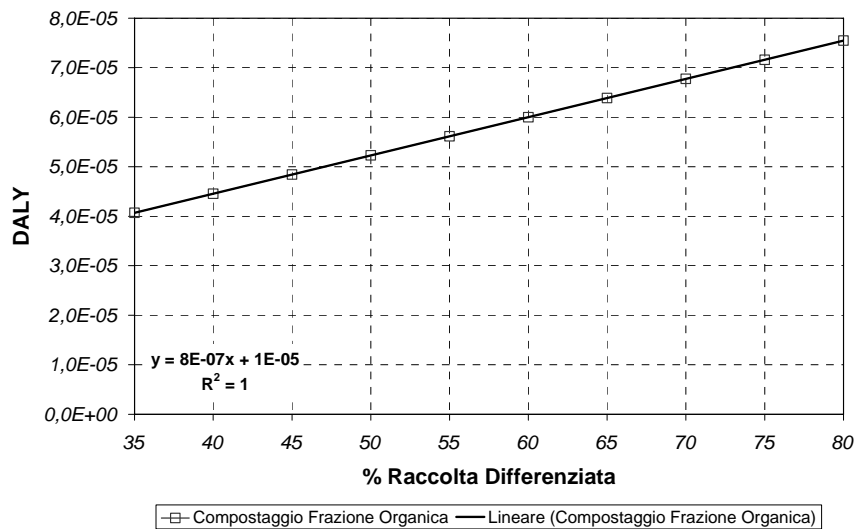


Figura 6.11 Andamento degli impatti indotti dalla fase di compostaggio della frazione organica rispetto alla categoria “Cambiamenti Climatici”

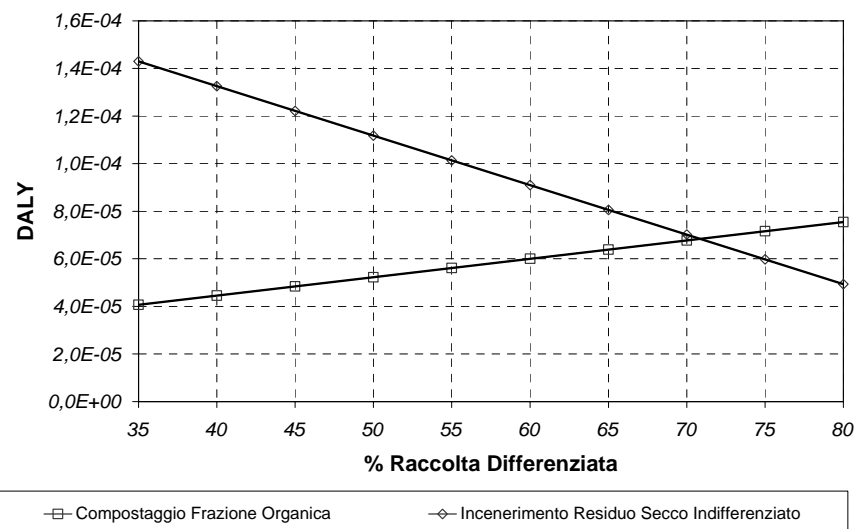


Figura 6.12 Confronto tra gli impatti indotti dalla fase di incenerimento e di compostaggio della frazione organica rispetto alla categoria “Cambiamenti Climatici”

6.3.3 Acidificazione/Eutrofizzazione

La fase di produzione del compost da frazione organica ha un impatto indotto sulla categoria Acidificazione/Eutrofizzazione e contribuisce in maniera negativa ai risultati della macrocategoria Qualità dell’Ecosistema. Analogo risultato è stato ottenuto da Eriksoon et al. (2004) prendendo in considerazione l’impianto di digestione anaerobica. Risultati diversi sono stati ottenuti da Salhofer et al. (2005) che concludono il loro studio evidenziando il minor impatto in termini di eutrofizzazione dei trattamenti biologici meccanici rispetto all’incenerimento.

L’impatto evitato è dovuto al recupero di energia con conseguente risparmio di combustibili fossili. Tale importo evidentemente decresce al crescere della percentuale di raccolta differenziata fino al 60% di differenziazione a partire dal quale il beneficio maggiore è dato dalla produzione di vetro.

I risultati sono riportati nei grafici in figura 6.13 e 6.14.

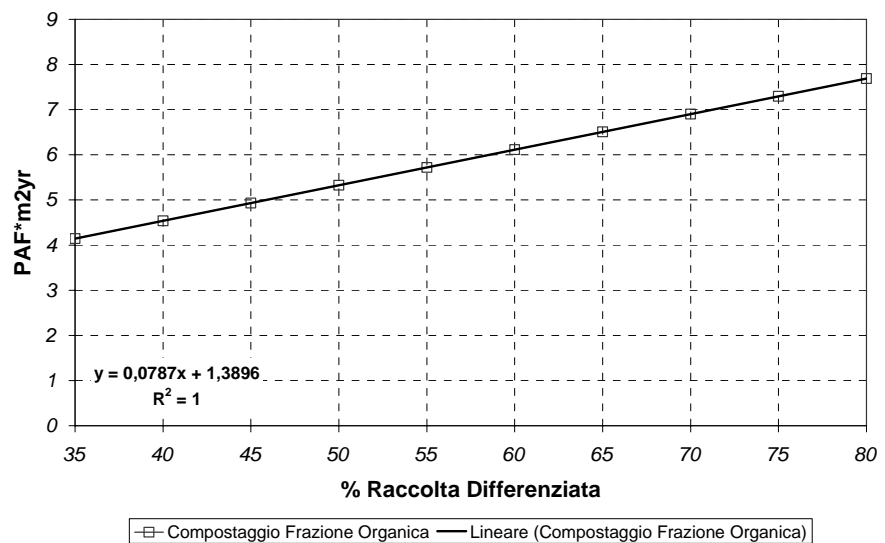


Figura 6.13 Andamento degli impatti indotti dalla fase di compostaggio della frazione organica rispetto alla categoria “Acidificazione/Eutrofizzazione”

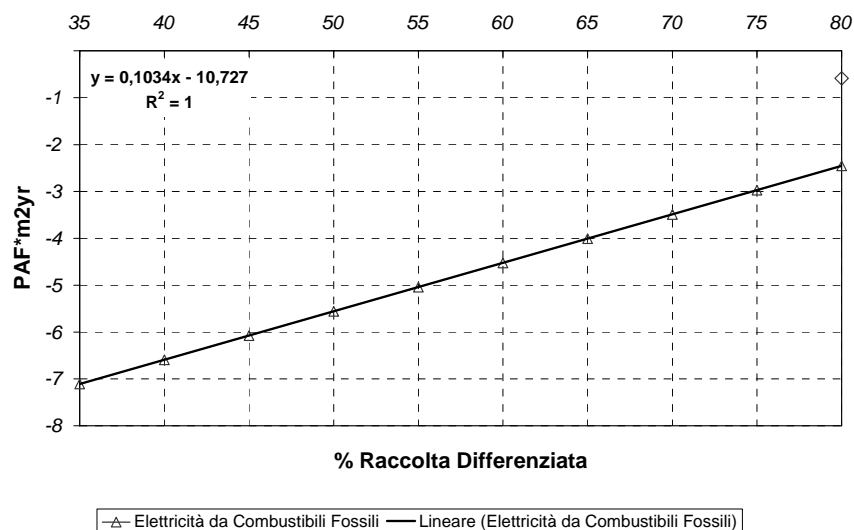


Figura 6.14 Andamento degli impatti indotti dal consumo di combustibili fossili rispetto alla categoria “Acidificazione/Eutrofizzazione”

6.3.4 Cancerogenesi

Negli scenari con incenerimento del residuo l’impatto evitato cresce al crescere della percentuale di raccolta differenziata per effetto della progressiva riduzione del contributo indotto dal processo di incenerimento. Il contributo maggiore in termini positivi è dato dal risparmio di energia elettrica da fonti non rinnovabili. Nello scenario con selezione meccanica lo smaltimento diretto in discarica provoca un incremento di circa un ordine di grandezza di tale parametro determinando il risultato negativo anche in termini di Salute Umana.

In maniera analoga lo smaltimento in discarica dei materiali inerti e delle ceneri del processo di combustione determina un impatto trascurabile rispetto a quello dovuto allo smaltimento in discarica del residuo nell’ultimo scenario considerato.

Analoghi risultati sono stati ottenuti da studi del Politecnico di Milano (2002) che evidenziano un significativo impatto della discarica legato al rilascio di metalli pesanti a valle del trattamento del percolato. I risultati relativi a tale categoria di impatto sono riportati nelle figure 6.15 e 6.16.

6. Impiego della Procedura di Life Cycle Assessment (LCA come strumento di supporto al processo decisionale nella scelta del “miglior” sistema di gestione dei rifiuti in ambito provinciale

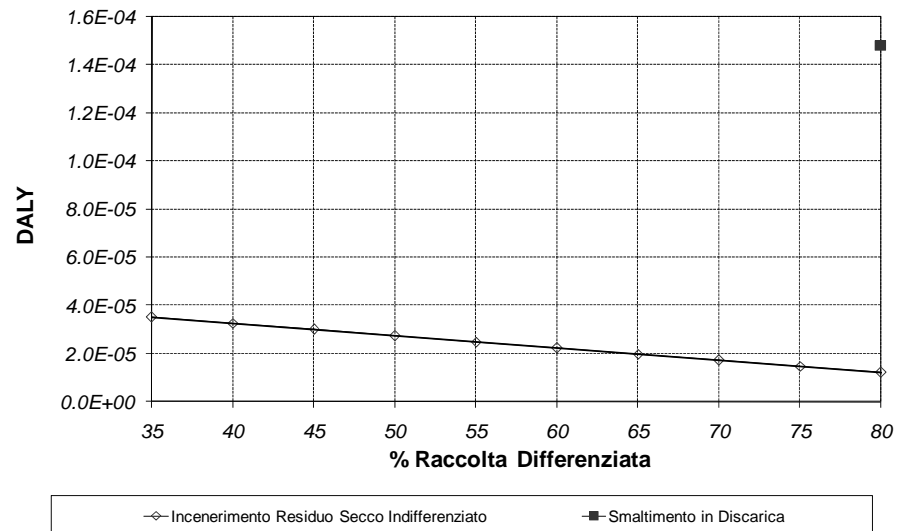


Figura 6.15 Andamento degli impatti indotti dalla fase di incenerimento rispetto alla categoria “Cancerogenesi”

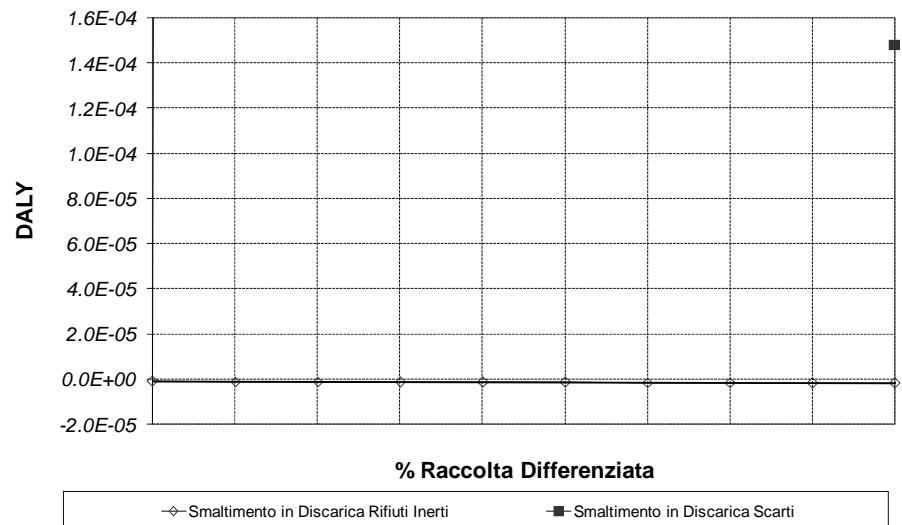


Figura 6.16 Andamento degli impatti indotti dalla fase di smaltimento in discarica dei rifiuti inerti rispetto alla categoria “Cancerogenesi”

6.4 ANALISI E CONFRONTO TRA I RISULTATI

Uno degli obiettivi dichiarati nello svolgimento del lavoro presentato è stato quello di confrontare le due procedure di calcolo adottate, WISARD e SimaPro, ed i risultati ottenuti da entrambe per evidenziarne analogie e differenze e, quindi, sviluppare un'analisi critica che ponesse l'accento non soltanto sul risultato ottenuto in termini numerici e sui relativi impatti ma anche sull'applicabilità e sulla conseguente affidabilità nell'applicazione dell'analisi del ciclo di vita ai sistemi di gestione dei rifiuti. Come è facile evidenziare dalla presentazione dei risultati il confronto fra le due procedure può essere sviluppato solo in termini qualitativi e non quantitativi perché i modelli matematici utilizzati per lo sviluppo dell'analisi e le modalità di rappresentazione dei dati ottenuti risultano completamente differenti. Questa prima considerazione ci consente di evidenziare già in questa fase come la diversa impostazione risulti indicatrice di una differente logica di base che sottende all'applicazione delle due procedure e di come ciò ha effetti sui risultati ottenuti e soprattutto sulla presentazione degli stessi a soggetti terzi eventualmente interessati. La procedura WISARD ha dimostrato di essere una procedura di carattere specifico per l'applicazione dell'analisi del ciclo di vita ai soli sistemi di gestione dei rifiuti solidi; da tale obiettivo nasce la necessità di una presentazione dei risultati che utilizza il solo parametro degli abitanti equivalenti e che non fornisce ulteriori evidenze visive sulla natura e sulla misura degli impatti indotti. La procedura SimaPro, invece, è evidentemente una procedura di carattere generale che può essere adottata per l'applicazione della Life Cycle Assessment a tutti i prodotti, i processi e le attività sviluppate dall'uomo. In virtù di quanto detto la rappresentazione dei risultati viene spinta, in misura maggiore rispetto a WISARD, verso una più semplice e diretta interpretazione da parte di utenti anche estranei alle valutazioni di ordine tecnico ma interessati ad una immediata comprensione del significato dei risultati ottenuti. La misura degli impatti indotti sulla Salute Umana, sulla Qualità dell'Ecosistema e sul Consumo di Risorse fornisce, infatti, una diretta stima delle conseguenze dovute alle attività da svolgere sul territorio soprattutto nell'ambito di un confronto tra differenti soluzioni da adottare.

Nonostante tale differenza, il confronto tra i risultati ottenuti ha messo in evidenza significative analogie che andremo di seguito ad elencare:

6. Impiego della Procedura di Life Cycle Assessment (LCA come strumento di supporto al processo decisionale nella scelta del “miglior” sistema di gestione dei rifiuti in ambito provinciale

- tutti gli scenari considerati hanno indicatori di impatto complessivi che presentano valori negativi; ciò significa che in tali casi i sistemi di gestione dei rifiuti sono ambientalmente vantaggiosi rispetto alle tradizionali modalità di produzione di materia e di energia e ciò è tanto più evidente quanto più alta è la percentuale di raccolta differenziata dei rifiuti;
- le emissioni nell’ambiente indotte dai processi di produzione secondari sono inferiori, con l’eccezione dei casi presentati, rispetto a quelle relative alle produzioni primarie dei materiali da imballaggio;
- la soluzione con la sola selezione biologico - meccanica del residuo e smaltimento in discarica degli scarti comporta una riduzione del beneficio ambientale a parità di percentuale di differenziazione e variabile al variare della categoria di impatto considerata;
- per valori della percentuale di raccolta differenziata superiori al 60% la soluzione con selezione biologico – meccanica del residuo può considerarsi ambientalmente equivalente alla soluzione con incenerimento e smaltimento in discarica delle ceneri.

Entrando nel dettaglio del confronto tra i risultati relativi alle categorie di impatto comuni ad entrambe le procedure, in tabella 6.20 si riporta l’andamento dei valori riscontrati e l’indicazione della fase del processo di gestione che incide in misura maggiore sul risultato finale di impatto. Per ciascuna categoria di impatto considerata la prima fase di gestione riportata rappresenta la fase che ha il maggior impatto evitato sul risultato finale e, quindi, è rappresentativa di un beneficio, mentre la seconda fase rappresenta quella con l’impatto indotto di maggiore entità.

Tabella 6.20 Confronto tra le fasi di gestione di maggiore e minore impatto per le procedure di calcolo WISARD e SimaPro

Categoria di Impatto	WISARD		SimaPro	
	Andamento Valori	Fase di Gestione	Andamento Valori	Fase di Gestione
Consumo Energia non Rinnovabile	Negativo - Decrescente	Riciclo Plastica e Metalli Raccolta Residuo	Negativo - Decrescente	Riciclo Vetro Prod. Prim. Vetro
Produzione Gas ad Effetto Serra	Negativo - Decrescente	Riciclo Plastica e Metalli Raccolta Residuo	Negativo - Decrescente	Riciclo Vetro Prod. Prim. Vetro
Acidificazione	Negativo - Decrescente	Riciclo Plastica e Metalli Compostaggio	Negativo - Decrescente	Riciclo Vetro Compostaggio

Ancora una volta il confronto qualitativo evidenzia la perfetta coincidenza tra i risultati complessivi in termini di andamento dei valori; tuttavia la stessa corrispondenza non si evince nella individuazione delle fasi di gestione che hanno maggiore incidenza sul risultato finale sia in termini di impatti positivi che in termini di impatti negativi. Tale mancata corrispondenza deriva evidentemente dalle differenti approssimazioni condotte nella fase di costruzione del sistema ed in particolare nella fase di implementazione delle unità di processo rappresentative degli impianti. Come è facile verificare dai dati riportati nella tabella 6.20 le ipotesi di realizzazione e di funzionamento di impianti simili possono essere estremamente differenti e tale differenza si ripercuote sui risultati del processo. Nello specifico, è evidente che per la procedura WISARD la fase che è ambientalmente vantaggiosa, con riferimento alle categorie di impatto qui riportate, è quella di riciclaggio delle frazioni di plastica e metalli raccolte congiuntamente, mentre per la procedura SimaPro il massimo beneficio spetta all'attività di riciclaggio del vetro. Altra considerazione da svolgere è relativa alle fasi di raccolta e trasporto dei materiali agli impianti di trattamento dedicati. Tale fase riveste molta importanza nella procedura WISARD come si evince dalla tabella in cui compare come fattore di maggiore peso nella determinazione degli impatti indotti. Nell'ambito della procedura SimaPro non si evince un analogo risultato in virtù della necessità di acquisire maggiori informazioni per la caratterizzazione del processo e quindi come

conseguenza di una maggiore approssimazione nello sviluppo del modello che verrà superata nella seconda parte dell'attività di ricerca.

6.5 CONCLUSIONI

Nello studio presentato è stata condotta un'analisi qualitativa e quantitativa degli impatti indotti sui diversi comparti ambientali da un sistema di gestione dei rifiuti solidi urbani organizzato con riferimento all'ambito territoriale della provincia di Avellino. L'approccio impiegato è stato quello della Life Cycle Assessment implementata attraverso le procedure di calcolo WISARD e SimaPro con le quali sono stati confrontati dodici scenari di gestione dei rifiuti solidi diversi tra loro per il valore della percentuale di raccolta differenziata e per le scelte impiantistiche e di gestione. Lo studio è stato incentrato principalmente sulla caratterizzazione di uno scenario con termovalorizzazione del residuo e recupero e riciclaggio delle altre frazioni, e successivamente si è provveduto a confrontare i risultati ottenuti con quelli relativi a scenari con la massima percentuale di raccolta e la sola selezione del residuo o con lo smaltimento in discarica tout-court dello stesso. Con riferimento alla soluzione di incenerimento del residuo, l'analisi ha evidenziato la corrispondenza pressoché lineare tra la quantità di rifiuto raccolto in maniera separata e la misura quantitativa delle conseguenze indotte sulle diverse categorie di impatto prese in considerazione. È emerso in maniera evidente che l'aumento della percentuale di raccolta differenziata a livello provinciale comporta un miglioramento delle prestazioni ambientali del sistema implementato. Il confronto con gli altri scenari di gestione senza trattamento termico evidenzia che, per valori elevati di percentuale di raccolta, i risultati sono fra loro confrontabili per la maggior parte delle categorie di impatto valutate e che, quindi, il trattamento termico del residuo secco a questi livelli non incide in maniera significativa sul risultato finale. In generale i risultati di impatto per ogni categoria assumono valori negativi e sono quindi rappresentativi di benefici ambientali; tale condizione dimostra come la corretta gestione dei rifiuti con separazione alla fonte delle diverse frazioni merceologiche comporti un miglioramento rispetto alle condizioni standard di qualità dovute alla produzione di beni e servizi assunte come riferimento.

Confrontando le due procedure di calcolo adottate si evidenzia una coincidenza dei risultati in termini qualitativi e di andamento che dimostra la fattibilità dell'utilizzo delle due procedure e la validità dei risultati raggiunti; tuttavia gli stessi risultati sono fortemente influenzati dalle ipotesi poste alla base della costruzione del modello e dalle conseguenti approssimazioni della realtà inventariata cosicché in termini numerici non si ha la possibilità di effettuare un confronto quantitativo anche in virtù dei diversi modelli di caratterizzazione e di rappresentazione dei risultati adottati.

Per quanto riguarda la valutazione ambientale degli scenari di gestione, in definitiva, è emerso, per entrambe le procedure in maniera chiara, come l'unica certezza sia quella di puntare in maniera convinta verso la massimizzazione delle percentuali di raccolta differenziata.

7 ANALISI ECONOMICO - AMBIENTALE DI UN MODELLO DI RACCOLTA DOMICILIARE DEI RIFIUTI SOLIDI URBANI PER UTENZE FINO A 10,000 ABITANTI

Le diverse frazioni costituenti i rifiuti solidi urbani (RSU) si possono “utilmente” distinguere ai fini delle successive operazioni di raccolta in quattro macrocategorie (De Feo et al., 2009):

- ✓ materiali riciclabili (carta e cartone, plastica, vetro, lattine e metalli, legno, tessili);
- ✓ materiali compostabili (avanzi di cucina, sfalci e ramaglie, ecc.);
- ✓ materiali ingombranti (poltrone e divani, mobili, reti e materassi, lastre di vetro e specchi, damigiane e taniche, ecc.), beni durevoli (frigoriferi, televisori, computer, elettrodomestici, ecc.) e rifiuti urbani pericolosi (pile, farmaci, contenitori di sostanze pericolose, ecc.);
- ✓ residuo secco (tutto ciò che avanza).

La frazione principale è costituita dai materiali riciclabili, difficilmente superiori al 50% in peso. Nell'ambito di tale frazione la carta ed il cartone rappresentano, in termini percentuali, il principale materiale riciclabile, seguiti dai materiali plastici, dai materiali in vetro, dalle lattine e dai metalli in genere, dai materiali di legno ed infine dai prodotti tessili. Queste percentuali, come pure quelle delle altre componenti, sono variabili in funzione della grandezza dell'utenza presa in esame, della sua economia, della sua latitudine, ecc. (De Feo et al., 2009).

La composizione merceologica dei rifiuti prodotti risulta fortemente condizionata dalla tipologia della comunità produttrice e, quindi, dalle dimensioni e dall'economia su cui si basa la crescita della comunità; i Comuni più piccoli (fino a 10,000 abitanti) ed a maggiore vocazione rurale fanno registrare minori percentuali di materiali riciclabili, ed in

particolare degli imballaggi, a tutto vantaggio, invece, degli avanzi di cucina e di mensa (umido), degli sfalci e delle ramaglie (verde). I Comuni più grandi mostrano una sensibile riduzione della percentuale in peso dei materiali compostabili compensata da un aumento nella produzione della frazione riciclabile dei rifiuti per effetto della presenza di servizi ed attività terziarie all'interno territorio comunale (APAT, 2005).

Le singole frazioni merceologiche, una volta separate in casa, devono essere avviate alla raccolta differenziata. Le modalità di conferimento, ovviamente, variano in funzione della tipologia di sistema di raccolta adottato. Esistono diversi sistemi di raccolta differenziata che si distinguono sostanzialmente in relazione al maggiore o minore grado di domiciliarizzazione. Il ventaglio di soluzioni è compreso tra due tipologie "estreme": il sistema a consegna (raccolta stradale) e il sistema a ritiro relativamente a tutte le tipologie in precedenza elencate (raccolta domiciliare o "porta a porta") (De Feo et al., 2009).

Con il sistema di raccolta stradale, gli utenti conferiscono i materiali separati in uno o più punti di raccolta comunali, attrezzati con contenitori di vario genere, colore, forma e dimensione atti ad identificare una specifica tipologia conferibile. Con il sistema "porta a porta", invece, i cittadini depositano gli stessi materiali in contenitori o sacchetti, a giorni prestabiliti, in corrispondenza dell'ingresso delle proprie abitazioni. In termini pratici, con il sistema di raccolta stradale sono i cittadini che si assumono l'onere di trasportare i materiali dal punto di produzione al punto di raccolta; con il sistema di raccolta domiciliare, invece, è il gestore del servizio di raccolta che si reca direttamente presso le singole utenze produttrici per ritirare i materiali separati alla fonte. Ovviamente, tra i due diversi sistemi descritti è possibile riscontrare un numero di tipologie di raccolta cosiddette "miste" le quali possono prevedere la presenza contestuale di entrambi i sistemi descritti da riferire però solo a specifiche tipologie (Giacetti et al., 2008).

Una fase fondamentale per l'attuazione in un territorio urbanizzato dell'adeguato sistema di raccolta differenziata dei rifiuti è, senza dubbio, la fase di progettazione esecutiva del servizio che consiste nella individuazione delle risorse economiche, umane e strumentali necessarie all'espletamento dello stesso. Il funzionamento e, quindi, la progettazione di un sistema di raccolta è funzione di due categorie di variabili principali: le variabili di scenario e le variabili operative. Le variabili di scenario *«fanno riferimento alla "natura" del territorio in cui si deve*

operare ed alla “storia” dello stesso, intesa come esame del progresso e dello stato attuale, con riferimento alle tematiche di smaltimento dei rifiuti». Le variabili operative, invece, «prendono in considerazione tutto quanto il mondo esterno propone, in materia di tecnologie, attrezzature, know-how e così via». Le variabili operative, pertanto, riguardano il personale, i mezzi, le attrezzature e le infrastrutture (ANPA-ONR, 1999).

La voce relativa al costo del personale è senza dubbio la variabile di progetto più importante; sotto l'aspetto finanziario, infatti, il costo del personale è la principale voce di spesa del sistema di raccolta che, in situazioni “anomale”, può arrivare ad incidere anche per il 90% sul costo complessivo di gestione del servizio. In un sistema “normale”, invece, il personale dovrebbe incidere sui costi per non più del 60-70% (Favoino et al., 2006; De Feo et al., 2009).

Il costo del lavoro degli addetti ai servizi di igiene ambientale, raccolta, trasporto e smaltimento dei rifiuti, viene periodicamente pubblicato sulla Gazzetta Ufficiale a cura del Ministero del Lavoro e delle Politiche Sociali, Direzione Generale della Tutela delle Condizioni di Lavoro, a seguito degli accordi economici e dei periodici rinnovi del Contratto Collettivo Nazionale di Lavoro dei servizi ambientali e territoriali (CCNL).

Limitando l'attenzione al solo aspetto economico la progettazione di un corretto sistema di raccolta e trasporto dei rifiuti dovrebbe tendere esclusivamente alla minimizzazione dei costi contestualmente al raggiungimento dell'obiettivo di ottimizzazione del servizio offerto nei confronti della collettività; ampliando la prospettiva di intervento l'attenzione deve contestualmente focalizzarsi sulle conseguenze ambientali derivanti dalle scelte effettuate o da effettuare sul territorio secondo un approccio rivolto all'attenzione per l'ambiente ed alla minimizzazione dei fenomeni di inquinamento.

L'impiego delle attrezzature e dei mezzi necessari alla raccolta ed al trasporto delle diverse frazioni merceologiche comporta, infatti, l'insorgere di condizioni di impatto legate al consumo di materie prime e di energia per l'espletamento del servizio che possono essere valutate attraverso l'applicazione di un'adeguata procedura di Life Cycle Assessment. L'utilizzo dei mezzi per la raccolta dei rifiuti, l'impiego dei contenitori e delle buste per il conferimento dei differenti materiali, il trasporto agli impianti di trattamento inducono consumi di risorse ed emissioni di sostanze inquinanti nell'ambiente la cui valutazione

quantitativa può essere condotta analizzando l'intero ciclo di vita degli elementi interessati al processo.

Il principale obiettivo di questo studio è, quindi, quello di valutare per un fissato modello di raccolta domiciliare dei rifiuti solidi urbani per utenze fino a diecimila abitanti i costi economici ed i costi ambientali indotti, con particolare riferimento a dati di produzione dei rifiuti ed a standard tecnici di igiene urbana tipici di realtà del Sud Italia.

Ai fini della valutazione dell'efficacia economica e quali-quantitativa dei sistemi di raccolta domiciliare sono molto interessanti i lavori prodotti dal Gruppo di Studio sul Compostaggio e la Gestione Integrata dei Rifiuti della Scuola Agraria del Parco di Monza (Tornavacca et al., 2002; Ricci 2003). Tornavacca et al. (2002) e Ricci (2003) concordano nella necessità di dover esprimere i costi in termini di costi annui per persona (€/ab./anno) piuttosto che riferirli all'unità di massa (€/t/anno). Anche a livello internazionale, ovviamente, sono stati prodotti diversi lavori sull'argomento. A tal proposito, molto interessanti sono i lavori di Dahlen et al. (2007), Gomes et al. (2008) e di Gomes et al. (2005) relativi a realtà molto diverse tra di loro: rispettivamente la Svezia, il Portogallo ed il Brasile. Tutti i lavori concordano sulla grande efficienza ed economicità dei sistemi di raccolta domiciliare purché ci sia una equilibrata combinazione delle principali variabili del sistema e, quindi, principalmente del personale e dei mezzi.

Con riferimento, invece, all'applicazione della procedura di Life Cycle Assessment al processo di raccolta e trasporto dei rifiuti solidi urbani associata alla valutazione economica dei costi del servizio offerto la letteratura fornisce un numero limitato di riferimenti e pubblicazioni. In ambito internazionale esistono esempi di studi relativi al confronto, in chiave LCA, di differenti sistemi di raccolta e trasporto dei rifiuti (Iriarte et al., 2009), di diversi sistemi di gestione di cui la raccolta costituisce solo una fase del processo (Bovea et al., 2006) di confronti tra il processo di raccolta e quello di trattamento per ciascuna frazione merceologica (Salhofer et al. 2007). In ambito italiano sono stati pubblicati studi su scala provinciale attraverso la modellazione sito – specifica delle distanze percorse dai mezzi di raccolta e l'utilizzo di dati medi e di letteratura per il calcolo degli impatti (Politecnico di Torino e Dotelli et al., 2008).

7.1 MATERIALI E METODI

7.1.1 Ipotesi di natura tecnica

Il modello di raccolta differenziata domiciliare preso in esame è stato strutturato con riferimento a dieci ipotetiche comunità del Sud Italia di dimensioni variabili da mille a diecimila abitanti, con incrementi successivi pari a mille unità.

La percentuale di raccolta differenziata di progetto è stata assunta pari al 70% per l'utenza da 1000 abitanti e al 55% per l'utenza da 10,000 abitanti con valori interpolati linearmente per le utenze mediane. Esperienze reali, infatti, dimostrano che il modello "porta a porta" consente il raggiungimento di più alte percentuali di raccolta per i comuni di più piccole dimensioni. Per le altre comunità, invece, la percentuale di progetto è stata desunta ipotizzando una variazione lineare della stessa con il numero di abitanti (De Feo et al., 2009). In Figura 7.1 sono riportati i risultati di una tale assunzione.

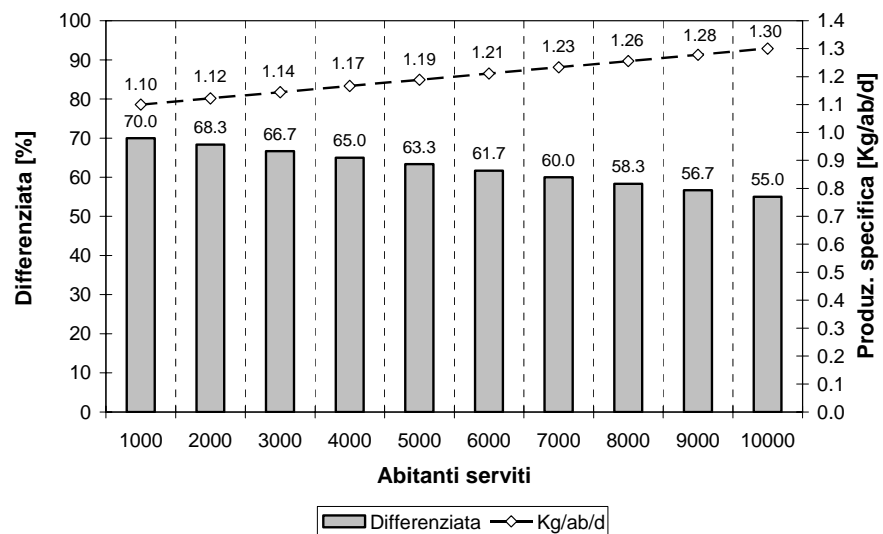


Figura 7.1 Ipotesi sull'andamento della percentuale di raccolta differenziata e di produzione specifica di RSU al crescere degli abitanti serviti (per i dieci casi esaminati). (De Feo et al., 2009)

In termini di produzione specifica di RSU, in generale, si ha una produzione che tende a crescere con le dimensioni della comunità. Come

si può vedere dalla Figura 7.1, quindi, la produzione specifica di RSU è stata assunta crescente linearmente da 1.1 kg/ab/d, per un'utenza di 1000 abitanti, fino a 1.3 kg/ab/d, per un'utenza di 10,000 abitanti. Per quanto attiene, invece, alla composizione merceologica si è fatto riferimento alle seguenti frazioni: organico, carta e cartone, plastica, metalli, vetro, pile e farmaci (RUP), ingombranti e durevoli, verde e legno, abiti dimessi e, infine, residuo secco. In Tabella 7.1 sono desumibili i valori di raccolta differenziata di progetto per le singole frazioni, al variare delle dimensioni dell'utenza. Le percentuali di organico, verde e vetro sono state assunte linearmente decrescenti con la popolazione, negli intervalli rispettivamente pari a [45%, 30%], [3%, 2%] e [13%, 8%]. Le percentuali di carta e plastica, invece, sono state assunte linearmente crescenti con la popolazione, negli intervalli rispettivamente pari a [3%, 7%] e [2%, 4%]. Le basse percentuali di carta e plastica potrebbero sollevare qualche perplessità, ma, al contrario, sono il frutto dell'osservazione degli andamenti delle percentuali di raccolta degli ultimi cinque anni in molti comuni del Sud Italia. Per le rimanenti frazioni si sono assunte percentuali fisse non dipendenti dalle dimensioni dell'utenza, così come desumibile dalla tabella 7.1.

Tabella 7.1 Composizione merceologica dei rifiuti per le tipologie di comunità servite (APAT 2006, 2007, 2008)

Materiali raccolti	Numero di Abitanti serviti									
	1000	2000	3000	4000	5000	6000	7000	8000	9000	10000
<i>Organico</i>	45.0	43.3	41.6	40.0	38.3	36.6	35.0	33.3	31.6	30.0
<i>Verde</i>	3.00	2.89	2.78	2.67	2.56	2.44	2.33	2.22	2.11	2.00
<i>Carta</i>	3.00	3.44	3.89	4.33	4.78	5.22	5.67	6.11	6.56	7.00
<i>Plastica</i>	2.00	2.22	2.44	2.67	2.89	3.11	3.33	3.56	3.78	4.00
<i>Metalli</i>	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
<i>Vetro</i>	13.0	12.4	11.8	11.3	10.7	10.2	9.67	9.11	8.56	8.00
<i>Abiti</i>	0.96	0.96	0.96	0.96	0.96	0.96	0.96	0.96	0.96	0.96
<i>Ingomb.</i>	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00
<i>Pile</i>	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
<i>Farmaci</i>	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
<i>Residuo</i>	30.0	31.6	33.3	35.0	36.6	38.3	40.0	41.6	43.3	45.0
<i>Differenz.</i>	70.0	68.3	66.6	65.0	63.3	61.6	60.0	58.3	56.6	55.0
<i>Totale</i>	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

7. Analisi Economico – Ambientale di un modello di raccolta domiciliare dei rifiuti solidi urbani per utenze fino a 10,000 abitanti

Per quanto riguarda il calendario e la frequenza di raccolta il modello adottato prevede la raccolta monomateriale con sistema “porta a porta” di organico, carta e cartone e frazione residua, la raccolta congiunta con sistema porta a porta di plastica, alluminio e banda stagnata (plastica e metalli), la raccolta domiciliare mediante servizio a chiamata di materiali ingombranti e beni durevoli a fine vita (ingombranti e durevoli insieme a sfalci, potature e residui legnosi) ed, infine, la raccolta stradale di vetro, mediante apposite campane dislocate sul territorio comunale. Per pile usate, farmaci scaduti e, infine, per gli abiti dismessi, si è fatto riferimento alla soluzione che prevede la dislocazione su tutto il territorio comunale degli appositi contenitori stradali (De Feo et al., 2009).

Il modello di raccolta adottato si basa su un’ipotesi fondamentale: l’assenza di un’isola ecologica. Si ipotizza, infatti, la mancanza di una vera e propria piattaforma di trasferimento, essendoci, al più, un’area di trasbordo in cui i mezzi satellite a vasca possono scaricare i materiali all’interno dei compattatori, per il successivo trasporto alla destinazione finale (Bovea et al., 2007). In Tabella 7.2 si riportano le caratteristiche del parco mezzi usato per la progettazione del sistema di raccolta differenziata per i dieci casi esaminati.

Tabella 7.2 Analisi economica dei mezzi di raccolta rifiuti (De Feo et al., 2009)

Tipo di mezzo	Costo annuo [€/anno]			Costo annuo parametrizzato [€/anno/km/t]		
	Gestione	Ammort	Totale	Gestione	Ammort.	Totale
<i>Mezzo 3 m³</i>	11745	5876	17621	0.033	0.016	0.049
<i>Mezzo 4 m³</i>	12465	6913	19378	0.035	0.019	0.054
<i>Mezzo 5 m³</i>	13185	7950	21135	0.037	0.022	0.059
<i>Mini compatt. 8 m³</i>	15780	8641	24421	0.044	0.024	0.068
<i>Auto compatt. 20 m³</i>	26610	15554	42164	0.074	0.043	0.117
<i>Auto compatt. 30 m³</i>	35430	22467	57897	0.098	0.062	0.161
<i>Automezzo con gru</i>	25515	22467	47982	0.071	0.062	0.133
<i>Autocabinato</i>	7785	6913	14698	0.022	0.019	0.041
<i>Furgone attrezzato</i>	7770	2592	10362	0.022	0.007	0.029
<i>Lavacassonetti</i>	19353	21602	40956	0.054	0.060	0.114

Il calcolo del numero di mezzi necessari per la raccolta di ogni frazione merceologica dipende dalle seguenti variabili: portata massima del mezzo, tempo di scarico del mezzo a vasca, tempo residuo del mezzo a vasca, tempo di trasporto agli impianti, peso dell'unità di volume del materiale, coefficiente di compattazione del mezzo per quel materiale, produttività massima riferita ad un operatore di capacità media in termini di resa oraria in funzione della tipologia di materiale (De Feo et al., 2009).

La prima voce è una variabile caratteristica intrinseca del mezzo. Il tempo di scarico del mezzo a vasca è pari al tempo necessario per raggiungere il compattatore, per scaricare e per tornare a raccogliere. È stato assunto mediamente pari a 30 minuti (Everett et al. 1998). Di identica durata è stato fissato il tempo residuo del mezzo a vasca consistente nel tempo necessario al mezzo per tornare in deposito a fine servizio. Il tempo di trasporto agli impianti, infine, rappresenta il tempo necessario ai compattatori, all'automezzo con gru, all'autocabinato e al furgone per trasportare e conferire i materiali separati e raccolti agli impianti di trattamento e smaltimento. Il suddetto tempo è stato fissato mediamente in 2 ore (ANPA, 2001). In Tabella 7.3, invece, si riportano i valori assunti per il peso dell'unità di volume dei materiali separati e raccolti, la capacità massima di raccolta dei singoli materiali da parte di ogni addetto (kg/h/addetto) ed, infine, il coefficiente di riduzione del volume dei singoli materiali sciolti da parte dei mezzi compattatori (coefficiente di compattazione).

Tabella 7.3 Parametri di progetto (Modificato da APAT, 1999)

Materiale raccolto	Peso Unità di Volume [kg/m ³]		Produttività max [kg/h/addetto]	Coefficiente di compattazione
	Min	Max		
<i>Organico</i>	450	500	450	2
<i>Carta e cartone</i>	200	250	400	6
<i>Plastica e metalli</i>	100	200	150	8
<i>Vetro</i>	230	250	-	-
<i>Residuo</i>	75	120	450	6

7. Analisi Economico – Ambientale di un modello di raccolta domiciliare dei rifiuti solidi urbani per utenze fino a 10,000 abitanti

Per quanto attiene al personale, infine, si è fatto riferimento a tre figure professionali: gli addetti alla raccolta (livello 2A), gli addetti alla guida dei mezzi a vasca, dei minicompattatori e alla raccolta (livello 3A) e gli addetti alla guida dei compactatori e dell'automezzo con gru e rimorchio (livello 4A). In Tabella 7.4 si può dedurre il trattamento economico lordo degli addetti in relazione alla qualifica funzionale di cui al Contratto Collettivo Nazionale di Lavoro dei servizi ambientali e territoriali (CCNL) aggiornato al mese di luglio 2007. In questo lavoro si è fatta l'ipotesi di non considerare una specifica figura professionale per il coordinamento (livello 6A), che diventa rilevante al crescere delle dimensioni dell'utenza da servire e, quindi, del numero di addetti da coordinare (soprattutto se si considera anche gli addetti del servizio di spazzamento).

Tabella 7.4 Tabella trattamento economico lordo personale addetto alla raccolta (CCNL 2007)

N.	Livello della qualifica funzionale del personale	Costo annuo [€/anno]
1	2A	35408.28
2	3A	37263.02
3	4A	39658.65

7.1.2 Ipotesi di natura ambientale

L'applicazione della procedura di Life Cycle Assessment al servizio di raccolta e trasporto dei rifiuti solidi urbani è stata condotta attraverso l'utilizzo del codice di calcolo SimaPro e tramite l'impiego del database Ecoinvent per la caratterizzazione degli impatti indotti. Lo studio è stato sviluppato portando in conto il ciclo di vita completo dei mezzi e delle attrezzature utilizzate ed adattando un modello, già presente in letteratura, per la determinazione delle distanze percorse dai singoli mezzi nel territorio della Provincia di Avellino. Tale modello prevede la rappresentazione del territorio comunale secondo uno schema regolare con la popolazione ed i punti di conferimento uniformemente distribuiti sul territorio urbanizzato; tali punti di conferimento nel modello di raccolta "porta a porta" risultano coincidenti con le abitazioni ad uso

residenziale. In figura 7.2 si riporta la rappresentazione grafica del modello utilizzato.

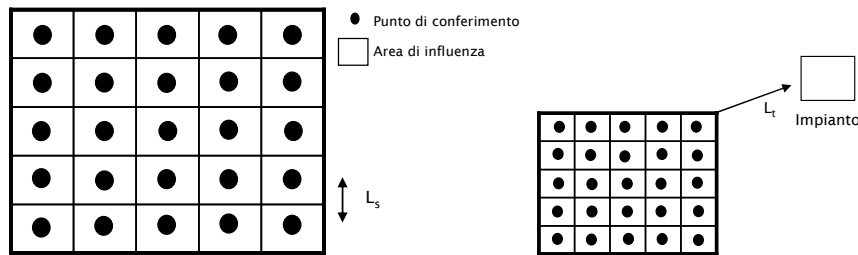


Figura 7.2 Modellazione distribuzione dei punti di raccolta in ambito urbano (Modificato da Edwards, 1999)

La modellazione di ogni centro abitato secondo la rappresentazione grafica riportata in figura 7.2 ha consentito di calcolare le distanze percorse dai mezzi di raccolta all'interno del centro abitato e sommando a queste la distanza dal singolo impianto di trattamento, stimata in 50 Km in virtù della reale distribuzione sul territorio provinciale delle unità impiantistiche, si è giunti al calcolo dei chilometri percorsi per l'espletamento del servizio in essere.

Il modello è stato sviluppato con riferimento ai comuni della provincia di Avellino aventi popolazione compresa tra 1.000 e 10.000 abitanti; tale scelta deriva dal fatto che nell'intera Provincia di Avellino 113 comuni sui 119 complessivi hanno una popolazione inferiore ai 10.000 abitanti ed in Italia l'86.8% dei comuni ricade in tale classificazione. Successivamente si è provveduto a verificare la bontà del sistema adottato relativamente a province aventi le stesse caratteristiche in maniera tale da svincolare i risultati dall'ambito territoriale di riferimento (Gargiulo et al., 2004).

Oltre al calcolo delle distanze, le informazioni necessarie a sviluppare la procedura di determinazione dell'impatto ambientale indotto dall'attività in esame sono fondamentalmente due e consistono nella determinazione del numero di sacchetti in plastica e di contenitori stradali prodotti e distribuiti alla cittadinanza per il conferimento dei differenti materiali e nella definizione della tipologia dei mezzi utilizzati per la raccolta ed il trasporto degli stessi, contestualmente alla determinazione delle distanze percorse da ognuno di essi e dei conseguenti consumi di materia ed

energia. Le voci qui definite in termini generali consentono, infatti, la quantificazione delle risorse impiegate per lo svolgimento del servizio offerto rispetto al tempo di riferimento di un anno assunto alla base della procedura (Regione Piemonte, 2004).

Per la determinazione dei dati necessari alla quantificazione dei consumi di sacchi in plastica per la fase di raccolta del rifiuto si è fatto riferimento ai dati della letteratura nazionale ed internazionale disponibili con l'obiettivo di definire il quantitativo complessivo di plastica da utilizzare per unità di peso del materiale da trasportare. Secondo Bovea et al. (2006) la produzione di polietilene ad alta densità (LDPE) per i sacchi richiede un consumo di energia pari a 0.746 kWh/kg_{LDPE} mentre il numero di sacchi per la raccolta è stimato in 301.20 per tonnellata di rifiuto. Iriarte et al. (2009), invece, stima un consumo di HDPE pari a 70 kg/FU per la raccolta dell'organico e 180 kg/FU per le altre frazioni riciclabili, mentre uno studio I-LCA ANPA definisce una quantità di 5 g per ogni kg di rifiuto conferito per la realizzazione dei sacchetti in polietilene ed una quantità di 2 g per ogni kg di rifiuto conferito nella realizzazione dei cassonetti in HDPE.

Con riferimento alla produzione ed al successivo utilizzo e trattamento a fine del ciclo di vita dei sacchi per la raccolta dei rifiuti i dati assunti a riferimento sono riportati nella tabella 7.5

Tabella 7.5 Caratteristiche attrezzatura per conferimento frazioni merceologiche

Tipologia di Rifiuto raccolto	Capacità contenitori Raccolta
Organico	10 l
Plastica e Metalli	50 l
Vetro	3 m ³
Materiali ed Energia	
LDPE (per sacco)	20 g
Energia d estrusione	0.746 kWh/kg LDPE

L'elemento essenziale per lo sviluppo della procedura di Life Cycle Assessment relativa alla fase di gestione dei rifiuti solidi urbani oggetto della trattazione è costituito inevitabilmente dalla caratterizzazione dei mezzi utilizzati per la raccolta ed il trasporto dei materiali; nell'ottica della procedura di valutazione degli impatti tale operazione deve essere

condotta in prima istanza attraverso la precisa individuazione dei confini del ciclo di vita del mezzo utilizzato e successivamente attraverso la quantificazione dei consumi derivanti da ciascuna delle fasi di cui si compone tale ciclo di vita. Questa operazione risulta di estrema importanza in quanto, come vedremo successivamente, dalla presentazione dei risultati emerge in maniera evidente come tale fase di gestione incida in maniera preponderante sui risultati finali di impatto.

Con riferimento ai mezzi per la raccolta delle differenti frazioni merceologiche i confini del sistema di prodotto sono stati desunti dalle informazioni contenute nel database Ecoinvent che prendono in considerazione due differenti componenti del processo: utilizzo del veicolo, realizzazione e manutenzione del veicolo.

Con riferimento all'utilizzo del veicolo sono stati analizzati tutti i processi direttamente connessi al relativo utilizzo; sono stati, quindi, valutati i consumi di combustibile ed i processi di abrasione dei pneumatici e di deterioramento di tutte le parti meccaniche. Particolare attenzione è stata rivolta alla determinazione delle conseguenti emissioni di particolato. Contestualmente l'analisi ha preso in considerazione, nella determinazione degli impatti, le attività di realizzazione del veicolo, di manutenzione e di smaltimento di ogni sua parte al fine di giungere alla determinazione complessiva dei consumi di materia e di energia e delle emissioni conseguenti all'intero ciclo di vita del prodotto (Spielmann, 2004).

Nelle tabelle 7.6 e 7.7 si riportano rispettivamente i consumi e le emissioni di sostanze potenzialmente inquinanti per ciascuna tipologia di mezzo utilizzato.

Tabella 7.6 Consumo di energia e materia per gli automezzi di raccolta (Spielmann, 2004)

Tipologia di mezzi	Fattore di Carico	Consumo diesel (l/100 km)	Consumo Energia (MJ/tkm)
< 7.5 t	50%	1.66	0.52
7.5 – 14 t	50%	2.93	0.44
14 – 20 t	50%	20.56	2.20
20 – 28 t	50%	34.5	2.13
28 – 40 t	50%	41.4	1.53

7. Analisi Economico – Ambientale di un modello di raccolta domiciliare dei rifiuti solidi urbani per utenze fino a 10,000 abitanti

Tabella 7.7 Emissioni degli automezzi di raccolta (Spielmann, 2004)

Emissioni	Formula	16 t	28 t	40 t
		g/tkm	g/tkm	g/tkm
<i>Benzene</i>	C ₆ H ₆	7.74 E-3	2.94 E-3	1.61 E-3
<i>Metano</i>	CH ₄	9.78 E-3	3.72 E-3	2.03 E-3
<i>Monossido di Carbonio</i>	CO	5.25 E-1	2.18 E-1	1.18 E-1
<i>Anidride Carbonica</i>	CO ₂	2.34 E-2	1.57 E-2	1.13 E-2
<i>Ossidi di Azoto</i>	NO _x	2.15 E+0	1.52 E+0	1.02 E+0
<i>Ammoniaca</i>	NH ₃	1.93 E-3	5.67 E-3	3.41 E-3
NM _{VOC}	NM _{VOC}	3.98 E-1	1.51 E-1	8.25 E-1
<i>Particolato</i>	PM	1.32 E-1	6.67 E-1	3.48 E-1

7.2 RISULTATI E DISCUSSIONI

7.2.1 Risultati di natura tecnica

Con riferimento alle due variabili prese in considerazione, progettare il sistema di raccolta domiciliare significa specificare il numero e la tipologia di automezzi nonché il numero e la qualifica funzionale delle unità di personale da impiegare. È facile intuire che sia il numero di mezzi che il numero di unità di personale, salvo eccezioni, sono funzioni crescenti con il numero di abitanti serviti.

Le utenze da 1000 a 4000 abitanti necessitano di una dotazione di mezzi simile che prevede un certo numero di mezzi a vasca, il cui volume cresce al crescere delle dimensioni della comunità, oltre ad un mezzo compattante da 8 m³ necessario per la parziale raccolta ed il trasporto giornaliero di tutte le frazioni. La prima significativa variazione si è registrata in corrispondenza della soglia dei 5000 abitanti. Per l'organizzazione del servizio, infatti, si è avuta la necessità di introdurre un mezzo compattante da 20 m³, il cui utilizzo è previsto nei giorni di ritiro del residuo secco per il trasporto agli impianti e nel giorno della raccolta combinata di plastica e metalli dovuto all'eccessivo ingombro

volumetrico di tali materiali. Tale variazione in termini di mezzi e, quindi, di volumi disponibili, ha delle corrispondenti ricadute sull'andamento dei costi di gestione del servizio. Come si può vedere dalla Figura 7.3, a partire dallo scenario dei 5000 abitanti e fino a quello relativo ai 7000, il numero dei mezzi necessari alla raccolta cresce in maniera lineare con l'aumentare della popolazione attraverso una variazione limitata ai volumi dei mezzi a vasca e fermo restando la necessità dell'utilizzo contestuale dei due mezzi compattanti da 8 e 20 m³. Un'ulteriore variazione rispetto a tale andamento, ma comunque di entità inferiore alla precedente, si registra al passaggio da 7000 ad 8000 utenti. In questo caso, infatti, l'incremento puntuale dei volumi è da imputare al passaggio dal mezzo compattante di 20 m³ a quello di 30 m³ reso necessario dall'aumento della volumetria dei materiali raccolti. In maniera del tutto analoga alla situazione precedente, successivamente al salto il volume disponibile dei mezzi per la raccolta cresce in maniera lineare fino alla soglia dei 10,000 abitanti (De Feo et al., 2009). Quanto detto è riportato in figura 7.3.

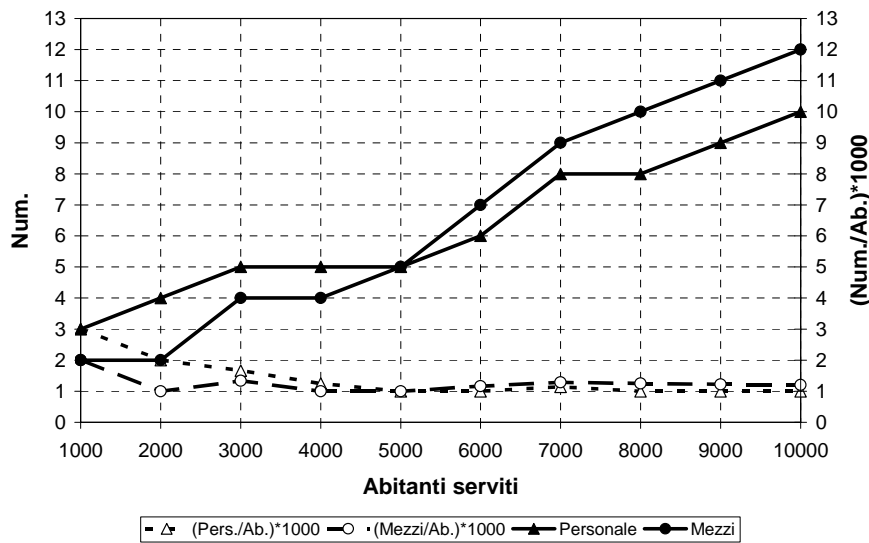


Figura 7.3 Andamento del numero assoluto e specifico di unità di personale e di mezzi (compattatori e mezzi satellite a vasca) per la raccolta domiciliare dei materiali separati al crescere degli abitanti serviti (per i dieci casi esaminati) (De Feo et al., 2009).

La Figura 7.3 riporta anche l'andamento del numero di mezzi (compattatori e mezzi satellite a vasca) necessari per la raccolta dei rifiuti prodotti da mille abitanti serviti al variare delle dimensioni dell'utenza. Come si può ben vedere da 5000 abitanti in poi, il suddetto numero si attesta intorno ad un valore di circa 1.2 mezzi ogni mille abitanti.

Nella Figura 7.4, invece, si riporta la variazione del volume dei mezzi satellite a vasca in funzione delle dimensioni dell'utenza servita. Come si può notare il suddetto numero cresce pressoché linearmente ad eccezione dell'intervallo 5000-6000 abitanti, dove rimane costante. Sempre dalla Figura 7.4 si può dedurre l'andamento del volume specifico (volume necessario per mille abitanti) dei mezzi satellite a vasca per la raccolta domiciliare dei materiali separati al crescere degli abitanti serviti (per i dieci casi esaminati). Il risultato più interessante è che da 5000 abitanti in poi, ad eccezione del caso dell'utenza di 6000 abitanti, occorre un volume di 5 m³ per i mezzi a vasca ogni 1000 utenti serviti (De Feo et al., 2009).

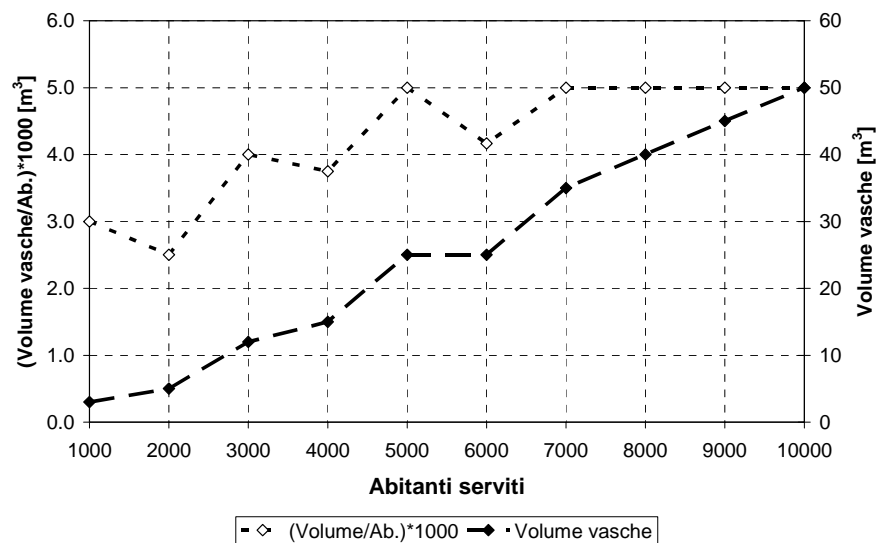


Figura 7.4 Andamento del volume e del volume specifico dei mezzi satellite a vasca per la raccolta domiciliare dei materiali separati al crescere degli abitanti serviti (per i dieci casi esaminati) (De Feo et al., 2009).

Considerazioni analoghe si possono sviluppare con riferimento al numero ed alla qualifica funzionale degli addetti al servizio di raccolta. In questo caso, tuttavia, la qualifica degli addetti dipende principalmente

dalla tipologia del mezzo impiegato. In particolare, in questo studio è stato previsto l'impiego di un unico addetto di terzo livello sui mezzi a vasca e sui compattatori da 8 m³, mentre un autista di quarto livello ed un addetto di secondo livello sui mezzi compattanti da 20 e 30 m³. In virtù di quanto detto, il numero degli autisti di quarto livello si mantiene costante in tutti gli scenari analizzati con eccezione del caso di 10,000 abitanti per il quale l'aumento delle ore di utilizzo dei mezzi compattanti necessita l'impiego di una seconda figura di autista. Considerazioni diverse devono essere fatte per gli addetti di terzo livello; il numero degli addetti del servizio di raccolta cresce al crescere delle dimensioni della comunità servita. La crescita lineare del numero di addetti si arresta in corrispondenza degli scenari di analisi compresi negli intervalli 3000-5000 abitanti e 7000-8000 abitanti. Per ciascuna di tali situazioni, infatti, il numero dei soggetti necessari alla raccolta si mantiene costante, ma varia evidentemente la quantità delle ore di impiego degli stessi.

Notevole interesse assume, inoltre, la determinazione del rapporto tra il numero di addetti ed il numero di abitanti della relativa comunità servita. Tale valore è massimo per i comuni più piccoli per poi decrescere fino ad attestarsi su valori costanti a partire dai 5000 abitanti. Di contro, quindi, il numero di abitanti serviti da ciascun addetto è minimo nelle piccole comunità per poi crescere al crescere della relativa dimensione. Il risultato può essere spiegato tenendo conto del fatto che anche nei piccoli comuni deve essere assicurato un numero minimo di personale (incomprimibile) tale da garantire il funzionamento del servizio e che in ogni caso incide in maniera considerevole sui risultati finali. Quanto detto viene presentato graficamente nella figura 7.5.

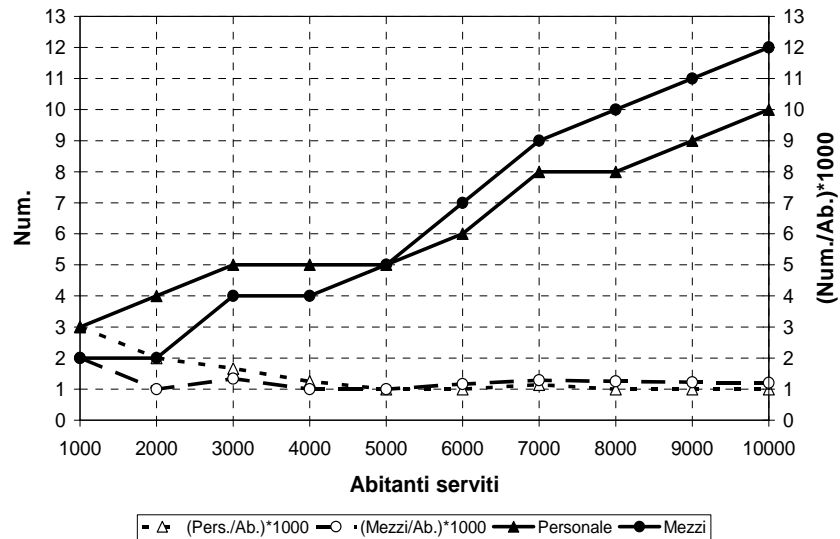


Figura 7.5 Andamento del numero assoluto e specifico di unità di personale e di mezzi (compattatori e mezzi satellite a vasca) per la raccolta domiciliare dei materiali separati al crescere degli abitanti serviti (per i dieci casi esaminati) (De Feo et al., 2009).

7.2.2 Risultati di natura economica

L'analisi economica è stata condotta con riferimento alle voci di costo che maggiormente incidono sul risultato finale: automezzi e personale. I calcoli sono stati sviluppati con l'obiettivo di valutare l'entità dei costi del servizio e conseguentemente l'incidenza percentuale delle singole frazioni sul costo totale al variare della dimensione delle comunità servite.

Come si può vedere in Figura 7.6, in termini complessivi, il costo del servizio espresso in €/ab./anno decresce al crescere del numero di abitanti della comunità presentando una soglia critica in corrispondenza dei 5000 abitanti. Per comunità di più piccole dimensioni il costo unitario cresce in maniera esponenziale fino a raggiungere lo soglia dei 180 €/ab./anno. Al di sopra dei 5000 abitanti, invece, il costo si mantiene costante, di poco inferiore agli 80 €/ab./anno e, quindi, pressoché indipendente dalla grandezza della comunità servita.

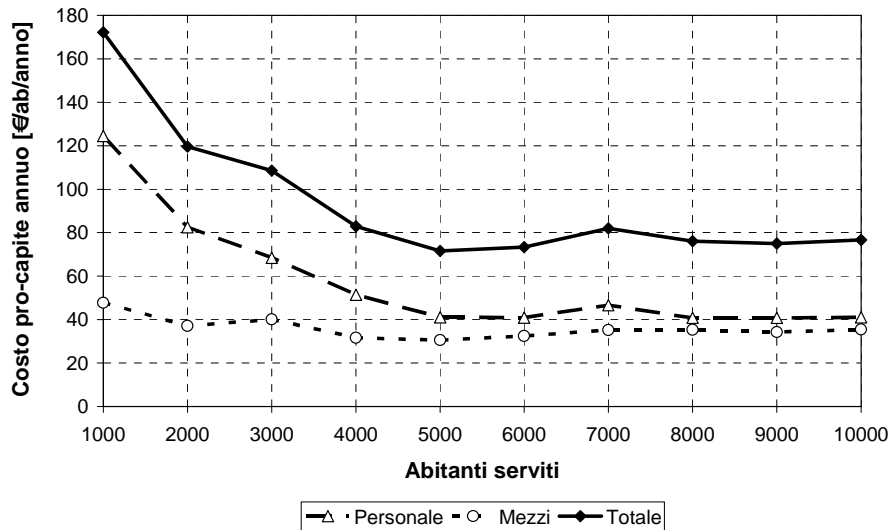


Figura 7.6 Andamento dei costi pro-capite annui del personale, dei mezzi e della loro somma al crescere degli abitanti serviti (per i dieci casi esaminati) (De Feo et al., 2009).

L'andamento del costo totale del servizio di raccolta differenziata deriva, evidentemente, dalle caratteristiche delle voci di costo delle singole componenti. In particolare, i costi per l'utilizzo e la manutenzione dei mezzi hanno un andamento costante rispetto al numero di abitanti e, quindi, indipendente dalle dimensioni della comunità. Il costo del personale, invece, incide in maniera significativa sul costo totale, determinandone in particolare l'andamento decrescente al crescere del numero degli abitanti serviti.

L'incidenza delle singole voci di costo su quella complessiva varia, inoltre, in maniera significativa al variare delle comunità; il peso relativo al costo del personale è massimo per i comuni più piccoli per effetto della necessità di assicurare comunque un numero minimo di addetti che possa garantire il servizio di raccolta in ogni situazione, e decresce progressivamente fino ad attestarsi intorno a valori di circa il 50% sul costo complessivo; per comunità con popolazione maggiore, quindi, il carico economico complessivo è pressoché equamente diviso tra la voce del personale e quella degli automezzi. Ciò è chiaramente desumibile dalla Figura 7.7 che riporta l'andamento dell'incidenza percentuale sul costo totale del personale e dei mezzi al crescere degli abitanti serviti (De Feo et al., 2009).

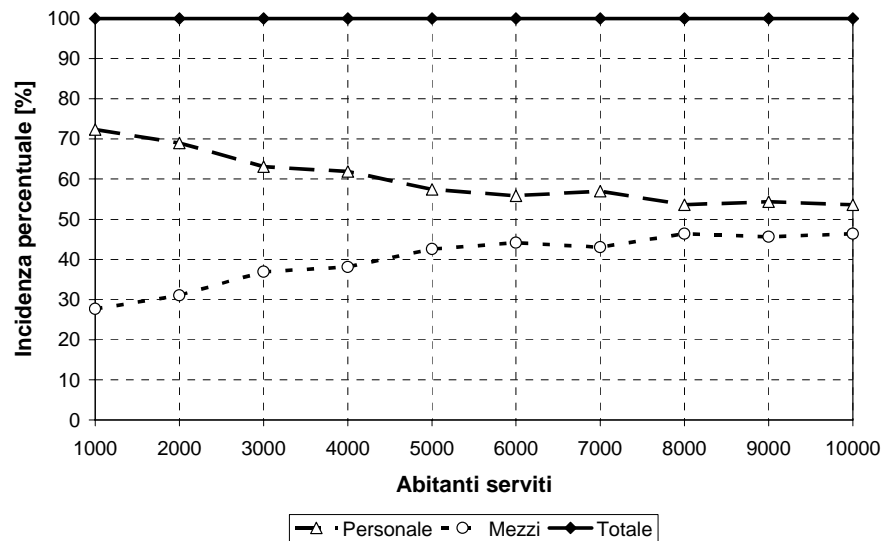
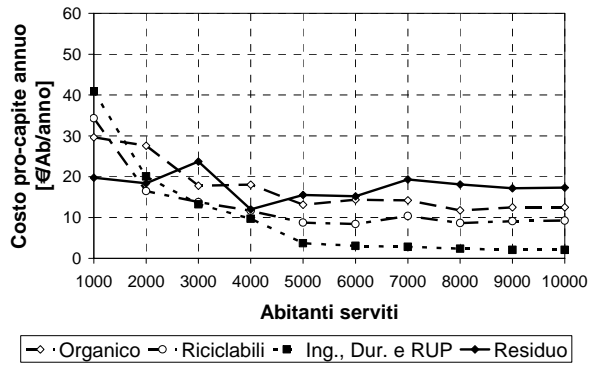
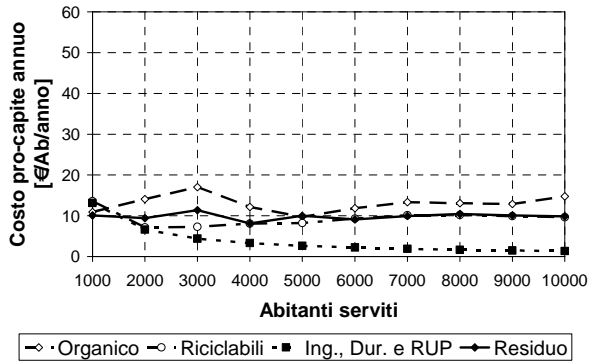


Figura 7.7 Andamento dell'incidenza percentuale sul costo totale del personale e dei mezzi al crescere degli abitanti serviti (per i dieci casi esaminati) (De Feo et al., 2009).

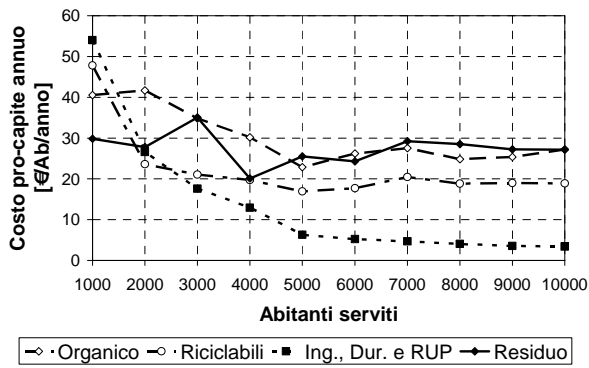
Ulteriori valutazioni possono essere svolte al fine di caratterizzare il contributo di ciascuna macrofrazione merceologica sul costo del personale, dei mezzi e sul costo totale. A tal proposito sono state costruite le Figure 7.8 e 7.9 che riportano rispettivamente l'andamento dei costi pro-capite annui e l'andamento dell'incidenza percentuale dei costi pro-capite annui al crescere degli abitanti serviti (per i dieci casi esaminati), per le singole categorie di materiali separati e raccolti, per il personale, per i mezzi e per il personale ed i mezzi.



(a)



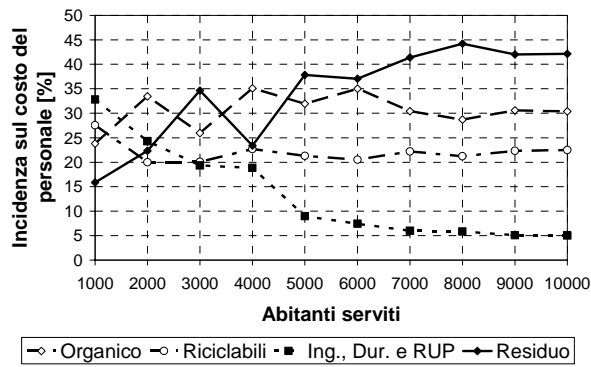
(b)



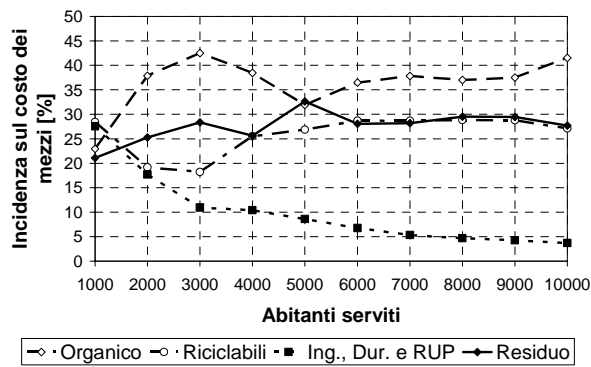
(c)

Figura 7.8 Andamento dei costi pro-capite annui del personale (a), dei mezzi (b), del personale e dei mezzi (c) al crescere degli abitanti serviti (per i dieci casi esaminati), per le singole categorie di materiali separati e raccolti (De Feo et al., 2009).

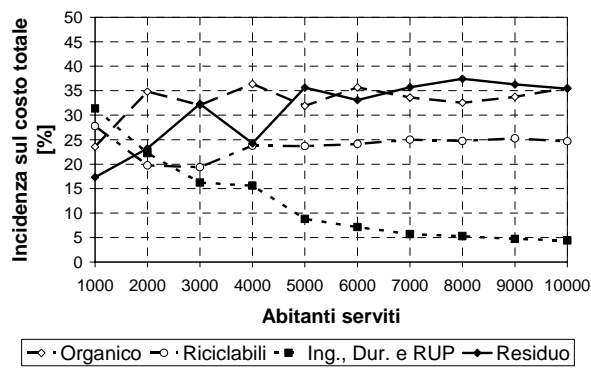
7. Analisi Economico – Ambientale di un modello di raccolta domiciliare dei rifiuti solidi urbani per utenze fino a 10,000 abitanti



(a)



(b)



(c)

Figura 7.9 Andamento dell'incidenza percentuale dei costi pro-capite annui del personale (a), dei mezzi (b), del personale e dei mezzi (c) al crescere degli abitanti serviti (per i dieci casi esaminati), per le singole categorie di materiali separati e raccolti (De Feo et al., 2009).

Il costo del personale ha fatto registrare il suo massimo per la raccolta della frazione organica incidente per 29.61 €/ab./anno per l'utenza di 1000 abitanti. Il minimo, invece, si è avuto in corrispondenza di 8000 abitanti ed è risultato pari a 11.73 €/ab./anno. Il costo massimo del personale per la raccolta dei materiali riciclabili è risultato pari a 34.29 €/ab./anno per l'utenza di 1000 abitanti. Il minimo, invece, è stato pari a 8.40 €/ab./anno per 6000 abitanti. Il costo del personale per la raccolta di ingombranti, durevoli e RUP ha avuto il suo picco per l'utenza più piccola presa in considerazione (1000 abitanti) ed è stato pari a 40.86 €/ab./anno. Il minimo, invece, si è avuto per l'utenza più grande (10,000 abitanti), per un valore di 2.06 €/ab./anno. Il costo del personale per la raccolta del residuo, infine, ha fatto registrare il massimo in 23.71 €/ab./anno per l'utenza da 3000 abitanti. Il minimo, invece, è stato pari a 12.01 €/ab./anno per la comunità di 4000 abitanti.

Il costo per i mezzi ha fatto registrare il suo massimo per l'organico in 17.01 €/ab./anno per l'utenza di 3000 abitanti. Il minimo, invece, si è avuto in corrispondenza di 5000 abitanti ed è risultato pari a 9.73 €/ab./anno. Il costo massimo dei mezzi per la raccolta dei materiali riciclabili è risultato pari a 13.54 €/ab./anno per l'utenza di 1000 abitanti. Il minimo, invece, è stato pari a 7.12 €/ab./anno per la comunità di 2000 abitanti. Il costo dei mezzi per la raccolta di ingombranti, durevoli e RUP ha avuto il suo picco per l'utenza più piccola presa in considerazione (1000 abitanti) pari a 13.14 €/ab./anno. Il minimo, invece, si è avuto per l'utenza più grande (10,000 abitanti), per un valore di 1.31 €/ab./anno. Il costo dei mezzi per la raccolta del residuo, infine, ha fatto registrare il massimo in 11.34 €/ab./anno per l'utenza da 3000 abitanti. Il minimo, invece, è stato pari a 8.10 €/ab./anno per la comunità di 4000 abitanti.

Il costo per i mezzi ed il personale ha fatto registrare il suo massimo per l'organico in 41.65 €/ab./anno per l'utenza di 2000 abitanti. Il minimo, invece, si è avuto in corrispondenza di 5000 abitanti ed è risultato pari a 22.84 €/ab./anno. Il costo massimo dei mezzi per la raccolta dei materiali riciclabili è risultato pari a 47.84 €/ab./anno per l'utenza di 1000 abitanti. Il minimo, invece, è stato pari a 16.93 €/ab./anno per 5000 abitanti. Il costo dei mezzi per la raccolta di ingombranti, durevoli e RUP ha avuto il suo picco per l'utenza più piccola presa in considerazione (1000 abitanti) ed è stato pari a 54.00 €/ab./anno. Il minimo, invece, si è avuto per l'utenza più grande (10,000 abitanti), per un valore di 3.37 €/ab./anno. Il costo dei mezzi per la raccolta del residuo, infine, ha fatto registrare il massimo in 35.05 €/ab./anno per

l'utenza da 3000 abitanti. Il minimo, invece, è stato pari a 20.12 €/ab./anno per la comunità di 4000 abitanti.

Per quanto riguarda l'incidenza delle singole macrofrazioni merceologiche sul costo del personale, il residuo è risultato 7 volte su 10 la frazione con il maggior peso percentuale. Le uniche eccezioni si sono avute per l'utenza più piccola, per la quale ad incidere maggiormente sono stati ingombranti, durevoli e RUP e le utenze di 2000 e 4000 abitanti in cui ha prevalso l'organico in termini di incidenza percentuale sul costo del personale addetto alla raccolta.

Passando all'incidenza delle singole macrofrazioni merceologiche sul costo per i mezzi, è risultato l'organico a farla da padrone ben 8 volte su 10. Le uniche eccezioni si sono avute per l'utenza più piccola, per la quale ad incidere maggiormente sono stati i materiali riciclabili, mentre per l'utenza di 5000 abitanti ha prevalso il residuo in termini di incidenza percentuale sul costo dei mezzi per la raccolta.

Per quanto attiene, infine, all'incidenza delle singole macrofrazioni sul costo totale, il residuo ha fatto registrare una maggiore incidenza 5 volte su 10 per le comunità di 3000, 5000, 7000 e 9000 abitanti; l'organico, invece, ha fatto registrare una maggiore incidenza 4 volte su 10 per le comunità di 2000, 4000, 6000 e 10,000 abitanti; gli ingombranti, durevoli e RUP, infine, hanno prevalso in termini di incidenza sul costo del personale e dei mezzi per l'utenza più piccola di 1000 abitanti (De Feo et al., 2009).

7.2.3 Risultati di natura ambientale

La misura degli impatti ambientali indotti dal servizio di raccolta e trasporto dei rifiuti solidi urbani agli impianti di trattamento cresce, inevitabilmente, al crescere delle dimensioni delle comunità servite. La procedura di Life Cycle Assessment condotta evidenzia, inoltre, come l'andamento crescente della misura dell'impatto interessa l'attività di gestione di tutte le frazioni merceologiche oggetto dell'analisi anche se con percentuali di incremento differenti. I risultati, in termini generali, sono riportati in figura 7.10.

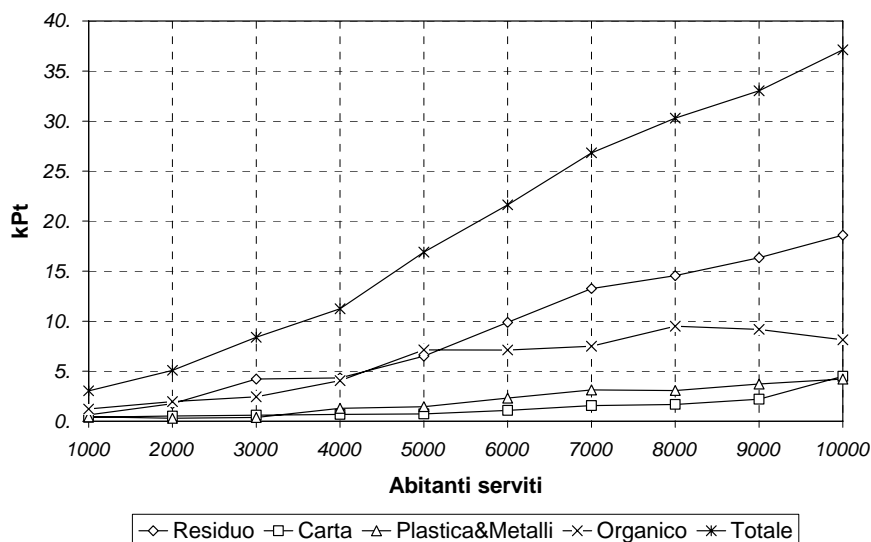


Figura 7.10 Andamento dei risultati di impatto ambientale al variare delle dimensioni delle comunità servite per tipologia di frazione merceologica raccolta

Dall'analisi dei risultati rappresentati in figura 7.10 emerge che le frazioni merceologiche per le quali la gestione risulta caratterizzata da un maggiore impatto ambientale sono principalmente la frazione organica ed il residuo indifferenziato, presumibilmente per le maggiori quantità di tali materiali conferiti alla raccolta. Più in particolare nella figura 7.11 è evidente come la raccolta della frazione organica è la fase che incide maggiormente rispetto alle altre per le comunità di 1000, 2000 e 5000 abitanti mentre per i restanti nuclei urbani presi in considerazione la frazione a massima incidenza è rappresentata dal residuo indifferenziato.

7. Analisi Economico – Ambientale di un modello di raccolta domiciliare dei rifiuti solidi urbani per utenze fino a 10,000 abitanti

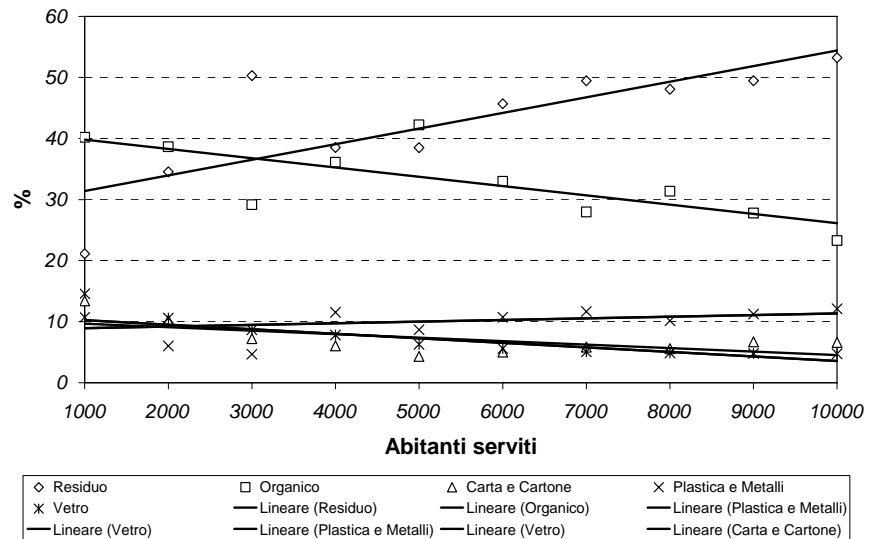


Figura 7.11 Incidenza percentuale sui risultati di impatto ambientale al variare delle dimensioni delle comunità servite per tipologia di frazione merceologica raccolta

Un ulteriore approfondimento dell'analisi è stato condotto attraverso la determinazione degli impatti ambientali dovuti alla sola fase di conferimento dei rifiuti e quindi all'impiego dei sacchi e dei contenitori necessari rispetto alla fase di trasporto agli impianti dedicati. I risultati sono mostrati in figura 7.12.

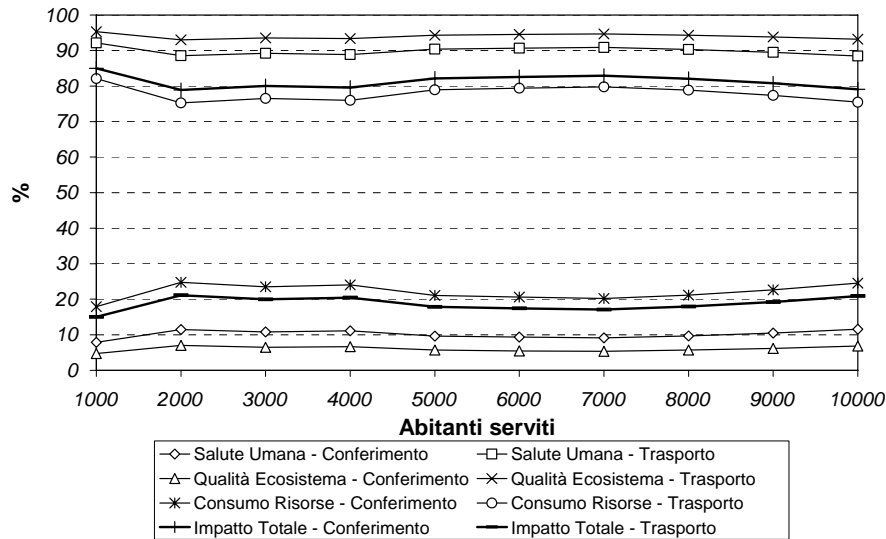


Figura 7.12 Incidenza percentuale sul risultato complessivo di impatto della fase di conferimento e della fase di raccolta e trasporto per macrocategorie

Il grafico in figura 7.12 mette in evidenza come gli impatti complessivi indotti dall'attività oggetto dello studio sono determinati mediamente per l'80% dalla fase di raccolta e trasporto delle frazioni merceologiche agli impianti dedicati, mentre la fase di conferimento incide sul risultato finale di impatto solo per una percentuale media del 20%. Dal grafico si evidenzia, inoltre, che i risultati di impatto non sono espressi in relazione alle differenti categorie precedentemente considerata ma in funzione di macro-categorie di impatto quali Salute Umana, Qualità dell'Ecosistema e Consumo di Risorse. Si tratta di una modalità di rappresentazione dei risultati tipica della procedura di valutazione adottata dal programma di calcolo e volta ad una maggiore chiarezza della rappresentazione dei risultati al fine della successiva presentazione degli stessi ai portatori di interesse non tecnici.

Entrando nel dettaglio di quanto rappresentato è possibile evidenziare immediatamente le categorie di impatto che incidono maggiormente sul risultato finale precedentemente presentato.

In particolare gli effetti di maggiore entità si registrano con riferimento alle categorie di impatto "Consumo di Combustibili Fossili" e "Cambiamento Climatico". Si tratta di due categorie di impatto che sono evidentemente legate alla fase di raccolta e trasporto delle frazioni

7. Analisi Economico – Ambientale di un modello di raccolta domiciliare dei rifiuti solidi urbani per utenze fino a 10,000 abitanti

merceologiche agli impianti dedicati e non alla fase di conferimento dei materiali ad ulteriore dimostrazione dell'incidenza nettamente superiore della prima fase rispetto alla seconda. La categoria di impatto "Consumo di Combustibili Fossili" è evidentemente legata al consumo di combustibile (diesel) necessario per la movimentazione dei mezzi, mentre la categoria di impatto "Cambiamento Climatico" è legata all'emissione di sostanze inquinanti nell'atmosfera, primi fra tutti i gas ad effetto serra, a cui è dovuto il fenomeno del riscaldamento globale. I risultati ottenuti per le due categorie di impatto, disagregati per tipologia di rifiuto, sono riportati in figura 7.13 e 7.14

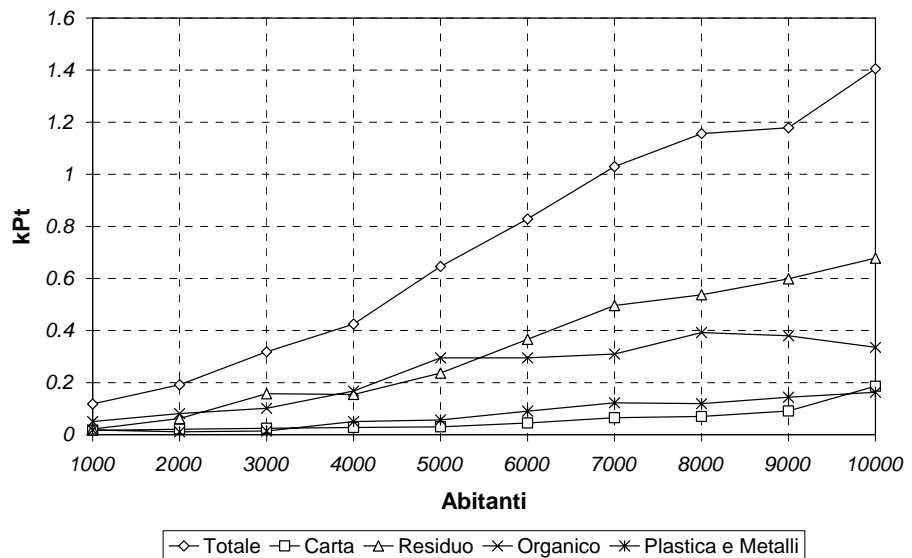


Figura 7.13 Andamento della categoria di impatto "Consumo di Combustibili Fossili" al variare delle dimensioni delle comunità servite per frazione merceologica raccolta

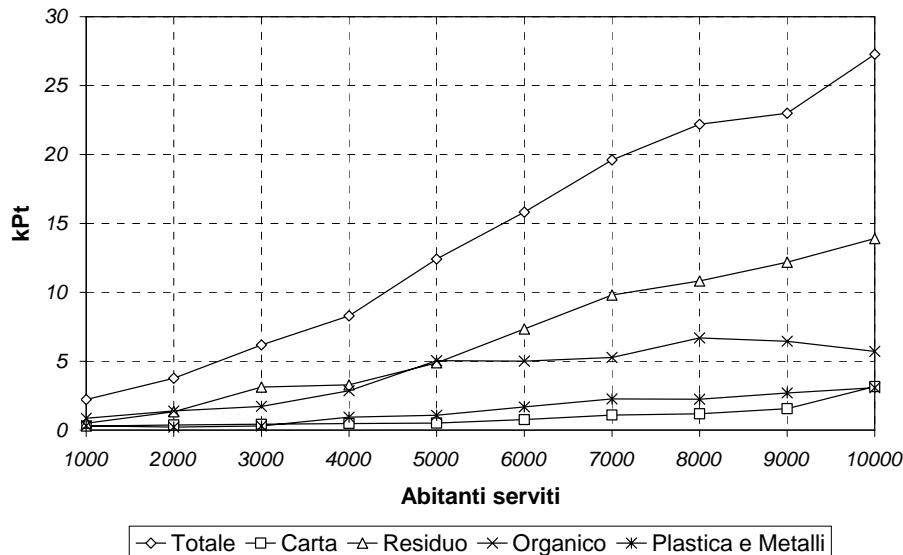


Figura 7.14 Andamento della categoria di impatto “Cambiamento Climatico” al variare delle dimensioni delle comunità servite per frazione merceologica raccolta

7.2.4 Analisi economico - ambientale

A valle dell’analisi economica e della determinazione degli impatti ambientali tramite procedura LCA del sistema di raccolta e trasporto dei rifiuti solidi urbani si è reso possibile e necessario considerare contestualmente i risultati economici e quelli di impatto ambientale per fornire una visione completa ed unitaria degli effetti indotti dall’attività di raccolta e trasporto dei rifiuti solidi urbani agli impianti di trattamento dedicati (Reich, 2005).

I risultati economici, infatti, hanno consentito di definire la spesa sostenuta dal singolo cittadino per il servizio offerto.

I risultati ambientali hanno esplicitato in termini quantitativi gli impatti dovuti al sistema implementato rispetto alla situazione di qualità ambientale corrente.

La valutazione combinata della due grandezze, opportunamente standardizzate, ha consentito di ottenere un parametro di valutazione dell’efficacia del sistema di raccolta adottato ed una indicazione circa la necessità di modificare i parametri di progetto per migliorare l’organizzazione del sistema (Beilgl et al., 2004).

Come è stato precedentemente presentato i risultati, tanto in termini economici quanto in termini di impatti ambientali, possono essere espressi per unità di abitante con riferimento ad un intervallo temporale di un anno; tale condizione ci fornisce l'opportunità di confrontare i risultati numerici sulla base del medesimo parametro di riferimento tenendo sempre presente la diversità dell'oggetto misurato. A valle di quanto detto è possibile affermare che il valore di 5000 abitanti rappresenta una soglia critica sia rispetto all'indicatore economico che rispetto a quello di impatto ambientale. A partire dalla dimensione della comunità pari a 5000 abitanti, infatti, i costi economici espressi in termini unitari tendono a stabilizzarsi mentre i costi ambientali tendono a crescere fino a raggiungere il loro valore massimo in corrispondenza di comunità di dimensioni maggiori; al di sotto della soglia dei 5000 abitanti i costi economici tendono a crescere in maniera esponenziale mentre i costi rappresentativi dell'impatto ambientale indotto non mostrano un andamento particolarmente significativo rispetto alle dimensioni delle comunità servite. Nelle figure 7.15 e 7.16 viene riportato in forma grafica quanto appena detto.

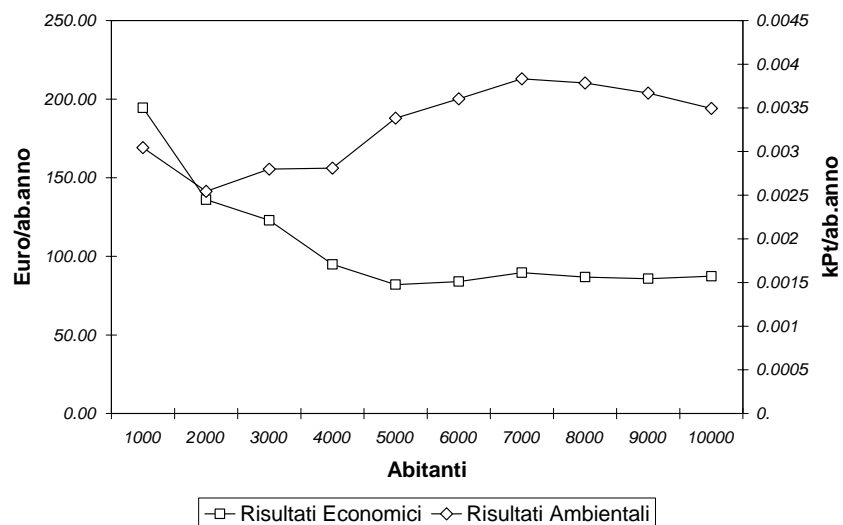


Figura 7.15 Andamento dei risultati economici e dei risultati ambientali al variare delle dimensioni delle comunità servite

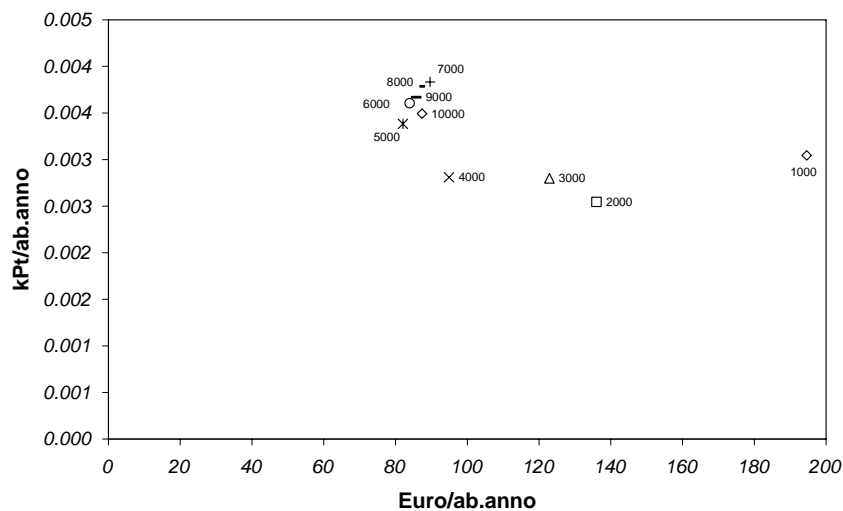


Figura 7.16 Costo Economico vs Impatto Ambientale

La determinazione dell'indicatore che tenga conto contemporaneamente dei risultati economici e dei risultati di impatto ambientale è stata condotta ponendo come obiettivo dello studio la valutazione della convenienza dei comuni più piccoli ad aggregarsi per formare delle comunità di più grandi dimensioni a partire da 2000 abitanti fino a 10,000 abitanti; dal punto di vista economico l'unione dei comuni in complessi più grandi è sempre vantaggiosa perché il costo economico unitario diminuisce al crescere delle dimensioni della comunità, il fattore discriminante è rappresentato dal risultato della valutazione ambientale che, invece, cresce in termini di impatto indotto al crescere della numerosità delle utenze servite.

La risposta alla domanda posta è stata ricercata attraverso l'applicazione della procedura di analisi multicriteriale che consente di confrontare alternative differenti rispetto a parametri di valutazione fissati per operare una scelta che sia congruente con gli obiettivi da raggiungere (Cagnoli, 2003; Huang, 2004). Nel caso specifico per valutare la convenienza dei comuni ad associarsi per creare delle entità urbane più grandi i parametri di confronto, ovvero il costo economico e l'impatto ambientale, sono stati assunti di peso equivalente e, quindi, di pari importanza nella valutazione. L'analisi è stata condotta con riferimento a tutte le possibili alternative ovvero all'insieme di tutte le combinazioni possibili per creare aree urbane aggregate. L'obiettivo finale della

procedura di analisi è stato quello di minimizzare il costo economico ed il costo ambientale dell'attività di raccolta e trasporto dei rifiuti solidi urbani per le comunità considerate.

I risultati ottenuti sono mostrati in figura 7.17

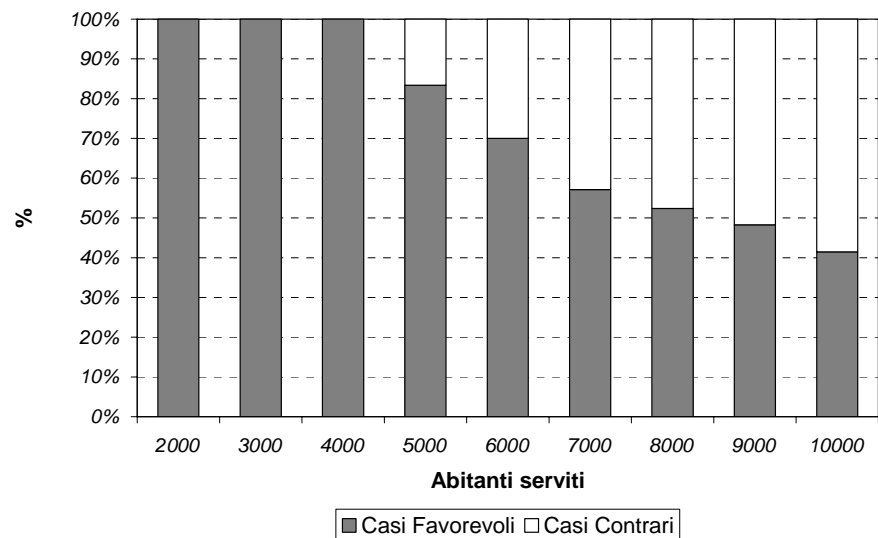


Figura 7.17 Risultati dell'analisi multicriteriale

Nel dettaglio il grafico riporta sull'asse delle ascisse la numerosità in termini di numero di abitanti delle comunità ottenute dall'aggregazione dei due o più comuni mentre sull'asse delle ordinate si riporta la percentuale di casi in cui entrambi i parametri di valutazione adottati (costo economico ed impatto ambientale) e riferiti alla soluzione con associazione dei comuni risultano migliori rispetto agli stessi risultati ottenuti rispetto ai singoli comuni.

Dall'analisi del grafico è possibile mettere in evidenza come per i comuni più piccoli e cioè con numero di abitanti pari a 1000, 2000 e 3000 abitanti è sempre conveniente pensare ad un'organizzazione del servizio di raccolta differenziata dei rifiuti incentrato sull'aggregazione dei servizi forniti a più comuni fino ad un massimo di 4000 abitanti. Al crescere delle dimensioni dei comuni tale convenienza si riduce fino al valore minimo dei 10,000 abitanti. Al crescere delle dimensioni delle nuove comunità che si andrebbero a formare, infatti, il parametro di natura economico si mantiene costante mentre il risultato di impatto ambientale

tende progressivamente a crescere rendendo nulli i benefici economici derivanti dalla scelta dell'aggregazione territoriale.

Tali risultati, evidentemente, traggono la loro origine dalle ipotesi poste alla base del processo valutativo ed in particolare dall'ipotesi di equivalenza tra i parametri di valutazione considerati assunti di eguale importanza tra loro; i risultati ottenuti potrebbero cambiare variando tali ipotesi in virtù delle particolari esigenze delle autorità competenti alle scelte sul territorio.

7.3 CONCLUSIONI

Di seguito si riportano le principali conclusioni alle quali si è potuti giungere a seguito dello studio svolto, incentrato sulla valutazione da un punto di vista economico ed ambientale del personale e degli automezzi in un modello di sistema di raccolta domiciliare dei rifiuti solidi urbani per utenze (tipiche del Sud Italia) fino a diecimila abitanti e con le periodicità di raccolta assunte a base dello studio. Con riferimento agli aspetti puramente economici è possibile concludere che:

- ✓ il numero di automezzi e le unità di personale rapportati al numero di utenti sono pressoché costanti per comunità di dimensioni comprese tra 5000 e 10,000 abitanti;
- ✓ tra 1000 e 5000 abitanti, il costo pro-capite annuo per gli automezzi ed il personale decresce con un massimo pari a circa 180 €/ab./anno;
- ✓ da 5000 a 10,000 abitanti, il costo pro-capite annuo per gli automezzi ed il personale è praticamente costante e pari a circa 80 €/ab./anno;
- ✓ il costo del personale “pesa” sempre di più rispetto al costo dei mezzi, con differenze più marcate per le piccolissime utenze e, invece, differenze che tendono ad annullarsi per le utenze più grandi;
- ✓ la raccolta del residuo secco è la fase che incide maggiormente sui costi del personale (per 7 comunità su 10);
- ✓ la raccolta dell'umido è la fase che incide maggiormente sui costi dei mezzi (per 8 comunità su 10);
- ✓ complessivamente la raccolta del residuo e dell'umido sono le fasi che incidono maggiormente sul costo del personale e dei

mezzi (solo per l'utenza più piccola incide maggiormente la raccolta di ingombranti, durevoli e RUP).

Si può affermare, pertanto, che la dimensione che definisce i “piccoli comuni” (circa il 71% dei comuni italiani), e cioè 5000 abitanti, traccia una sorta di spartiacque nel definire la taglia ideale per una gestione economicamente sostenibile del servizio di raccolta domiciliare dei rifiuti solidi urbani. Per i piccolissimi comuni, in definitiva, nell'ipotesi di assenza di un'isola ecologica, per l'espletamento del servizio di raccolta domiciliare del tipo “porta a porta” è assolutamente da consigliare l'associazione, in una delle forme previste dalla normativa vigente, in modo da raggiungere un bacino di utenza servito di dimensioni demografiche complessive almeno superiore a 5000 abitanti.

Con riferimento agli aspetti relativi all'impatto ambientale indotto i risultati ottenuti evidenziano, come era assolutamente prevedibile, un incremento degli impatti in corrispondenza dell'aumento del numero di utenze servite; l'impatto è, infatti, minimo per i comuni più piccoli e massimo per le comunità di più grandi dimensioni. Più nel dettaglio la fase che incide maggiormente sul risultato finale di impatto è la fase di raccolta e trasporto agli impianti delle diverse frazioni merceologiche che ha un peso pari all'80% sul risultato complessivo rispetto al 20% di impatto dovuto all'attività di conferimento delle frazioni merceologiche. Tale risultato è strettamente correlato alla movimentazione dei mezzi impiegati per la raccolta e, quindi, al consumo di combustibili fossili che ne deriva. Così come per la valutazione economica anche per la determinazione degli impatti ambientali la dimensione dei 5000 abitanti rappresenta una soglia superata la quale la misura delle conseguenze negative sull'ambiente dell'attività in esame cresce al crescere della numerosità della comunità servita.

L'aspetto interessante sviluppato nello studio riguarda la valutazione della convenienza economico – ambientali per i comuni di aggregarsi a formare entità urbane di più grandi dimensioni e così ottimizzare i costi economici ed ambientali del servizio di raccolta e trasporto. Dall'analisi multicriteriale sviluppata emerge che:

- per i comuni da 1000 a 3000 abitanti è sempre conveniente l'aggregazione fino al raggiungimento di comunità di dimensioni pari a 4000 abitanti;

- la convenienza all'aggregazione si riduce quando conduce alla formazione di comunità di dimensioni pari o superiori a 5000 abitanti;
- la riduzione nella misura pari al 60% si riduce linearmente al crescere delle dimensioni della comunità formata;
- su 128 casi esaminati la percentuale dei casi favorevoli è pari al 53.91%, la percentuale dei casi contrari è pari al 46.09%.

Tale valutazione è stata sviluppata ipotizzando una medesima importanza per i due parametri di valutazione presi in considerazione, ovvero la misura dei costi economici e quella degli impatti ambientali. Risultati diversi potrebbero ottenersi in condizioni differenti laddove la particolare natura del problema in essere ponesse la necessità di modificare l'importanza dei parametri di valutazione. Tuttavia la procedura presentata può convenientemente essere adottata dalle amministrazioni e dai soggetti responsabili delle scelte da adottare sul territorio come strumento di supporto al processo decisionale ed occasione di confronto con i soggetti portatori di interessi.

8 CONCLUSIONE

La Life Cycle Assessment si configura come una procedura riconosciuta a livello internazionale per la individuazione e la quantificazione degli impatti sull'ambiente dovuti ad una qualsiasi attività svolta dall'uomo e legata alla produzione di beni o all'espletamento di servizi. Tale procedura necessita l'organizzazione del lavoro di analisi secondo la sequenza e la tipologia della fasi stabilite dalla norma di riferimento, ovvero la serie delle norme UNI EN ISO 14040-14043, e conduce alla determinazione di un profilo ambientale dal quale estrapolare informazioni relative alle conseguenze, positive o negative, che le varie fasi dell'attività considerata hanno sulle diverse categorie di impatto e, quindi, sui diversi comparti ambientali scelti in virtù degli obiettivi della valutazione. Il fine ultimo di tale strumento valutativo è quello di definire un percorso condiviso attraverso il quale determinare, in maniera quanto più oggettiva possibile, gli effetti sull'ambiente legati ad ogni attività dell'uomo.

La procedura di Life Cycle Assessment così come descritta può convenientemente applicarsi non soltanto all'attività di produzione di un bene materiale a partire dallo sfruttamento delle materie prime e dell'energia necessarie alla produzione fino alla sua completa realizzazione ed al trasporto verso i punti di distribuzione, ma anche alla fase successiva di trattamento del bene medesimo, una volta divenuto rifiuto, ed al relativo smaltimento. Con riferimento a tale fase del ciclo di vita del prodotto, la procedura di calcolo si dimostra particolarmente utile per la determinazione degli impatti dovuti alla gestione dei beni materiali a fine vita e per il confronto, in termini ambientali, tra differenti possibili soluzioni di gestione.

Nell'ottica appena descritta, lo studio ha avuto come obiettivo la determinazione degli impatti ambientali indotti da differenti sistemi di gestione dei rifiuti solidi urbani con riferimento all'ambito territoriale della provincia di Avellino. In particolare, l'attività di ricerca ha interessato tutte le tipologie di frazioni merceologiche conferite dalle utenze al servizio di raccolta e, conseguentemente, le possibili soluzioni impiantistiche da adottare per il relativo trattamento e smaltimento.

L'applicazione della procedura di Life Cycle Assessment all'attività di gestione dei rifiuti solidi urbani è stata condotta attraverso l'applicazione di due differenti procedure di calcolo, entrambe codificate e riconosciute a livello internazionale ma differenti in virtù dell'approccio utilizzato per lo sviluppo delle operazioni valutative; tale scelta ha consentito di validare i risultati ottenuti da entrambe le procedure e porre in essere considerazioni sull'applicabilità di tali strumenti al campo del trattamento e dello smaltimento dei rifiuti. Nel dettaglio dell'attività di ricerca condotta, la determinazione degli impatti ambientali ha interessato un sistema di gestione dei rifiuti costruito con riferimento all'ambito territoriale della provincia di Avellino, in Regione Campania, e sviluppato rispetto a dodici scenari di gestione, modellati variando le percentuali di materiali raccolti in maniera differenziata e le modalità di trattamento del residuo secco. Tali opzioni di gestione possono essere divise in due macrocategorie: la prima include gli scenari da 1 a 10, i quali sono tutti basati sull'incenerimento del residuo e la seconda che, invece, è riferita agli scenari 11 e 12 caratterizzati da un trattamento non termico del secco. I primi dieci scenari si basano su un sistema di gestione che prevede la raccolta monomateriale domiciliare di carta, organico e residuo, multimateriale domiciliare di plastica e metalli e la raccolta stradale, tramite campane, del vetro. I materiali riciclabili sono, ovviamente, inviati agli impianti di riciclaggio. La frazione organica è avviata al compostaggio. Il residuo è prima trasformato in balle di CDR (Combustibile Derivato dai Rifiuti) negli impianti dedicati e, successivamente, avviato all'incenerimento. Gli scarti di tutti i processi di trattamento vengono smaltiti in discarica. I primi dieci scenari si differenziano solo per la percentuale di raccolta differenziata che va dal 35% del primo scenario, all'80% dell'ultimo con un andamento crescente ad intervalli costanti del 5%. Lo scenario di gestione numero 11 si differenzia dagli scenari precedenti solo per le modalità di trattamento del residuo secco, mantenendo la differenziazione del rifiuto all'80% e le medesime modalità di raccolta e trattamento delle altre frazioni. In questo caso, per il trattamento del residuo secco si prevede l'invio ad un impianto di selezione e valorizzazione per l'ulteriore recupero di materia, mentre gli scarti vengono successivamente smaltiti in discarica. Allo stesso modo nello scenario 12 il residuo dalla raccolta differenziata è direttamente smaltito in discarica senza alcun pretrattamento, mentre per le restanti frazioni sono predisposte attività di recupero e riciclaggio analoghe alle precedenti. Come detto la valutazione delle conseguenze

ambientali di tali attività è stata condotta tramite due differenti procedure di calcolo note come WISARD e SimaPro, la prima specifica per l'applicazione della LCA ai sistemi di gestione dei rifiuti, la seconda di carattere generale ed applicabile a qualsiasi attività.

I capitoli 1, 2, 3 e 4 del presente lavoro hanno rappresentato un'introduzione teorica all'attività di ricerca vera e propria e sono stati articolati attraverso la presentazione delle varie fasi della procedura e la descrizione critica degli esempi forniti dalla letteratura nazionale ed internazionale relativi all'utilizzo della stessa nel campo della gestione dei rifiuti solidi urbani o di particolari frazioni merceologiche.

Nel capitolo 6 sono stati presentati i risultati raggiunti attraverso l'applicazione della Life Cycle Assessment con i due strumenti di calcolo precedentemente introdotti; l'analisi ha previsto una prima fase di inventario delle informazioni relative al funzionamento dei singoli impianti di trattamento e smaltimento ed una seconda fase di l'acquisizione dei dati di consumi ed emissioni nell'ambiente con la successiva elaborazione delle informazioni e la determinazione del profilo ambientale. Nel dettaglio e con riferimento al codice di calcolo WISARD, i risultati raggiunti hanno evidenziato una stretta relazione tra la misura degli impatti e la percentuale di raccolta differenziata dei rifiuti ottenuta a livello di bacino. Per le categorie "Consumo di energia Rinnovabile", "Consumo di Energia non Rinnovabile", "Consumo di Energia Totale", "Consumo di Acqua", "Indice dei Solidi Sospesi e dei Materiali Ossidabili", "Produzione di Gas ad Effetto Serra", "Acidificazione", "Eutrofizzazione" e "Produzione di Rifiuti Pericolosi" la misura dell'impatto ha fornito un valore negativo e, quindi, tale risultato è rappresentativo di un impatto evitato ovvero di un beneficio; tale beneficio cresce linearmente al crescere della percentuale di raccolta differenziata dei rifiuti. Le uniche categorie per le quali è stato registrato un impatto indotto che cresce al crescere della differenziazione dei rifiuti sono state "Consumo di Minerali e Materiali da Cava" e "Produzione di Rifiuti non Pericolosi". Con riferimento, invece, ai tre scenari caratterizzati da una differenziazione del 80% il sistema basato sul recupero e riciclaggio risulta da preferire rispetto a quello con incenerimento del residuo relativamente alle categorie di impatto "Consumo di Energia Rinnovabile", "Consumo di Energia Totale", "Consumo di Acqua", "Indice dei Solidi Sospesi e Materiali Ossidabili", "Eutrofizzazione" e "Produzione di Rifiuti Pericolosi".

La procedura SimaPro ha fornito dei risultati che, nei limiti delle approssimazioni poste, sono concordi con quelli appena descritti. La misura dell'impatto evitato è risultata crescente al crescere della percentuale di raccolta differenziata per le categorie "Sostanze Cancerogene", "Respirazione Organica", "Respirazione Inorganica", "Radiazioni", "Ozono", "Uso del Suolo", "Minerali" e "Combustibili Fossili" e decrescente per la categoria "Acidificazione/Eutrofizzazione". Con riferimento, invece, alle categorie "Cambiamenti Climatici" ed "Ecotossicità" l'impatto indotto è positivo ma decresce al crescere della percentuale di separazione domestica dei rifiuti.

Le modalità di presentazione dei risultati, tuttavia, non hanno consentito un confronto, se non qualitativo, tra i dati di impatto ottenuti; nonostante ciò è stata evidenziata la coincidenza di segno e di andamento per le categorie di impatto comuni.

Nel capitolo 7 l'attenzione si è concentrata su un particolare aspetto dell'attività di gestione dei rifiuti ed in particolare sulla fase di raccolta e trasporto agli impianti delle diverse frazioni merceologiche; l'analisi è stata poi completata con la valutazione economica dei costi necessari al servizio e, in entrambi i casi, l'attività è stata condotta relativamente a comuni tipo da 1.000 a 10.000 abitanti, considerando un sistema di raccolta del tipo "Porta a Porta".

Dall'analisi economica è emerso che i costi della raccolta e del trasporto agli impianti di rifiuti si possono convenientemente scomporre nei costi per il personale ed in quelli per i mezzi; l'incidenza dei costi del personale sui costi totali è massima, giungendo anche a valori di 80% per i comuni più piccoli e tende progressivamente a decrescere fino ad attestarsi intorno al 50%, e quindi pari all'incidenza del costo dei mezzi, per i comuni al di sopra dei 5.000 abitanti.

All'analisi ambientale è emerso, come c'era da aspettarsi, che la misura dell'impatto prodotto cresce al crescere della popolosità del comune; le voci di impatto che vanno ad incidere maggiormente sul risultato finale sono quelle di "Consumo di Combustibili Fossili" e "Cambiamento Climatico" in virtù dell'utilizzo dei mezzi impiegati per il trasporto.

Sulla base di quanto detto è stato possibile concludere che la dimensione dei 5.000 abitanti rappresenta una soglia critica superata la quale i costi di gestione tendono a mantenersi costanti rispetto ai valori più alti dei comuni di dimensioni inferiori, mentre la misura degli impatti ambientali tende a crescere al crescere delle dimensioni dei comuni serviti. In tal modo si è giunti a dimostrare che i comuni di più piccole dimensioni, per

ottimizzare le voci di impatto ambientale contestualmente a quelle di costo economico, devono provvedere ad organizzare il servizio di raccolta in maniera congiunta secondo le forme e le modalità previste e consentite dalla normativa di settore.

I risultati dell'attività di ricerca, al di là del dato oggettivo presentato, hanno evidenziato, in termini del tutto generali, l'applicabilità e la validità di una procedura, quale quella della Life Cycle Assessment, per la determinazione della natura e dell'entità dei cambiamenti prodotti sull'ambiente dalle attività dell'uomo. Le modalità di applicazione e sviluppo del metodo di calcolo utilizzato risultano, ad oggi, in continua evoluzione a dimostrazione della necessità di approfondire tanto la conoscenza delle unità di processo da inventariare quanto delle procedure matematiche sottese ai modelli di caratterizzazione per la corretta quantificazione degli impatti. Ciò nonostante l'adozione di tale modello di valutazione può essere favorevolmente vista nell'ambito di un più complesso processo decisionale che debba inevitabilmente tener conto di ulteriori parametri di valutazione oltre a quelli ambientali, legati ai costi di realizzazione e gestione di un servizio o prodotto ed alle caratteristiche geo-politiche del territorio in cui tale attività deve essere realizzata. Un'analisi multicriteriale che porti alla determinazione di un elenco di priorità e, quindi, di una graduatoria in ordine di importanza tra le differenti opzioni da adottare deve portare in conto non soltanto diverse variabili rispetto alle quali effettuare delle valutazioni ed orientare le scelte ma anche definire, possibilmente in maniera condivisa, i pesi da attribuire a ciascuna delle variabili di scelta per determinarne l'importanza relativa; superando la logica della classica ma non più applicabile analisi costi – benefici, una delle variabili da prendere in considerazione dovrebbe essere appunto quella legata alla misura delle conseguenze ambientali dovute alla scelta considerata. In tal senso la procedura di Life Cycle Assessment è, ad oggi, l'unico strumento a disposizione per compiere tali valutazioni e costituire strumento di supporto al processo decisionale.

BIBLIOGRAFIA

- Aye L., Widjaya E.R. (2006). Environmental and economic analyses of waste disposal options for traditional markets in Indonesia. *Waste Management*, 26:1180-1191.
- ANPA Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (2001). *Definizione di standard tecnici di igiene urbana*.
- APAT (1999). *La Raccolta Differenziata - aspetti progettuali e gestionali, Manuale ANPA Strumenti e Metodi*.
- APAT (2005). *Annuario dei dati ambientali*.
- APAT (2006). *Annuario dei dati ambientali*.
- APAT (2007). *Annuario dei dati ambientali*.
- APAT (2008). *Annuario dei dati ambientali*.
- Arena U., Mastellone M.L., Perugini F. (2003). The environmental performance of alternative solid waste management options: a life cycle assessment study. *Chemical Engineering Journal*, 96:207-222.
- ARPAC (2006). *La sezione regionale del catasto rifiuti dell'ARPAC e la gestione dei rifiuti urbani in Campania*.
- Assefa G., Eriksson O., Frostel B. (2005). Technology assessment of thermal treatment technologies using ORWARE. *Energy Conversion & Management*, 46:797-819.
- Azapagic A. (1999). Life Cycle Assessment and its application to process selection, design and optimisation. *Chemical Engineering Journal*, 73:1-21.
- Barton J.R., Dalley D., Patel S. (1996). Life Cycle Assessment for waste management. *Waste Management*, 16:35-50.
- Beigl P., Salhofer F. (2004). Comparison of ecological effects and costs of communal waste management system. *Resources, Conservation and Recycling*, 41:83-102.
- Bengt Steen (1999). *A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000 – General system characteristics* Center for Environmental Assessment of Products and Material System.
- Berlin J., Sonesson U. (2006). Minimising environmental impacts by sequencing culture dairy products: two case studies. *Journal of Cleaner Production*, 1-16.
- Birgisdottir H., Christensen T., Bhandar R., Hauschild M. (2005). LCA-Tool for disposal of MSWI residues: recycling in road construction and landfilling. *Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*.

- Bjarnadóttir H.J., Friðriksson G.B., Johnsen T. Sletsen H. (2002). *Guidelines for the use of LCA in the waste management sector*, NordTest Report.
- Bjorklund A., Finnveden G. (2005). Recycling Revisited – life cycle comparisons of global warming impact and total energy use of waste management strategies. *Resources, Conservation and Recycling*, 44:309-317.
- Blengini G. A. (2008). Using LCA to evaluate impacts and resources conservation potential of composting: A case study of the Asti District in Italy. *Resources, Conserving and Recycling*, 52:1373-1381.
- Bovea M.D., Powell J.C. (2006). Alternative scenarios to meet the demand of sustainable waste management. *Journal of Environmental Management*, 79:115-132.
- Bovea M.D., Powell J.C., Gallardo A., Capuz – Rizo S.F. (2007). The role played by environmental factors in the integration of a transfer station in a municipal solid waste management system. *Waste Management*, 27:545-553.
- Buttol P., Masoni P., Bonoli A., Goldoni S., Belladonna V., Cavazzuti C. (2007). LCA of integrated MSW management systems: Case study of the Bologna Districts. *Waste Management*, 27:1059-1070.
- Cagnoli P. (2003). *Decisioni Condizionate e Analisi Multicriteriali*. (www.ing.unimo.it/campusone/valutazioneingegneria/MaterialeDidattico)
- Campolunghi M. (2004). Il sistema energetico – ambientale di AEM Cremona SpA, *ALATinforma4*.
- Cerani M. (2006). A proposito di rifiuti: prima la materia o l'energia? *Associazione EnerGETICA*.
- Chaya W., Gheewala S. (2006). Life Cycle Assessment of MSW to energy schemes in Thailand. *Journal of Cleaner Production*, 1-6.
- Consonni S., Giugliano M. Grosso M.(2005). Alternative strategies for Energy recovery from municipal solid waste. Part B: Emission and cost estimates. *Waste Management*, 25:137-148.
- Consorzio Smaltimento Rifiuti CoSmaRi AV1, www.irpiniaricicla.it
- Dahlbo H., Ollikainen M., Peltola S., Myllymaa T., Melanen M. (2006). Combining ecological and economic assessment of options for newspaper waste management. *Resources, Conservation and Recycling*, 51:42-63.
- De Feo G., Napoli R.M.A. (2000). *La normativa europea e nazionale per la gestione integrata dei rifiuti*.
- De Feo G., Panza D. (2004). Smaltimento dei rifiuti solidi, Studi propedeutici al Preliminare del Piano Territoriale di Coordinamento Provinciale, Assessorato alla Pianificazione Territoriale, *Provincia di Avellino*.
- De Martino M. (2004). La gestione integrata dei rifiuti solidi urbani in Campania, *ALATinforma4*.
- Direttiva 2006/12/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio*, 5 Aprile 2006.
- Doka G. (2003). *Life Cycle Inventories of Waste Treatment Servicesecoinvent report No. 13*. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.

- Dotelli G., Brambilla Pisoni E., Botta D., Melià P. (2006). Valutazione dell'impatto ambientale della gestione dei rifiuti urbani in provincia di Varese mediante LCA: il ruolo dei trasporti. *Environmental Resources Management ERM*.
- Edelmann W., Schleiss K., Joss A. (2000). Ecological, energetic and economic comparison of anaerobic digestion with different competing technologies to treat biogenic wastes. *Water Science and Technology*, 41:263-273.
- Edwards D.W. (1999). Municipal waste life cycle assessment Part 2: Transport Analysis and Glass Case Study. *Institution of Chemical Engineers, Part B* 77 259-274.
- Ekvall T. (1999). Key methodological issues for life cycle inventory analysis of paper recycling. *Journal of Cleaner Production*, 7:281-294.
- Emery A., Davies A., Griffiths A., Williams K. (2006). Environmental and economic modelling: A case study of municipal solid waste management scenarios in Wales. *Resources Conservation & Recycling*, 49:244-263.
- Environmental Agency (2000). *Regional variations in municipal waste management, 2005. Environmental performance reviews (1st Cycle) Conclusions and recommendations 32 countries (1993-2000)*, OECD.
- Eriksson O., Carlsson Reich M., Frostell B., Bjorklund A., Assefa G., Sundqvist J.O., Granath J., Baky A., Thyselius L. (2005). Municipal solid waste management from a systems perspective. *Journal of Cleaner Production*, 13:241:252.
- European Commission (2005). *Waste generated and treated in Europe data 1995-2003*.
- European Commission (1999). *EU Focus of Waste Management*.
- Everett J. W., Maratha S., Dorairaj R., Riley P. (1998). Curbside collection of recyclables I: route time estimation model. *Resources, Conservation and Recycling*, 22:177-192.
- Favoino E., Ricci M. (2006). The economics of different separate collection schemes for biowaste. ECN/ORBIT e.V. – First Baltic Biowaste Conference
- Finnveden G., Ekvall T. (1998). Life cycle assessment as a decision-support tool – the case of recycling versus incineration of paper. *Resources, Conservation and Recycling*, 24:235-256.
- Finnveden G. (1998). Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 26:173-187.
- Finnveden G., Johansson J., Lind P., Moberg A. (2000). *Life Cycle Assessments of Energy from Solid Waste*, Stockholm's University.
- Finnveden G., Johansson J., Lind, Moberg, Åsa (2000). *Life cycle assessment of energy from solid waste. Forskningsgruppen för miljöstrategiska studier*, Stockholm, Sweden.

- Finnveden G., Johansson J., Lind P., Moberg A. (2005). Life Cycle Assessment of energy from solid waste – part 1: general methodology and results. *Journal of Cleaner Production*, 13:213-229.
- Frioriksson G.B., Johnsen T., Bjarnadottir H.J., Sletnes H. (2002). *Guidelines for the use of LCA in the waste management sector*, Nordtest Project nr. 1537-01.
- Frisoni R. – DEFAP, Università Cattolica di Milano (2004). Rifiuti: evoluzione delle politiche di settore ed implicazione per la gestione. *ALATinforma4*.
- Fruhbrodt E., Druckmaschinen H. (2002). *LCA Software Review - An up-date overview of the European market*.
- Gargiulo C., Battarra R. (2004). *Il sistema delle risorse insediative*, Studi propedeutici al Preliminare del Piano Territoriale di Coordinamento Provinciale, Assessorato alla Pianificazione Territoriale. Provincia di Avellino.
- Gasparini G. (2005). *La nuova politica di gestione dei rifiuti nel Sesto Programma d'Azione Ambientale dell'Unione Europea*. Ministero dell'Ambiente.
- Gervais C. (2002). *An Overview of European Waste and Resource Management Policy*, Royal Society for Nature Conservation.
- Giaccetti W., Venturi R., Lepore P. (2008). Le raccolte differenziate dei rifiuti organici: sistemi di raccolta della frazione umida a confronto. *ETRA S.p.a.*
- Gijs van Bezooijen (2005). *Waste Management in the Netherlands*. Conference “The future of residual waste management in Europe”.
- Guereca L.P., Gasso S., Baldasano J.M., Jimenez – Guerrero P. (2006). Life Cycle Assessment of two biowaste management system for Barcelona. *Spain Resources, Conservation and Recycling*, 49:32-48.
- Hans-Jörg Althaus, Mischa Classen, Silvio Blaser EMPA, Dübendorf Niels Jungbluth ESU-services, Uster (2004). *Life Cycle Inventories of Metals Data v1.1*.
- Heilmann A., Winkler J. (2005). *Influence of the source separation efficiency of recyclable materials on the environmental performance of municipal waste management systems*. Sardinia Tenth International Waste Management and Landfill Symposium.
- Hischier R. (2004). *Life Cycle Inventories of Packagings and Graphical Papers.ecoinvent-Report No. 11* Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- Hong R.J., Wang G.F., Guo R.Z., Cheng X., Liu Q., Zhang P.J., Qian G.R. (2006). Life Cycle Assessment of BMT-based integrated municipal solid waste management: Case study in Pudong China. *Resources, Conservation and Recycling*, 49:129-146.
- Huang C.C., Ma H.W. (2004). A multidimensional environmental evaluation of packaging materials. *Science of the total Environment*, 324:161-172.
- Hunt R.G. (1995). LCA consideration of solid waste management alternatives for paper and plastics. *Resources, Conservation and Recycling*, 14:225-231.
- Iriarte A., Gabarrell X., Rierdevall J. (2009). LCA of selective waste collection systems in dense urban areas. *Waste Management*, 29:903-914.

- ISO/TR 14047 (2003). *Environmental management – Life cycle impact assessment – Examples of application of ISO 14042*.
- ISO/TR 14048 (2002). *Environmental management – Life cycle impact assessment – Data documentation format*.
- ISO/TR 14049 (2000). *Environmental management – Life cycle impact assessment – Examples of application of ISO 14041 to goal and scope definition and inventory analysis*.
- Jonbrink A.K., Wolf-Wats C., Erixon M. (2000). *LCA Software Survey*. Sirii - Swedish Industrial Research Institutes' Initiative.
- Kirkeby J., Christensen T.H., Bhandar G.S., Hansen T.L., Birgisdottir H. (2005). *LCA modelling of MSW management system: approach and case study*. Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium.
- Laraia R. (2004). *La politica di gestione dei rifiuti: quadro attuale e prospettive*. APAT.
- Linzner R., Mostbauer P. (2005). *Composting and its impact on climate change with regard to process engineering and compost application – a case study in Vienna*. Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium.
- Lundie S., Peters G.M. (2005). Life cycle assessment of food waste management options. *Journal of Cleaner Production*, 13:275-286.
- Mendes M.R., Aramaki T., Hanaki K. (2004). Comparison of the environmental impact of incineration and landfilling in Sao Paulo City as determined by LCA. *Resources, Conservation and Recycling*, 41:47-63.
- Menke D.M., Davis G.A., Vigon B.W. (1996). *Evaluation of life-cycle assessment tools*. University of Tennessee.
- Ministerie van Volkshuisvesting *The Eco-Indicator '99° damage oriented method for life cycle impact assessment n. 1999/36A*
- Moberg A., Finnveden G., Johansson J., Lind P. (2005). Life Cycle Assessment of energy from solid waste – part 2: landfilling compared to other treatment methods. *Journal of Cleaner Production*, 13:231-240.
- Morselli L., Bartoli M., Bertacchini M., Brighetti A., Luzi J., Passarini F., Masoni P. (2005). Tools for evaluation of impact associated with MSW incineration: LCA and integrated environmental monitoring system. *Waste management*, 25:191-196.
- Nemecek T., Heil A., Huguenin O., Meier S., Reckenholz A., Erzinger S., Blaser S., Dux D., Zimmermann A. (2004). *Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems Data v1.1*. Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- Newman D. (2005). Residual waste management in Italy, an overview of recent history and future trends. *Conference "The future of residual waste management in Europe"*.

- Osservatorio Nazionale sui Rifiuti (2005). *Rapporto annuale sulla gestione dei rifiuti, indicatori economici ed ambientali*.
- Ozeler D., Yetis U., Demirer G.N. (2006). Life cycle assessment of municipal solid waste management methods: Ankara case study. *Environment International*, 32:405-411.
- Pancaldi E., Ferrari L., Melloni R., Neri P. (2005). LCA analysis of possible scenarios of plastic disposal. *Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*.
- Pennington D.W., Potting J., Finnveden G., Lindeijer E., Joliet O., Rydberg T., Rebitzer G. (2004). Life Cycle Assessment part 2: Current impact assessment practice. *Environmental International*, 30:721-739.
- Pompili A., Garbarono G., Trombetti F. (2005). Waste Management in Regione Campania, *Sardinia 2005*.
- PRE - SimaPro 7.1 Introduction to LCA with SimaPro, 2007.
- PRE - SimaPro 7.1 Tutorial, 2007.
- PricewaterhouseCoopers LLP (2004). WISARD Getting Started Guide.
- PricewaterhouseCoopers LLP (2006). WISARD Reference Guide.
- Rathi S. (2006). Alternative approaches for better municipal solid waste management in Mumbai, India. *Waste Management*, 26:1192-1200.
- Rebitzera G., Ekvallb T., Frischknecht R., Hunkeler D., Norrise G., Rydberg T., Schmidt W.P., Suh S., Weidema B.P., Pennington D.W. (2003). Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment International*, 30:701-720.
- Regione Piemonte - Direzione Pianificazione e Gestione Urbanistica, Settore Pianificazione Territoriale Operativa (2004). *Linee Guida per la Valutazione di Programmi Complessi*.
- Reich M.C. (2005). Economic assessment of municipal waste management system – case studies using a combination of life cycle assessment (LCA) and life cycle costing (LCC). *Journal of Cleaner Production*, 13:253-263.
- Ross S., Evans D., (2003). The environmental effects of reusing and recycling a plastic-based packaging system. *Journal of Cleaner Production*, 11:561-571.
- Salhofer S., Binner E., Wassermann G. (2007). Strategic environmental assessment in waste management planning, an Austrian case study. *Environmental Modelling & Software*, 22:610-618.
- Salhofer S., Schneider F., Obersteiner G. (2007). The ecological relevance of transport in waste disposal systems in Western Europe. *Waste Management*, 27:47-57.
- Schmidt J.H., Holm P., Merrild A., Christensen P. (2006). Life Cycle Assessment of waste hierarchy – A Danish case study on waste paper. *Waste Management*, 27:1519-1530.

- SETAC (1993). *Guidelines for Life Cycle Assessment: a code of practice*, SETAC Bruxell.
- Skordilis A. (2004). Modelling of integrated solid waste management system in an island. *Resources, Conservation and Recycling*, 41:243-254.
- Sonesson U., Björklund A., Carlsson M., Dalemo M. (2000). Environmental and economic analysis of management systems for biodegradable waste. *Resources Conservation & Recycling*, 28:29-53.
- Song H.S., Hyun J.C. (1999). A study on the comparison of the various waste management scenarios for PET bottles using the Life Cycle Assessment (LCA) methodology. *Resources, Conservation and Recycling*, 27:267-284.
- Spielmann M., Kagi T., Stadler P., Tietje O. (2004). *Life Cycle Inventories of Transport Servicesecoinvent report No. 14* Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- Thomas B., McDougall F. (2005). International expert group on life cycle assessment for integrated waste management. *Journal of Cleaner Production*, 13:321-326.
- Thorneloe S.A., Weitz K.A., Jambeck J. (2005). Moving from solid waste disposal to materials management in the United States. *Sardinia 2005*.
- Unger N., Beigl P., Wassermann G., (2004). General requirements for LCA software tools *Institute of Waste Management, BOKU – University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna Austria*.
- UNI EN ISO 14040 (1998). *Gestione Ambientale. Valutazione del ciclo di vita. Principi e quadro di riferimento*.
- UNI EN ISO 14041 (1999). *Gestione Ambientale. Valutazione del ciclo di vita. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione e analisi dell'inventario*.
- UNI EN ISO 14042 (2001). *Gestione Ambientale. Valutazione del ciclo di vita. Valutazione dell'impatto del ciclo di vita*.
- UNI EN ISO 14043 (2001). *Gestione Ambientale. Valutazione del ciclo di vita. Interpretazione del ciclo di vita*.
- Università degli Studi Milano Bicocca, dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio (2002). *Life Cycle Assessment di scenari alternativi per la gestione integrata di RSU nel bacino 10 della Provincia di Cuneo*.
- Villeneuve J., Wavrer P., Michel P., Menard Y. (2005). Comparative analysis of integrated waste management solution: a case study. *Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*.
- Viotti P., Marella G., Leccese M., Verde K. (2005). Analysis of the environmental performance of the integrated MSW management in the district of Frosinone (Lazio) by means of an LCA-Based software. *Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*.
- Wanichpongpan W., Gheewala S.H., (2006). Life Cycle Assessment as decision support tool for landfill gas for energy projects. *Journal of Cleaner Production*, 1-8.

- Wassermann G., Binner E., Mostbauer P., Salhofer S. (2005). Environmental relevance of landfills depending on different waste management strategies. Sardinia 2005, *Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*.
- Wenisch S., Rousseaux P., Metiever – Pignon H. (2004). Analysis of technical and environmental parameters for waste to energy and recycling: household waste case study. *International Journal of Thermal Sciences*, 43:519-529.
- Winkler J., Bilitewski B. (2007). Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management *Waste Management*, 27:1021-1031.
- Woolridge A.C., Ward G.D., Phillips P., Collins M., Gandy S. (2006). Life Cycle Assessment for reuse/recycling of donated waste textiles compared to use of virgin material: an UK energy saving perspective. *Resources, Conservation and Recycling*, 46:94-103.