



Convenzione CISA - Dipartimento di Ingegneria Chimica, Mineraria
e delle Tecnologie Ambientali

Applicazione di una metodologia LCA
(Life Cycle Assessment)
per una valutazione costi/benefici di carattere ambientale
nell'impiego di biomasse per la produzione energetica
nell'Appennino tosco emiliano.

RELAZIONE FINALE

Il responsabile scientifico
Prof. ssa Ing. Alessandra Bonoli

Giugno 2007

1	LA BIOMASSA	9
1.1	Definizione biomassa	9
1.2	Impieghi della biomassa legnosa di origine agro–forestale o da scarto industriale	10
1.2.1	Legna da ardere.....	11
1.2.2	Briquettes (bricchetti)	11
1.2.3	Pellet.....	11
1.2.4	Cippato (cip secondo la normativa UNI)	12
1.3	Attività di filiera bosco-legna-energia.....	16
1.3.1	Analisi e pianificazione della viabilità.....	16
1.3.2	Gestione attiva del patrimonio boschivo.....	17
1.3.3	Taglio	19
1.3.4	Esbosco	19
1.3.5	Metodi di stoccaggio preventivo del legname da cippare all’aperto	21
1.3.6	La cippatura	23
1.3.7	La fase di carico del cippato.....	28
1.3.8	Trasporto	29
1.3.9	La consegna e lo scarico dei combustibili legnosi.....	31
1.4	Vantaggi della biomassa legnosa.....	31
1.5	Aspetti critici dello sviluppo delle biomasse legnose a scopo energetico	34
2	LA FILIERA CIPPATO	37
2.1	Ipotesi e metodologia	37
2.1.1	1 Fase: Esbosco.....	38
2.1.1.1	Abbattimento	38
2.1.1.2	Trasporto fino all’imposto.....	38
2.1.2	2 Fase: trasporto del tal quale fino all’imposto	39
2.1.3	3 Fase: Cippatura e trasporto cippato – cippatrice dall’imposto all’impianto	39
2.1.3.1	Cippatura	39
2.1.3.2	Trasporto cippatrice dall’impianto all’imposto	40
2.1.3.3	Trasporto cippato dall’impianto all’imposto.....	40
2.1.4	Distribuzione	40
2.2	Le macchine della filiera	40
2.2.1	La motosega 575 - Husqvarna	40
2.2.2	Gru a cavo	41
2.2.3	Cippatrice	42
3	LA FILIERA PELLET	42
3.1	Ipotesi e metodologia	42
3.1.1	1 Fase: Esbosco.....	43
3.1.2	2 Fase: trasporto del tal quale fino all’imposto	44
3.1.3	Trasporto del tal quale dall’imposto all’impianto	44
3.1.4	Pelletizzazione	44
3.1.5	Distribuzione	44

3.2	Le macchine della filiera	44
3.2.1	Pellettizzatrice	44
4	LA FILIERA PELLET DA SCARTI DI SEGHERIA	45
4.1	Ipotesi e metodologia	45
4.1.1	1 Fase: trasporto degli scarti fino all'impianto.....	45
4.1.2	Pellettizzazione	45
4.1.3	Distribuzione	46
5	CALCOLO DELLE EMISSIONI.....	46
6	IL LIFE CYCLE ASSESSMENT.....	46
6.1	Lo sviluppo sostenibile	46
6.1.1	Il concetto di impatto ambientale	47
6.2	L'Analisi del Ciclo di Vita.....	48
6.2.1	Cenni storici.....	51
6.2.2	Livelli di sofisticazione dell'LCA	52
6.3	Il metodo utilizzato	53
6.3.1	Definizione degli scopi, degli obiettivi e del campo di applicazione (Goal and scope definition) 54	
6.4	Analisi d'inventario (Life Cycle Inventory Assessment).....	55
6.4.1	Il diagramma di flusso del processo (<i>Process flow - chart</i>).....	55
6.4.2	Raccolta dei dati (<i>Data collection</i>)	55
6.4.3	Definizione delle condizioni al contorno (<i>System boundaries</i>).....	56
6.4.4	Elaborazione dei dati (<i>Data Processing</i>)	57
6.5	La Valutazione di Impatto (Life Cycle Impact Assessment - LCIA).....	57
6.5.1	Selezione e definizione delle categorie d'impatto	57
6.5.2	Classificazione.....	59
6.5.3	Caratterizzazione	59
6.5.4	Normalizzazione	61
6.5.5	Valutazione.....	61
6.6	Analisi dei risultati (Life Cycle Interpretation).....	62
6.6.1	Analisi critica del metodo LCA.....	62
6.6.2	Conclusione	64
7	IL METODO DEGLI ECO-INDICATOR99	65
7.1	Categorie di danno	65
7.2	Campi di conoscenza	66
7.3	La definizione di "ambiente"	67

7.4	Le fonti di incertezza	67
7.4.1	L'incertezza sui dati.....	68
7.4.2	L'incertezza sull'esattezza del metodo	68
7.4.2.1	Il concetto di "Cultural Theory"	68
7.4.3	L'incertezza sulla completezza del metodo.....	71
7.5	Caratteristiche dell'inventario	71
7.6	La Caratterizzazione	71
7.6.1	La Fate Analysis	72
7.6.1.1	I "Fate models"	72
7.6.1.2	Il problema flusso-impulso.....	73
7.6.1.3	La Fate analysis con EUSES	74
7.6.1.4	Fonti di incertezza.....	75
7.6.2	"Human Health"	75
7.6.2.1	Il concetto di DALY	76
7.6.2.2	Il danno alla salute umana causato da sostanze cancerogene.....	76
7.6.2.2.1	La Fate Analysis.....	77
7.6.2.2.2	L'Effect analysis	78
7.6.2.2.3	La Damage analysis	78
7.6.2.3	Il danno alle vie respiratorie.....	78
7.6.2.4	I danni causati dai cambiamenti climatici	79
7.6.2.5	Il danno provocato dalle radiazioni ionizzanti	81
7.6.2.5.1	La Fate analysis.....	82
7.6.2.5.2	L'Exposure analysis	82
7.6.2.5.3	L'Effect e la Damage analysis	82
7.6.2.5.4	Il ruolo delle prospettive culturali.....	82
7.6.2.6	Il danno causato dall'assottigliamento dello strato di ozono	83
7.6.2.6.1	Fate ed Exposure Models	84
7.6.2.6.2	L'Effect e la Damage Analysis	85
7.6.2.7	Le categorie di danno trascurate.....	85
7.6.3	"Ecosystem Quality"	86
7.6.3.1	Relazione tra PAF e PDF	88
7.6.3.2	Il danno all'ecosistema causato da sostanze tossiche	88
7.6.3.2.1	Analisi del danno	90
7.6.3.3	Il danno all'ecosistema causato da acidificazione ed eutrofizzazione.....	91
7.6.3.3.1	The 'Nature planner'	92
7.6.3.3.2	La fate analysis con SMART.....	92
7.6.3.3.3	Analisi del danno	93
7.6.3.4	Il danno all'ecosistema causato dal land-use.....	94
7.6.3.4.1	Relazione Specie- Area	95
7.6.3.4.2	Principi generali per la modellizzazione del danno	96
7.6.3.4.3	La modellizzazione del danno locale	98
7.6.3.4.4	La modellizzazione del danno regionale	99
7.6.3.4.5	Differenze tra i vari tipi di uso del suolo a livello regionale	101
7.6.3.4.6	La combinazione dei due effetti.....	101
7.6.3.4.7	La combinazione dei differenti danni all'ecosistema.....	103
7.6.3.4.8	Le categorie di impatto trascurate.....	105
7.6.4	L'esaurimento delle risorse	105
7.6.4.1	Le risorse minerali	106
7.6.4.2	I combustibili fossili	107
7.6.4.3	Il danno causato dall'esaurimento dei minerali e dei combustibili fossili.....	107

7.6.4.3.1	Il surplus energy per i minerali	107
7.6.4.3.2	Il surplus energy per i combustibili fossili	108
7.6.4.4	Il ruolo delle prospettive culturali.....	108
7.6.5	La stima del danno	109
7.6.5.1	La Normalizzazione	109
7.6.5.1.1	Le categorie Human Health e Ecosystem Quality	109
7.6.5.1.2	La categoria Resources.....	109
7.6.5.2	La Valutazione.....	110
7.7	Il Metodo EDIP 96.....	112
7.7.1	Definizione della meta	112
7.7.2	Definizione dello scopo.....	113
7.7.2.1	Il concetto di unità funzionale	114
7.7.2.2	Reference products.....	114
7.7.2.3	Criteri di valutazione.....	114
7.7.2.4	Impatto ambientale.....	114
7.7.2.5	Consumo delle risorse	116
7.7.2.6	Impatti nell'ambiente di lavoro	116
7.7.3	Inventario.....	117
7.7.3.1	Modello di calcolo	119
7.7.3.2	Il sistema prodotto	119
7.7.4	Valutazione dell'impatto	122
7.7.4.1	Calcolo dei potenziali impatti ambientali.....	123
7.7.4.1.1	Metodo.....	124
7.7.4.1.2	Scelta del fattore di equivalenza	124
7.7.4.1.3	Consumo delle risorse	124
7.7.4.1.4	Potenziali per impatti sui luoghi di lavoro.....	124
7.7.4.2	Normalizzazione	125
7.7.4.2.1	Metodo.....	125
7.7.4.2.2	La normalizzazione del consumo di risorse.....	126
7.7.4.2.3	La normalizzazione dei potenziali per impatti sull'ambiente di lavoro.....	126
7.7.4.3	Ponderazione	127
7.7.4.3.1	Metodo.....	127
7.7.4.3.2	Ponderazione del consumo di risorse	128
7.7.4.3.3	Calcolo dei fattori peso.....	128
8	IL CODICE SIMAPRO 6.0	129
8.1	Premessa	129
8.2	Assembly	130
8.3	Disposal scenario	130
8.4	Life cycle	131
8.5	I database.....	131
8.5.1	Materiali	131
8.5.2	Processi	131
8.5.3	Trasporti	131
8.5.4	Energia	131

8.6	Il calcolo	131
9	ANALISI DEL CICLO DI VITA DI 1T DI CIPPATO	132
9.1	Obiettivo dello studio.....	132
9.2	Scopo dello studio	132
9.2.1	Le funzioni del sistema	132
9.2.2	L'Unità funzionale	132
9.2.3	Il sistema che dev'essere studiato.....	132
9.2.4	I confini del sistema	132
9.2.5	Qualità dei dati.....	132
9.2.6	Metodologia di valutazione dell'impatto ambientale	133
9.3	Inventario.....	133
9.3.1	I materiali e combustibili.....	133
9.3.1.1	Abbattimento con motosega.....	133
9.3.1.2	Gru a cavo	134
9.3.1.3	Trattore.....	136
9.3.1.4	Cippatrice	138
9.3.2	Le fasi.....	139
9.3.2.1	Esbosco	139
9.3.2.2	Trasporto fino all'imposto.....	144
9.3.2.3	Cippatura e trasporto cippato dall'imposto all'impianto	144
9.3.2.4	Distribuzione	147
9.4	Analisi dei risultati con il metodo Eco-indicator 99	148
9.4.1	Analisi LCA 1 fascia.....	148
9.4.2	Analisi LCA 2 fascia.....	153
9.4.3	Analisi LCA 3 fascia.....	158
9.4.4	Riassunto e confronto risultati delle 3 fasce.....	163
9.5	Analisi dei risultati con il metodo EDIP/UMIP 96	163
9.5.1	Analisi LCA 1 fascia.....	163
9.5.2	Analisi LCA 2 fascia.....	167
9.5.3	Analisi LCA 3 fascia.....	171
9.5.4	Riassunto e confronto risultati delle 3 fasce.....	175
9.6	Analisi dei risultati con il metodo Cumulative Energy Demand.....	176
9.6.1	Analisi LCA 1 fascia.....	176
9.6.2	Analisi LCA 2 fascia.....	179
9.6.3	Analisi LCA 3 fascia.....	182
9.6.4	Riassunto e confronto risultati delle 3 fasce.....	184
10	ANALISI DEL CICLO DI VITA DI 0.787 t DI PELLET	186
10.1	Obiettivo dello studio.....	186
10.2	Scopo dello studio	186
10.2.1	Le funzioni del sistema	186
10.2.2	L'Unità funzionale	186

10.2.3	Il sistema che dev'essere studiato.....	186
10.2.4	I confini del sistema	186
10.2.5	Qualità dei dati.....	186
10.2.6	Metodologia di valutazione dell'impatto ambientale	187
10.3	Inventario.....	187
10.3.1	I materiali e combustibili.....	187
10.3.1.1	Abbattimento con motosega.....	187
10.3.1.2	Trattore.....	188
10.3.1.3	Pellettizzatrice	190
10.3.2	Le fasi.....	191
10.3.2.1	Esbosco	191
10.3.2.2	Trasporto fino all'imposto.....	192
10.3.2.3	Trasporto legna imposto impianto	192
10.3.2.4	Pellet da legna verde	193
10.3.2.5	Distribuzione	194
10.4	LCA pellet.....	195
10.5	Analisi dei risultati con il metodo Eco-indicator 99	196
10.6	Analisi dei risultati con il metodo EDIP/UMIP 96	198
10.7	Analisi dei risultati con il metodo Cumulative Energy Demand.....	200
11	CONFRONTO CIPPATO PELLETT	201
11.1	Analisi dei risultati con il metodo Eco-indicator 99	201
11.2	Analisi dei risultati con il metodo EDIP/UMIP 96	203
11.3	Analisi dei risultati con il metodo Cumulative Energy Demand.....	205
12	CONFRONTO CIPPATO PELLETT E PELLETT DA SCARTI DI SEGHERIA	206
12.1	Analisi dei risultati con il metodo Eco-indicator 99	206
12.2	Analisi dei risultati con il metodo EDIP/UMIP 96	208
12.3	Analisi dei risultati con il metodo Cumulative Energy Demand.....	210
13	IL QUADRO SOCIOECONOMICO OCCUPAZIONALE	212
13.1	Costi della filiera cippato.....	212
13.2	Costi della filiera pellet.....	216
13.3	Ricadute occupazionali.....	218

14 CONCLUSIONI	220
BIBLIOGRAFIA	222

1 La biomassa

1.1 Definizione biomassa

Con il termine biomassa ci si riferisce genericamente a tutto ciò che ha matrice organica derivante direttamente o indirettamente dall'attività fotosintetica delle piante; essa rappresenta dunque la forma più sofisticata di accumulo dell'energia solare che consente alle piante di convertire la CO₂ atmosferica in materia organica. Ogni anno, secondo fonti dell'ITABIA (Italian Biomass Association), vengono fissate complessivamente circa 200 miliardi di tonnellate di carbonio, con un contenuto energetico dell'ordine di 70 mila milioni di tonnellate equivalenti di petrolio (70000 Mtep); ovviamente non tutto questo potenziale può essere sfruttato, perché in genere le biomasse rappresentano una forma di energia a lento rilascio naturale e dispersa sul territorio.

Una prima classificazione generale vede la distinzione fra biomassa vegetale, che insieme all'ossigeno costituisce il prodotto della fotosintesi clorofilliana delle piante e biomassa animale, quota di biomassa che attraverso la catena alimentare passa dal mondo vegetale al mondo animale.

La biomassa può dunque consistere in:

- legna per interventi di gestione, miglioramento e taglio boschivo da parte del corpo forestale: dalla legna da ardere agli assortimenti di scarso valore commerciale fino ai sottoprodotti forestali come cimari e ramaglie residuali dell'utilizzazione di fustaie e cedui ;
- colture ligno-cellulosiche: fra le specie annuali, sorgo da fibra, fra quelle erbacee perenni, canna comune, miscanthus e tra le specie perenni a turno breve di taglio da 2 a 5 anni (S.R.F–Short Rotation Forestry) robinia, pioppo ed eucalipto che possono coltivarsi in aree inutilizzabili come quelle golenali;
- colture oleaginose: prevalentemente colza e girasole in Europa e soia negli USA per produrre biodiesel;
- colture zuccherine: barbabietola, sorgo zuccherino, topinambur ;
- colture amidacee: cereali, mais e patate;
- sottoprodotti di colture erbacee: paglie di cereali, stocchi e pannocchie lasciate sui campi;
- sottoprodotti di colture arboree: sarmenti di vite, potature di olivi, di alberi da frutto e di siepi, gusci di mandorli, noci e noccioli, foglie;
- residui agro-industriali: vinacce, sanse esauste, gusci e noccioli, scarti di legno non trattato (sfridi, segatura, trucioli) da segheria, falegnameria e mobilificio; scarti di cartiera in genere contenute un 50% di lignina e dell'industria tessile che produce scarti di fibra naturale (cotone, lana, seta);
- deiezioni e residui animali degli allevamenti zootecnici e la frazione organica dei rifiuti solidi urbani offrono interessanti opportunità di produzione di biogas; queste ultime costituiscono scarti che non solo non troverebbero altrimenti alcuna collocazione conveniente nel mercato ma dovrebbero essere smaltiti rappresentando una voce di costo non trascurabile.

1.2 Impieghi della biomassa legnosa di origine agro-forestale o da scarto industriale

Il grande interesse che ruota attorno alle biomasse è giustificato non solo dai vantaggi economico-sociali e ambientali che se ne possono trarre ma anche dalle molteplici applicazioni cui tale classe di composti si presta. Esse sono riconducibili a tre tipologie principali :

- produzione di energia termica ed elettrica (biopower);
- sintesi di carburanti (biofuels) principalmente per l'autotrazione;
- sintesi di prodotti (bioproducts);

Per qualunque applicazione la biomassa venga utilizzata, essa deve subire un processo di trasformazione, riconducibile essenzialmente a due tipi di conversione: conversione biochimica, che avviene attraverso una serie di reazioni chimiche attivate da enzimi, funghi e microrganismi che si formano nella biomassa se il rapporto $C/N < 30$ e l'umidità alla raccolta è superiore al 30%, risultano idonei a tale processo le colture acquatiche (riso), alcuni sottoprodotti colturali (foglie, steli di barbabietole, colture ortive, patata...), i reflui zootecnici, alcuni scarti di lavorazione (borlande, acqua di vegetazione) nonché la biomassa eterogenea immagazzinata nelle discariche controllate; conversione termochimica: processo di trasformazione in energia di materia organica con rapporto $C/N > 30$ e umidità inferiore al 30% alla raccolta, sotto l'azione del calore. Le biomasse più adatte a subire questo tipo di processo sono la legna e tutti i suoi derivati (segatura, trucioli), i sottoprodotti colturali di tipo ligno-cellulosico (paglia di cereali, residui di potatura) e taluni scarti di lavorazione (lolla, pula, gusci, noccioli).

Figura 1.2.1 Principali fonti di approvvigionamento delle biomasse legnose a scopo energetico

Principali fonti di approvvigionamento delle biomasse legnose a scopo energetico	
Settore forestale	Settore industriale
Utilizzazione o conversione dei cedui Residui degli interventi di miglioramento nelle fustaie (diradamenti e tagli) Residui degli interventi in popolamenti specializzati (arboricoltura)	Residui della lavorazione del legno (segherie, mobilifici...)
Settore agricolo	Verde urbano
Filari e siepi Potature in colture legnose (frutteti, uliveti, vigneti) Colture energetiche specializzate Colture arboree a ciclo breve (SRF)	Residui degli interventi (potature e abbattimenti)
Settore civile	
Componente legnosa dei rifiuti solidi urbani – RSU (bancali, cassette, legno di scarto) Rifiuti legnosi speciali (legno da demolizioni, mobili, traversine ferroviarie, pali impregnati)	

Le biomasse legnose possono essere impiegate in forma di legna da ardere per caminetti e barbeques, briquettes, pellets per stufe ad alta tecnologia e ad elevato rendimento e il cippato, generalmente impiegato per impianti di taglia superiore.

1.2.1 Legna da ardere

Può avere dimensioni diverse (squartoni, tondelli legna da stufa corta o a ciocchi da 25-33-50 cm), grado di umidità compreso tra il 30 e il 50%, un potere calorifero inferiore di 2,5-3,5 kWh/kg (12,6 MJ/kg), densità volumetrica pari a 500 kg/m³. Il costo di acquisto al dettaglio varia in funzione della distanza dal luogo di produzione, normalmente compreso tra 0,07 e 0,13 €/kg.



1.2.2 Briquettes (brichetti)

Sono dei tronchetti di 15-30 cm di lunghezza e 7-8 cm di diametro, con un grado di umidità non superiore al 14%; sono prodotti dalla pressatura di residui legnosi e polveri grossolane **non trattati**; i sistemi di brichettatura si distinguono in sistemi a bassa, media e alta pressione: questi ultimi (sistema a vite e a pistone) determinano alte temperature e attivano le forze di coesione tra le particelle evitando l'uso di sostanze leganti. La produttività delle brichettatrici varia da 30 a 1200 kg/h. Sono meno maneggevoli dei pellets e tendono a sfaldarsi con l'umidità, l'utilizzo è assimilabile a quello del legno in ciocchi, e limitato all'uso domestico.



1.2.3 Pellet

Il pellet di legno è costituito da scarti legnosi di lavorazioni industriali o di tagli boschivi (segatura o scaglie polverizzate di legno vergine cioè non trattato con corrosivi, colle, vernici) pressati meccanicamente fino ad ottenere un piccolo cilindretto di diametro variabile tra 5 e 8 mm e lunghezza di 10-20 mm; la massa volumica è di circa 600-1000 kg/m³ e il potere calorifico varia da 3800 a 4600 kcal/kg (16,9 MJ/kg), in base alla specie legnosa e all'umidità. 2 kg di questo biocombustibile corrispondono energeticamente a circa 1 l di gasolio.



Il processo produttivo del pellet consiste in:

- *essiccazione* del materiale legnoso di partenza fino a un grado di umidità dell' 8-12% ;
- *sminuzzamento* fino a dimensioni omogenee;
- *compressione* a pressione molto elevata, dell'ordine di 100 bar, per poter eventualmente miscelare tra loro differenti specie legnose o scarti di lavorazione ed eliminare i vuoti; l'attrito comporta un innalzamento della temperatura fino a 250°C che determina fenomeni di parziale fluidificazione e polimerizzazione (l'effetto legante) della lignina; è importante che abbiano un'adeguata resistenza meccanica e non si sbriciolino facilmente, sia per evitare problemi durante il rifornimento dei silos, sia perché il polverino che si ottiene ha differenti caratteristiche di combustione; la produttività del processo di pellettizzazione va da 800 a 4000 kg/h e il risultato finale consta di un cilindretto di legno pressato e perfettamente coeso;
- *raffreddamento*, per evitare situazioni di autoaccensione indesiderata;

- *pulizia*: i pellets non devono contenere sostanze o contaminanti che possano aumentare la quantità delle ceneri prodotte per evitare malfunzionamenti o guasti
- *deposito* in silos o in appositi sacchi, poiché il comportamento del pellet è del tutto simile a quello di un liquido, l'approvvigionamento poi può avvenire anche tramite un'autobotte che pompa direttamente il combustibile nel serbatoio d'accumulo.

Il pellet nasce nel 1973 in Idaho negli Stati Uniti, ideato per impiego industriale, grazie all'alto potere calorifico che lo rende paragonabile ad un combustibile fossile fluido; è stato ben presto immesso anche sul mercato delle caldaie domestiche, dove ha riscontrato grande successo grazie alle sue compattezza, maneggevolezza e praticità, ai vantaggi socio-economici che sa offrire e ad una tecnologia ormai matura e molto diffusa.

1.2.4 Cippato (cip secondo la normativa UNI)

Si tratta di scaglie di legno lunghe, nella direzione delle fibre, da 5 a 50 mm che derivano dalla sminuzzatura di biomassa lignocellulosica di bassa qualità come i residui delle potature boschive, agricole o urbane, le ramaglie e i cimali, i sottoprodotti delle segherie e il legno proveniente da impianti a breve rotazione come il pioppo, la robinia e l'eucalipto per azione di taglio o sfibratura, esercitata dalle macchine cippatrici.



Si tratta di una miscela estremamente eterogenea per tipologie di essenze legnose, caratteristiche morfometriche (dimensione, granulometria e geometria) e grado di umidità. La qualità del cippato dipende dunque da una serie di fattori:

specie arborea: legni dolci, come pioppi, i salici e gli abeti, di colore chiaro, contenuto energetico per unità di volume non elevato in ragione della ridotta massa volumica, elevata umidità allo stato fresco, contenuto in estrattivi resinosi o tannici ridotto, il cippato di queste specie va bene, purché si tenga conto che a parità di volume offre un apporto energetico minore e quindi ne è prevedibile un consumo maggiore. Bisogna evitare partite provenienti da legname appena abbattuto, che possono avere un contenuto d'acqua anche superiore al 150% del peso anidro allo stato fresco e che quindi risulta eccessivo anche per impianti predisposti per la combustione del legno umido; legni duri non resinosi come querce, castagno, carpino, faggio, robinia, frassino e altre latifoglie nobili, sono specie che hanno un contenuto d'umidità che non supera il 100% allo stato fresco e quindi possono essere utilizzate subito dopo l'abbattimento, anche se è preferibile una parziale stagionatura; hanno massa volumica più elevata e quindi il cippato, a parità di volume, ha un contenuto energetico superiore. Anche il castagno, che sotto forma di legna tonda o spaccata, non è particolarmente apprezzato come legna da ardere a causa dell'elevato contenuto di tannini (sostanze antiossidanti che rendono più difficile la combustione del legno), non mostra controindicazioni da questo punto di vista quando si trova sotto forma di cippato, grazie all'elevato rapporto superficie/volume che consente un migliore contatto fra comburente e combustibile. Legni duri resinosi come larice e pini sono caratterizzati da un contenuto in resine mediamente elevato (fino all'8% del peso anidro), che aumentano il potere calorifico del legno; tali resine non presentano problemi nella combustione, se questa si svolge ad altissime temperature ed è regolata secondo rapporti stechiometrici ottimali; in

caso contrario, i prodotti parzialmente incombusti che si liberano da questi estrattivi possono originare incrostazioni del focolare e delle canne fumarie, richiedendo frequenti interventi di manutenzione dell'impianto. Poiché la presenza di umidità nel legno rende più difficile la combustione, se non altro abbassando la temperatura assorbendo calore, è preferibile bruciare questo tipo di legnami quando sono almeno parzialmente stagionati.

Livello di selezione della biomassa legnosa in cantiere: cippato verde, se si sminuzza la pianta intera comprese ramaglie, cimature, corteccia e fogliame. Questo consente di accelerare la fase produttiva, eliminando i tempi di selezione e di scarto dei residui forestali, ma darà per prodotto scaglie ad alta percentuale di umidità relativa, fino al 50% in peso, e a pezzatura variabile. Spesso il cippato verde è impiegato come combustibile nelle caldaie di grossa taglia che alimentano reti di teleriscaldamento. Cippato marrone, se sono cippati oltre il tronco anche rami e tronchetti con corteccia; cippato bianco, se viene cippato solo il tronco preventivamente scortecciato.

Tipo e regolazione dell'azione meccanica esercitata dalla cippatrice: il cippato propriamente detto è ottenuto con l'azione di taglio, ha pezzatura fine (10x20x20 mm) e abbastanza uniforme; il cippato ottenuto per sfibratura è invece grossolano (15x50x70 mm), di forma allungata e piuttosto irregolare, conservandosi in parte la struttura originale dei tessuti legnosi; chiaramente incidono sia sulla qualità del cippato che sulla produttività la regolazione della velocità di rotazione dell'organo di taglio e della velocità di avanzamento del pezzo di legno e le condizioni della superficie di taglio dei coltelli.

Pezzatura del cippato: se non è sufficientemente piccola e abbastanza uniforme può incidere negativamente sul rendimento di combustione comportando maggiori emissioni più ceneri, sulla densità del materiale, che aumentando renderebbe più onerose le operazioni di carico, trasporto e movimentazione, sul tempo di essiccazione, in quanto grosse particelle renderebbero più difficoltosa la circolazione dell'aria; e infine incide sul normale funzionamento dell'impianto in quanto i pezzi di legno più grandi possono causare gravi intoppi e avarie, soprattutto in fase di movimentazione.

Percentuale di umidità relativa: le scaglie provenienti dal bosco non essiccate hanno un alto grado di umidità relativa, variabile fra il 40 e il 60%, spesso il cippato verde è impiegato come combustibile nelle caldaie di grossa taglia che alimentano reti di teleriscaldamento; la biomassa legnosa privata di foglie e ramaglie e lasciata essiccare prima della cippatura per circa 6 mesi, permette di ottenere cippato con una percentuale di umidità relativa del 20-30% e con caratteristiche qualitative e di pezzatura abbastanza uniformi, adatti per impianti di riscaldamento domestico. L'umidità del cippato dipende da quella del legno che lo costituisce ed è definita dal rapporto fra la quantità d'acqua contenuta in un pezzo di legno e il peso (anidro o umido) di quest'ultimo.

Tenendo presente l'umidità del prodotto, mediamente del 45-50%, e il suo contenuto energetico, possiamo considerare che per sostituire 1 kg di gasolio possono servire circa 4 kg di cippato, ne segue che l'unità energetica prodotta dal cippato costa da un quarto a un terzo di quella prodotta con il gasolio. Il cippato è dunque un buon combustibile, ma è molto difficile conservarlo nelle condizioni ottimali: il legno umido infatti è un substrato eccellente per la crescita di vari microrganismi xylofagi, funghi e batteri che si cibano di legno; normalmente questi non riescono a

penetrare la corteccia e raggiungono il legno solo dove questa è interrotta, spesso in corrispondenza di una ferita, ma con la sminuzzatura viene prodotta un'enorme quantità di legno non protetto, moltiplicando la superficie ricettiva all'attacco dei microrganismi. Il risultato è che l'attacco microbiologico inizia nel giro di poche ore dopo che il legno è stato cippato e può andare avanti per diverse settimane, fino a che la temperatura generata dalla respirazione microbica non diventa talmente elevata da inibire un'ulteriore proliferazione. I risultati dell'attacco microbiologico, impropriamente chiamato fermentazione, sono la perdita di una notevole quantità di sostanza secca, divorata dai microrganismi e non più disponibile per la produzione di energia; uno stoccaggio prolungato in condizioni sfavorevoli può determinare riduzioni di massa superiori al 20%, perdendo il 20% del potere calorifico sul materiale consegnato in deposito, il che significa innalzarne il costo di un quinto.

La suscettibilità al deterioramento dipende dal tipo di cippato: un'elevata proporzione di foglie rametti e corteccia accelera l'attacco microbiologico per la particolare presenza di sostanze nutritive in essi contenute; dipende dalla specie arborea: le specie caratterizzate da una minor durabilità naturale sono quelle che si deteriorano più rapidamente, ad esempio pioppo e salice vengono attaccati prima e in modo più intenso di molte conifere, a cui la resina offre una limitata protezione. Infine dipende dalla pezzatura perché questa determina la quantità di superficie esposta all'attacco microbiologico e la permeabilità della catasta: il cippato fine presenta una maggior superficie suscettibile all'attacco dei microrganismi ed è più impermeabile alla circolazione di acqua e aria perciò si asciuga lentamente e si deteriora più rapidamente. Pertanto il cippato fine si conserva più difficilmente di quello grossolano, il che rappresenta un problema perché gli impianti di riscaldamento per uso civile generalmente funzionano meglio con il cippato fine. Il parametro che maggiormente incide sulla conservabilità del cippato è il contenuto di umidità iniziale, che rimane più o meno inalterato durante lo stoccaggio a causa della relativa impermeabilità del prodotto in deposito: il legno fresco presenta in genere un'umidità variabile tra il 40 e il 60%, condizione nella quale qualsiasi cippato inizia a fermentare in un tempo abbastanza breve, spesso di solo poche ore, indipendentemente dagli altri fattori.

Condizioni di stoccaggio. Tutti i metodi per lo stoccaggio del cippato mirano a ridurre il grado di umidità. Il sistema migliore consiste nell'immagazzinare il cippato in locali coperti, per evitare infiltrazioni d'acqua, e ventilati, formando cataste abbastanza piccole per agevolare il passaggio di aria. Le cataste il più delle volte si trovano all'aperto, nel qual caso può valere la pena di coprire i mucchi con un telone o con fogli di PVC per uso agricolo, soprattutto se il cippato è stato prodotto con legno stagionato e quindi è già relativamente asciutto. Viceversa, le cataste di cippato fresco acquistano umidità meno facilmente e, una volta esposte agli agenti atmosferici, formano una crosta superficiale pressoché impermeabile: all'interno della catasta, l'umidità resta ai valori iniziali e può diminuire leggermente in seguito al riscaldamento causato dall'alterazione dei microrganismi. Il contenuto d'umidità influenza la massa volumica del prodotto, il contenuto energetico e le possibilità di conservazione.

C'è anche un rischio non trascurabile di autocombustione, in presenza di oggetti metallici casualmente finiti all'interno di cataste di grosse dimensioni contenenti diverse migliaia di quintali di materiale legnoso, nel caso in cui lo stoccaggio si prolunghi oltre i 6–10 mesi. Il rischio di autocombustione è abbastanza limitato negli impianti di riscaldamento per uso civile.

Il prezzo del cippato. Il cippato è caratterizzato da una forte variabilità di prezzo: può oscillare ampiamente da 1,5-2 centesimi di euro/kg se proveniente da boschi generalmente bene assestati e accessibili, in questo caso è un residuo dell'attività di taglio delle piante principalmente per ricavare legname da opera, per cui i costi dell'operazione di esbosco non gravano sul prodotto secondario, ai 5,1 centesimi di euro/kg se proveniente da segherie, fino a 7,7 centesimi di euro/kg se proveniente dal bosco.

Il prezzo del cippato dipende dalla disponibilità di legname di scarto da destinare alla cippatura, e più in particolare dalla quota di legname derivante dal bosco rispetto a quello da scarti di altra provenienza; dalla distanza di trasporto del cippato; dalle dimensioni degli stoccaggi; dai volumi di cippato lavorati con il cantiere di cippatura; dall'organizzazione del cantiere di approvvigionamento e di cippatura della legna; per il materiale proveniente dal bosco, dall'accessibilità al luogo di produzione.

Rispetto alla tradizionale legna in pezzi il cippato offre innumerevoli vantaggi di tipo economico e gestionale :

- minore prezzo di acquisto, compreso tra 0,04 e 0,10 €/kg ;
- una maggiore facilità di movimentazione e carico che consente l'impiego di mezzi meccanici automatizzati: il cippato ha una densità gravimetrica relativamente bassa, per legname fresco di taglio può variare fra 150 e 450 kg/m³, ma una volta essiccato normalmente non supera i 250 kg/m³;
- un maggiore contenuto energetico: LHV = 10,5-14,4 MJ/kg (2000-3500 kcal/kg), variabile in funzione dell'umidità, della specie legnosa e della massa volumica. I valori inferiori si riscontrano nel caso di legno dolce e di particelle di grandi dimensioni, quelli più elevati sono tipici del legno duro e di particelle minute;
- migliori condizioni di combustione, cioè un maggior rendimento, minori emissioni e un più ridotto quantitativo di ceneri perché il combustibile di pezzatura più piccola ed uniforme garantisce indiscutibilmente una miscela aria-fuel più omogenea e quindi un processo termochimico a regime.

Questi vantaggi si rilevano maggiori usando i pellet che però non risultano economicamente convenienti per caldaie di grossa taglia.

1.3 Attività di filiera bosco-legna-energia

1.3.1 Analisi e pianificazione della viabilità

Una filiera legno-energia può essere organizzata in ogni comprensorio territoriale ove sia disponibile biomassa legnosa proveniente dal bosco, da impianti di arboricoltura da legno o da industrie del settore di prima lavorazione del legno. Qualora si voglia creare una filiera bosco-legno-energia a valenza territoriale, vi devono essere connessioni dirette fra la gestione forestale e l'approvvigionamento degli impianti termici: nell'impianto di combustione deve essere utilizzato legname ricavato dai boschi della zona, con utilizzazioni di maturità o interventi di miglioramento boschivo. Presupposto fondamentale perché ciò si verifichi è che vi sia un'adeguata viabilità forestale, pianificata e progettata in funzione delle esigenze dei cantieri di utilizzazione e di cippatura e in particolare dei sistemi di esbosco.

L'analisi della viabilità è importante soprattutto per centrali termiche a biomassa di taglia medio-grande, poiché occorre bilanciare l'esigenza di un consistente consumo medio annuo di cippato e la disponibilità di combustibile, che dipende dalle dimensioni del bacino forestale di approvvigionamento, dalla sua composizione, forma di governo, fertilità stazionale e intensità dei prelievi previsti nel medio periodo (10-15 anni), tenendo presente che ad esempio una centrale di potenza nominale installata di 1 MW deve avere a disposizione da 300 a 900 ha di boschi cedui di media fertilità.

A partire dalle distanze massime di esbosco può essere calcolata la spaziatura ottimale della viabilità e conseguentemente avere un'indicazione di massima sui valori di densità stradale ottimale (espressi in metri di tracciato per ettaro di bosco) nell'ambito del comprensorio forestale in cui si svolge la filiera legno-energia. Nei casi con pendenze del terreno inferiori al 50%, dove si utilizzano in prevalenza i trattori, si deve poter contare su almeno 30 m/ha di strade o piste; sui terreni più acclivi saranno sufficienti circa 20 m/ha, che saranno costituiti però esclusivamente da tracciati a fondo stabilizzato dotati di opere di consolidamento e sgrondo delle acque.

Per quanto riguarda le caratteristiche costruttive delle opere stradali, bisogna tenere conto che il cippato viene trasportato mediante trattori con rimorchi di grande capacità volumica, oppure con autocarri a sponde alte o con cassone scarrabile; in ogni caso si tratta di mezzi che comportano un certo ingombro e possono transitare su strade o piste camionabili, che soddisfino cioè i requisiti minimi dimensionali e di tracciato:

- larghezza minima della carreggiata nei rettifili maggiore o uguale a 3 m;
- larghezza prevalente = 4 m;
- pendenza media ottimale = 5-8%
- pendenza massima per brevi tratti minore o uguale a 18%;
- contropendenza massima minore o uguale a 10%;
- raggio di curvatura dei tornanti maggiore o uguale a 6 m;
- altezza di sagoma libera maggiore o uguale a 5 m (presenza di rocce, chiome...)

Se il piano viabile fosse largo almeno 6 m, permetterebbe di eseguire un accatastamento temporaneo o la stessa lavorazione del legname, compresa la sminuzzatura, senza particolari impedimenti per il movimento delle macchine operatrici e dei mezzi ausiliari, ma date le difficili condizioni orografiche che caratterizzano la maggior parte dei boschi italiani, il piano viabile è generalmente più stretto. E' perciò necessario progettare e realizzare piazzali per la lavorazione di sminuzzatura e l'accatastamento del legname da disporsi lungo la viabilità in ragione di uno ogni 500 m circa e dell'ampiezza minima di 50 m².

Nei terreni meno scoscesi con pendenza inferiore al 50% la rete viaria è costituita da strade camionabili che salgono le pendici con un limitato numero di tornanti, dalle quali si dipartono piste a fondo naturale con andamento leggermente ascendente o quasi parallelo alle curve di livello. La limitata pendenza dei versanti, fatta salva la presenza di substrati rocciosi particolarmente instabili, consente la realizzazione di opere semplici dotate solo localmente e in quantità limitate di opere di consolidamento. Da un punto di vista strettamente geometrico la configurazione ideale sarebbe quella di una strada principale con tornanti distanziati fra loro di circa 1 km, da ciascuno dei quali si diparte una pista. Qualora ciò non sia possibile, i tornanti possono essere realizzati ad intervalli minori e pari a circa 500 m: in questo caso le piste si inseriscono su un tornante sì e uno no.

I piazzali possono essere realizzati alla nascita del cantiere di utilizzazione senza grande difficoltà, allargando semplicemente la pista esistente con una pala cingolata.

Sui versanti più ripidi la strada principale si articola di preferenza in segmenti più corti con un andamento ascendente a zig-zag; è comunque opportuno non ridurre troppo la distanza fra i tornanti. In caso di pendenza superiore al 50% occorre invece inserire la realizzazione dei piazzali nel progetto stradale in quanto è richiesto lo studio del loro migliore posizionamento e del consolidamento del versante, mentre una realizzazione estemporanea rischierebbe di causare fenomeni di dissesto.

(fonte : CEB)

1.3.2 Gestione attiva del patrimonio boschivo

Nel contesto nazionale l'attività di gestione e manutenzione delle risorse forestali disponibili implica spesso notevoli costi legati alla sfavorevole orografia, alla carenza di infrastrutture, di personale qualificato, di attrezzature e sistemi di lavoro moderni.

Negli ultimi venti anni un vasto patrimonio forestale è stato oggetto di interventi multifunzionali mirati all'attuazione di iniziative di sviluppo sostenibile nelle zone rurali e montane: molte imprese forestali che operano nei settori più a monte della filiera legno, usufruendo dei suddetti incentivi, hanno potuto trarre parte dei loro ricavi dalla vendita dei prodotti derivanti dalla ripresa della gestione dei boschi, garantendo nel contempo un maggiore controllo sul territorio a seguito della permanenza degli operatori nelle aree di valle e marginali. Una pianificazione e una gestione appropriate apportano infatti benefici diretti all'ecosistema forestale e all'ambiente in cui esso è integrato e mirano a ricomporre nel tempo una componente arborea stabile e mista, in grado di perpetuarsi conservando una continuità qualitativa e quantitativa. Gli interventi selvicolturali perciò non devono consistere in un'asportazione totale della biomassa ritraibile da un'utilizzazione

forestale (ovvero da un taglio di maturità o da un intervento intercalare) ma devono essere possibilmente regolati da piani di assestamento forestali, redatti da tecnici competenti, con lo scopo di ottenere una produzione legnosa regolare e continua del tempo, senza compromettere l'evoluzione e rinnovazione del bosco. La gestione razionale del bosco determina la possibilità di operare senza l'aggravio di ulteriori costi per la collettività e consente di ottimizzare lo sviluppo delle piante rilasciate, di ottenere elevati incrementi di provvigione e un migliore portamento e forma dei fusti. Gli interventi di ripresa gestionale e di recupero delle utilizzazioni forestali in aree abbandonate determinano quindi importanti ricadute ambientali nei confronti della collettività per la tutela degli aspetti ecologici di protezione, biodiversità, conservazione del paesaggio, con risvolti positivi legati alla potenziale attivazione di nicchie produttive locali in grado di offrire nuove opportunità imprenditoriali e occupazionali.

Affinché la biomassa legnosa possa effettivamente rappresentare una fonte energetica rinnovabile, occorre realizzare interventi di miglioramento boschivo e piani pluriennali di gestione e sfruttamento razionale del bosco.

Laddove sussista una significativa domanda di legna da ardere o per altri scopi produttivi che giustifichi la presenza del ceduo sarà bene intervenire con operazioni di miglioramento, sfollamenti e diradamenti, orientati ad incrementare la produttività del ceduo e la qualità dei prodotti. L'intervento si traduce in tempi ragionevolmente ridotti in una maggiore percorribilità e fruibilità del bosco, in un incremento del suo valore paesaggistico, in una maggiore difesa dal fuoco e dai parassiti, condizioni più favorevoli all'incremento delle specie presenti sia vegetali che animali.

Utilizzazioni forestali

L'abbattimento delle piante, la sramatura dei fusti e depezzatura dei tronchi, il concentramento, l'esbosco e l'accatastamento degli assortimenti legnosi ricavati vengono chiamati nel loro complesso **utilizzazioni forestali**; tali lavori possono essere eseguiti sia nell'ambito di interventi volti alla conservazione e al miglioramento culturale dei soprassuoli forestali sia in quello di operazioni più strettamente mirate alla raccolta del prodotto legnoso a fine ciclo di coltivazione, nell'ambito di una gestione forestale corretta. Le utilizzazioni forestali, insieme alle attività di imboschimento o rimboschimento e alla realizzazione di infrastrutture, quali sentieri, piste, strade e piazzali di lavorazione rappresentano l'insieme delle azioni svolte dall'uomo nei soprassuoli boscati al fine di garantirne la conservazione e una produzione costante di beni e servizi dalla produzione di legname e di prodotti del sottobosco, alla protezione idrogeologica, dalla conservazione di ambienti naturali necessari alla vita di specie animali e vegetali, alla costituzione di spazi verdi utilizzati per la cura del benessere fisico e psichico della persona.

I costi

Nei cantieri di utilizzazione il costo principale è rappresentato dalla manodopera che può incidere fino al 70-80% dei costi complessivi. Si può stimare che per ogni tonnellata di materiale lavorato siano necessarie da 1,2 a 6 ore circa di lavoro, a seconda delle dimensioni del legname, del tipo ed entità del taglio, del sistema di esbosco e delle relative distanze. I costi sono quindi assai variabili e

possono variare fra 25-30 €/t per i tagli di maturità, e fra 40-100 €/t nel caso dei miglioramenti boschivi. Il 60-70% dei costi di utilizzazione, trasporto escluso, è rappresentato dal concentramento ed esbosco ed è quindi opportuno prestare particolare attenzione a queste fasi nell'organizzazione del cantiere. Occorre tenere presente comunque che quando questa lavorazione è inserita correttamente nel ciclo di utilizzazione non determina un aumento dei costi complessivi, ma anzi spesso comporta significativi miglioramenti della produttività nella lavorazione delle porzioni meno pregiate della pianta. ITABIA sostiene che si potrebbero contenere i costi di abbattimento e raccolta entro i 10-15€/h

1.3.3 Taglio

Il taglio è caratterizzato da due fasi consecutive e distinte :

- l'abbattimento che consiste nella recisione al piede degli alberi e nel loro atterramento, ed è un'operazione che viene condotta di solito tramite l'uso di motosega e attrezzi atti a governare la direzione di caduta delle piante, come cunei, leve di abbattimento e paranchi;
- l'allestimento che consiste in sramatura dei fusti e depezzatura primaria, eseguite con la motosega e con utensili manuali come roncole e accette, ed in un'eventuale scortecciatura del legname; queste operazioni possono essere eseguite sul letto di caduta oppure all'imposto dopo la fase di esbosco.

1.3.4 Esbosco

Si intende l'operazione di trasporto dei tronchi di albero abbattuti fino al luogo in cui possono venire caricati su veicoli; il legname depezzato, o ancora sotto forma di fusti lunghi, viene movimentato dal letto di prima caduta all'imposto (un piazzale di raccolta del legno raggiungibile da una strada camionabile) su ruota impiegando trattori, o per avvallamento, cioè facendolo scivolare per effetto del suo peso verso valle lungo viali tagliafuoco o apposite piste o trasportandolo mediante sistemi a fune (teleferica).

L'esbosco con i trattori è il sistema più diffuso a livello nazionale, perché si muovono sia sul terreno del bosco sia su percorsi secondari di esbosco realizzati con modesti movimenti di terra. I trattori impiegati per questa operazione possono essere di tipo agricolo o specifici per l'uso forestale: nel primo caso si utilizzano trattori a 4 ruote motrici, cingolati o mini-articolati, cui possono essere applicati bracci caricatori per la movimentazione del legname o verricelli per lo strascico dei tronchi. I trattori articolati si suddividono in skidder, macchine specializzate per l'esbosco a strascico, e in forwarder dotati di 6 o 8 ruote e un cassone per il carico del legname, in grado di superare forti accidentalità del terreno e di lavorare con ottime produttività su terreni fino al 45% di pendenza.

I trattori possono esboscare il legname in differenti modi:

- a) a traino, è praticabile solo su terreni o piste con pendenze inferiori al 20%, impiega trattori a rimorchio a 1 o 2 assi; se impiegati fuoripista o su pendenze superiori al 10%, devono essere a ruote

motrici, per garantire un'adeguata azione frenante in discesa. I rimorchi sono assai sensibili all'accidentalità del terreno e a pendenze trasversali superiori al 5%, che possono determinare facilmente il ribaltamento. Per esboscare legname cippato occorrono rimorchi a 2 assi a sponde alte e che abbiano capacità di almeno 20 m³. In linea generale sarebbe meglio però organizzare il cantiere in modo che la cippatrice carichi direttamente i mezzi di trasporto, senza dover eseguire una fase di esbosco che inciderebbe significativamente sul costo del prodotto.

b) A soma, il legname viene caricato, anziché a mano, con la gru idraulica montata su trattori articolati portanti con capacità di carico fino a 15 m³ di legno tondo; questo sistema si applica nei cantieri a meccanizzazione avanzata e dove operano ditte boschive specializzate, oppure, a livello di azienda agricola o piccola ditta boschiva, si tratta di trattori 4RM dotati di particolari attrezzature, dette gabbie, contenitori in acciaio montati in modo solidale anteriormente o posteriormente al trattore e azionati dai sollevatori idraulici, aventi capacità di carico fino a 5m³ (circa 25 q di legna da ardere); in entrambi i casi il sistema risulta assai più maneggevole e sicuro nei percorsi fuoripista rispetto al trattore e rimorchio: a rittochino in discesa possono essere affrontate pendenze fino al 45% con i forwarder e fino al 30% nel caso dei trattori con gabbie.

- a strascico, il legname è trascinato mediante verricelli a fune attaccati al trattore; è un sistema svolto sia sui terreni pianeggianti, dove però si predilige l'esbosco con rimorchio quando i tronchi sono di grandi dimensioni (caso infrequente in Italia, ma assai diffuso nelle foreste del Centro e Nord Europa), sia soprattutto sui terreni acclivi fino al 40-50% di pendenza; il lavoro nelle condizioni più difficili è svolto con trattori cingolati o articolati: quando le pendenze superano il 50% qualsiasi tipo di trattore non può uscire dalle piste dalle quali, sempre grazie al verricello, può concentrare il legname a strascico indiretto.

In bosco il trattore può essere utilizzato anche per altri scopi: la movimentazione del legname, sia per la formazione di cataste sia per il carico dei mezzi di trasporto, che raramente sono dotati di bracci caricatori propri, per aprire o ripristinare piste di esbosco con piccoli movimenti di terra; infine può essere impiegato anche come centrale mobile di potenza per azionare macchine operatrici: con un motore da almeno 70 kW di potenza si possono azionare macchine sega, spaccalegna e si possono trainare e alimentare cippatrici di piccole dimensioni e così pure alcune stazioni motrici mobili leggere utilizzabili per il montaggio di linee di gru a cavo fino a 300-400 m di lunghezza.

I costi di acquisto di un trattore equipaggiato per l'esbosco variano fra 30000 € per mezzi cingolati o miniarticolati muniti di verricello, 75000 € per trattori 4RM con verricello e braccio caricatore, e 200000 € circa per trattori articolati portanti.

I costi di esbosco dipendono dalle dimensioni del legname, dalle distanze di esbosco e da altre condizioni operative e variano indicativamente attorno a 20-40 €/m³

L'esbosco a teleferica: nei terreni con pendenza superiori al 50%, si ricorre a gru a cavo, sistemi di trasporto a fune, correntemente impiegati nell'esbosco del legname in zone di montagna caratterizzate da scarsa viabilità, ma anche per la costruzione di elettrodotti, condutture dell'acqua e impianti di risalita. Un impianto di gru a cavo è costituito da almeno due funi di acciaio a trefoli di

varia formazione e del diametro compreso fra 12 e 28 mm, alte 8-10 m da terra e lunghe in genere 1000 m, da un argano e un carrello pescante, in grado cioè di bloccarsi in qualsiasi punto della linea e qui di agganciare e sollevare il carico per poi trasportarlo verso valle o monte. Il motore è a 3 o 4 cilindri, a benzina o diesel, raffreddato ad aria, con potenze anche modeste quando le trasmissioni sono di tipo meccanico, e di almeno 50 kW in presenza di trasmissioni idrauliche, che richiedono una maggiore potenza del motore. Gli impianti a stazione motrice mobile differiscono da quelli tradizionali nell'argano, il quale, oltre a essere montato su ruote, ha anche il tamburo della portante e un ritto di estremità. Il montaggio di questi impianti è più veloce: soprattutto nei casi in cui l'argano può essere posizionato a monte della linea, sono minori i costi fissi di montaggio e smontaggio della linea ed è quindi inferiore il quantitativo minimo di legname necessario affinché l'esbosco sia economicamente conveniente.

I sistemi a fune richiedono tempi di installazione abbastanza lunghi, quindi tale investimento è giustificato se la biomassa sfruttabile è tale da garantire tagli di almeno 1 m³ per metro lineare di linea montata. Per problemi legati all'altezza della fune portante rispetto al terreno, in taluni casi non è possibile esboscare piante intere, ma bisogna avere tronchi che non superano la lunghezza di 8-10 m.

L'esbosco basato sulla tecnica dell'avvallamento consiste nel far scivolare i tronchi lungo le pendici della montagna attraverso apposite piste o viali tagliafuoco.

Nell'ambito di una filiera bosco-legno-energia sarebbe opportuno prevedere l'esbosco delle piante intere "Full Tree System" e la sminuzzatura in bosco, evitando così tempi e costi di allestimento e carico degli assortimenti di minori dimensioni.

Per l'esbosco a pianta intera sono utilizzabili gru a cavo per pendenze superiori al 50%, su pendenze inferiori i trattori con verricello, che possono muoversi sia sul terreno del bosco sia su percorsi secondari di esbosco realizzati con modesti movimenti di terra, mentre non è possibile adottare l'avvallamento perché la chioma esercita un attrito troppo forte sul terreno per permettere lo scivolamento della pianta su distanze significative.

L'esbosco con gru a cavo deve avvenire verso monte, anche a semistrascico, in modo che la lunghezza dei fusti non ostacoli il regolare funzionamento dell'impianto a funi e le linee non dovrebbero superare i 500 m di lunghezza; l'esbosco con trattori non dovrebbe essere invece praticato, per motivi tecnico-economici, su distanze fuori pista superiori a 300 m; quando si supera il 25% di pendenza i trattori possono esboscare fuori dalle piste solo in discesa e perciò il loro raggio d'azione nella porzione di bosco a valle della strada (dalla quale è necessario movimentare il legname verso monte) si riduce a 100 m circa, distanza entro cui si può concentrare il materiale con il verricello.

1.3.5 Metodi di stoccaggio preventivo del legname da cippare all'aperto

Per favorire la cippatura e per incrementare la qualità del cippato, là dove i tempi di approvvigionamento dell'impianto e dove gli spazi lo consentano, sarebbe opportuno abbattere il

legname in estate e stoccare preventivamente il legname da cippare all'aperto, lasciando trascorrere un periodo di 4-6 settimane tra abbattimento e raccolta, sfruttando l'energia solare per attivare il processo di essiccazione.

Le modalità di stoccaggio intermedio sono:

1. stoccaggio intermedio sul letto di caduta di piante intere: è la soluzione più semplice ed economica soprattutto se le piante sono troppo ingombranti per il trasporto su strada e troppo voluminose per una movimentazione efficace su distanze superiori al chilometro; sparse sul letto di caduta e con le chiome ancora intatte, le piante offrono al sole la massima superficie possibile, favorendo l'essiccazione della biomassa. Questo tipo di stoccaggio richiede grande cautela e una regolare attività di sorveglianza da parte degli operatori forestali, soprattutto se la stagione è a rischio d'incendio ;

2. stoccaggio intermedio di modeste piante intere o ridotte in tronchetti all'imposto o all'esterno del bosco nel piazzale dell'impianto di riscaldamento o in qualsiasi altro piazzale disponibile: piccole piante e soprattutto i tronchetti, più compatti e che si conservano senza problemi, si trasportano più facilmente; lo svantaggio sta nell'aggiunta di una trasformazione intermedia particolarmente costosa: infatti si perdono i benefici in termini di tempo, spazio e costo della cippatura totale, che consente semplicemente di trasformare direttamente le piante intere, mentre qui dal legno si producono prima gli assortimenti tradizionali che verranno poi sminuzzati in un secondo momento. Se proprio non esistono alternative migliori, si può almeno cercare di razionalizzare l'intero procedimento, per esempio ricavando solo uno o due tronchetti dalla parte basale del fusto e cippando tutto il resto. La riduzione in tronchetti della sola parte basale è molto rapida e comporta un aggravio aggiuntivo abbastanza limitato, mentre risulta onerosa in termini di tempo la riduzione in tronchetti della ramaglia fine. I tronchetti saranno avviati allo stoccaggio all'aperto, mentre il cippato fresco verrà inviato immediatamente a un'apposita zona di stoccaggio chiusa o almeno coperta da un foglio di pvc per proteggere il cippato dalla degradazione ad opera di batteri e funghi che proliferano in presenza di umidità eccessiva. Nel periodo piovoso le cataste possono essere coperte con un telone, per evitare che acquistino umidità, mentre le piante intere possono bagnarsi esternamente, ma è difficile che assorbano acqua, a meno che non siano completamente marce.

Esistono alcuni inconvenienti relativamente allo stoccaggio preventivo da non sottovalutare:

- uno stoccaggio troppo lungo del legname da cippare può causare qualche difficoltà di movimentazione al momento della cippatura, soprattutto quando si tratta di piante intere o di cimali: sottoposti a una compressione prolungata, i rami tendono a intrecciarsi tra loro, l'effetto varia a seconda del peso della catasta e del tempo trascorso, la coesione può essere elevata negli strati inferiori e in quelle cataste rimaste sotto la neve per parecchio tempo; per liberare questo materiale bisogna ricorrere a gru piuttosto potenti, con ovvia crescita dei costi e dei tempi di approvvigionamento;
- la stagionatura preventiva del legname da cippare richiede la messa in opera di un sistema di commercializzazione diverso da quello in uso per gli assortimenti tradizionali, che generalmente è

basato sul peso fresco, perché la biomassa legnosa deve essere portata a combustione “secca” quindi bisognerebbe pagare il peso secco determinando l’umidità di ogni carico consegnato, interesse che si scontra con quello della ditta boschiva che invece si trova a lavorare e trasportare. Pagare il legname su base secca alla ditta boschiva può essere una proposta accettabile solo in presenza di alti volumi commercializzati, quindi per impianti di una certa taglia. Un’alternativa molto più semplice consiste nel pagare il volume, che è indipendente dall’umidità.

La cippatura di materiale troppo secco genera molta polvere, che deve essere evitata soprattutto in prossimità dei centri abitati; la polvere poi risulta dannosa anche alle macchine perché intasa rapidamente i filtri dell’aria, che devono essere puliti con maggior frequenza, e può depositarsi sulle parti più calde della macchina favorendo il rischio di incendio: è indispensabile dunque controllare e pulire regolarmente la macchina.

Se non è possibile essiccare il legname prima della cippatura, si può sempre essiccare il cippato ottenuto da legname verde, meglio se presso l’impianto a biomassa.

1.3.6 La cippatura

Il termine cippatura, spesso usato al posto di quello di sminuzzatura ritenuto più corretto, è la versione italiana del vocabolo inglese chipping, che significa “ridurre in scaglie” attraverso un’azione meccanica di taglio, e identifica dunque un’operazione specifica, che consiste nel trasformare biomassa legnosa di varia natura in frammenti relativamente uniformi (dette particelle o cippato o definite dalla normativa cips) a forma di parallelepipedo, con una lunghezza compresa tra 2 e 5 cm, una larghezza massima di 2 cm e uno spessore di qualche millimetro. L’operazione è effettuata con macchine chiamate cippatrici, che impiegano diversi principi di funzionamento e sono prodotte in una gran varietà di modelli. Il principale vantaggio della sminuzzatura consiste nella sua capacità di fluidificare il legno, riducendone e omogeneizzandone una pezzatura altrimenti grossolana e disuniforme, così da agevolare il trasporto, la movimentazione interna all’impianto e da ottimizzare l’essiccazione e la combustione perché i chips offrono una maggiore superficie di contatto con l’aria rispetto alla comune legna da ardere.

Il legname può essere trasformato anche in tondelli o spacconi, assortimenti derivanti dall’azione di spacco, però il cippato si ottiene mediante un processo più veloce, semplice e soprattutto meno laborioso, presenta un costo di lavorazione al quintale inferiore ed è prodotto anche utilizzando assortimenti poco pregiati o addirittura residui forestali, che altrimenti non troverebbero altro impiego risultando uno scomodo scarto da smaltire. Il cippato dunque ottimizza l’impiego della biomassa disponibile, dato che si può cippare anche quel materiale che non potrebbe essere trasformato in alcun assortimento convenzionale perché piccolo o difettoso o troppo umido e consente di ridurre il volume apparente degli scarti forestali (1– 20% di biomassa), facilitandone la movimentazione e il trasporto: una tonnellata di cippato fresco occupa circa tre metri cubi, mentre ce ne vogliono dieci per contenere la stessa quantità di ramaglia; il cippato infine risulta essere

l'unico assortimento veramente idoneo all'alimentazione automatica degli impianti di riscaldamento per uso civile.

Tra gli svantaggi: l'ingente richiesta di potenza delle cippatrici, che ovviamente si ripercuote sul costo della macchina e sul consumo di combustibile; la scarsa conservabilità del legname cippato, in quanto i frammenti di piante intere si deteriorano rapidamente, soprattutto quando la loro umidità è superiore al 35–40%, perché iniziano a fermentare, perdendo in breve tempo una discreta quantità di sostanza secca; il volume occupato dal cippato è sempre superiore, quasi doppio, all'ingombro di un peso equivalente di legname tondo: conviene sminuzzare ramaglia, scarti e piante di piccole dimensioni, mentre è meglio allestire in tondelli le piante medio-grosse, soprattutto se la distanza di trasporto è elevata.

Quando il cippato trova impiego per produrre pannelli a base di legno (di particelle o di fibre), carta e derivati oppure per estrarre il tannino, la sminuzzatura viene solitamente eseguita presso l'industria di prima lavorazione; nel caso invece dell'impiego energetico, la cippatura può essere eseguita direttamente nel bosco, presentando alcuni vantaggi rispetto alle tecniche tradizionali di allestimento del legname:

- permette di utilizzare tutta la biomassa legnosa disponibile, compresa la ramaglia umida che altrimenti rappresenterebbe uno scarto e, rilasciata sul terreno, costituirebbe una facile esca per il fuoco;
- consente di eliminare parzialmente o del tutto la fase di allestimento e carico degli assortimenti di piccole dimensioni, con un risparmio di manodopera e un miglioramento nell'ergonomia del lavoro.

La sminuzzatura in bosco appare perciò particolarmente utile nei cantieri in cui l'allestimento manuale delle chiome richiede molto lavoro e ha un alto costo per unità di prodotto rispetto al basso valore degli assortimenti ottenuti. L'impiego della macchina cippatrice consente di abbattere tali costi e rende conveniente il recupero di una maggior quantità di biomassa, a condizione naturalmente che il cippato abbia uno sbocco di mercato.

La cippatura può inserirsi prima o dopo l'esbosco nel ciclo di lavorazione:

- può essere eseguita sul letto di caduta, ma solo su terreni pianeggianti con pendenza massima del 20% e poco accidentati;
- lungo una pista forestale, a condizione che questa sia sufficientemente larga per consentire il movimento di macchina operatrice e dei mezzi ausiliari;
- quando le condizioni di lavoro non sono favorevoli, a causa dell'eccessiva pendenza o accidentalità del terreno, occorre esboscare tutta la pianta compresa la chioma secondo il metodo "a pianta intera-Full Tree System" utilizzando i trattori con verricello per limitate pendenze, o gru a cavo per pendenze superiori al 50%, mentre non è possibile adottare la tecnica dell'avvallamento, giunta all'imposto verrà eventualmente separata la porzione di legname da lavorare e poi cippato il tondame. Se all'imposto sono presenti assortimenti di legna più pregiati, con cui è possibile

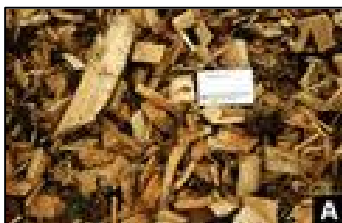
spuntare prezzi più alti in formato di legna a pezzi da ardere che in forma di cippato, si può prendere in considerazione l'idea di eseguire una selezione e separazione della biomassa legnosa.

Le **cippatrici** usate in selvicoltura sono sempre di tipo mobile, cioè montate su un telaio che può essere portato da un camion o da un trattore o trainato da un motore autonomo, specie quando la potenza richiesta è molto elevata. I modelli più grossi possono essere montati sul pianale di un camion e hanno sempre un motore autonomo, quello del camion invece è impiegato per azionare la gru incorporata che serve all'alimentazione. In ogni caso, il telaio sostiene un organo di taglio rotante (a disco, a tamburo e a vite senza fine), montato su cuscinetti a sfere, che riceve potenza attraverso una trasmissione a cinghie; la macchina è completata dagli apparati di alimentazione ed evacuazione.

Nelle cippatrici a disco l'organo di taglio è costituito da un pesante volano in acciaio su cui sono montati 2-4 coltelli, tutti in posizione radiale, una battuta regolabile funge da incudine e sostiene l'azione dei coltelli: la sporgenza dell'incudine può essere regolata manualmente per variare le dimensioni delle scaglie da produrre; in corrispondenza di ciascun coltello, il disco presenta piccole fessure attraverso cui passa il materiale tagliato; il disco ha un diametro minimo di 80 cm e ruota intorno a un asse orizzontale o inclinato di 40-45 gradi. Il legname da sminuzzare è sempre presentato ai coltelli in modo obliquo e viene tagliato a becco di flauto.

Nelle cippatrici a tamburo l'organo di taglio è costituito da un massiccio cilindro d'acciaio di diametro a partire dai 30 cm (cresce rapidamente nei modelli pesanti), che ruota intorno al proprio asse longitudinale, giacente su un piano orizzontale; i 2-4 coltelli sono montati sulla superficie esterna del cilindro, in posizione tangenziale. Anche in questo caso la sporgenza dell'incudine può essere regolata per variare le dimensioni delle scaglie. In genere è possibile montare un vaglio sotto il tamburo per aumentare l'omogeneità del cippato.

Nelle cippatrici a vite senza fine, l'organo di taglio è costituito da una spirale tagliente che ruota su un asse orizzontale: si tratta di un unico pezzo che non consente regolazioni della dimensione delle scaglie, che in genere è piuttosto elevata (50-80 mm di lunghezza); per questo motivo non è un sistema utilizzato comunemente. All'estero il materiale legnoso che ne deriva viene distinto dal cippato vero e proprio e chunk o spezzone.



Il cippato prodotto da una cippatrice a disco (A) generalmente ha una pezzatura più grossa rispetto a quello prodotto da una cippatrice a tamburo (B). (fonte CEB).

Esistono varie modalità di investimento e allestimento in merito alla scippatrice: molti operatori iniziano con una cippatrice azionata dal trattore, che costa poco ed è abbastanza versatile; questo accoppiamento infatti gode di una discreta mobilità e può circolare in bosco senza troppi problemi. Il limite principale sta nella potenza massima dei trattori offerti dal mercato, che in Italia non supera i 200 kW alla PTO. Chi si specializza e intende dotarsi di un'attrezzatura professionale, passa a una

cippatrice con motore autonomo , trainata o semovente; l'allestimento trainato è il più economico: consiste in una cippatrice accoppiata a un potente motore diesel e montata su un telaio a ruote, con o senza gru incorporata; il problema principale è la scarsa mobilità, che confina all'imposto la maggior parte degli allestimenti trainati. Le versioni semoventi offrono le migliori prestazioni: si tratta di macchine completamente indipendenti, che integrano in una sola unità tutti i componenti del cantiere, cioè cippatrice, motore, trattore e caricatore. Prezzo e ingombro sono inferiori a quello di tutti questi elementi presi separatamente. Il vero punto debole è la scarsa flessibilità operativa: una sminuzzatrice semovente può essere usata solamente per produrre cippato, perciò l'investimento è giustificato solo se sussiste un intenso impiego annuale.

La cippatrice semovente può avere come base un mezzo stradale o un veicolo fuoristrada (tutto-terreno) e la scelta deve essere fatta in base all'organizzazione del cantiere: un veicolo tutto terreno si adatta meglio a chi effettua gran parte del lavoro direttamente in bosco, mentre il camion è preferibile per chi deve coprire un gran numero di piccoli imposti sparsi.

La potenza richiesta dalle cippatrici varia con il diametro del materiale da sminuzzare, con la specie legnosa e l'umidità, secondo la seguente formula teorica, che si usa solo come riferimento generale di massima:

$$P = 0,74 \times D \times d \times n \times K$$

P = potenza necessaria in kW;

D = diametro massimo in cm;

d = coefficiente di densità, pari a 1 per le specie a legno tenero (conifere, salice e pioppo) e a 1,1 per quelle a legno duro (latifoglie in genere);

n = coefficiente di umidità, pari a 0,95 per materiale appena abbattuto, 1,00 per materiale con 2-3 mesi di stagionatura e 1,05 per materiale stagionato;

K = coefficiente di forza, che varia da 2 a 7, incrementando di un punto per ogni 5 cm di diametro del materiale da sminuzzare, a partire da 5 cm.

In base alla potenza impiegata, le cippatrici sono distinte in tre categorie:

1. piccole cippatrici : impiegano fino a 50 kW e lavorano diametri fino a 20 cm;
2. medie cippatrici : da 50 a 100 kW di potenza e possono trattare diametri fino a 30 cm;
3. cippatrici pesanti: superano i 130 kW, lavorano diametri maggiori di 30 cm e producono oltre 50 tonnellate al giorno. Le cippatrici industriali rientrano tutte in quest'ultima categoria.

Per alimentare la cippatrice è sempre meglio impiegare una gru montata sulla cippatrice o su una motrice separata, perché l'alimentazione manuale è lenta, faticosa e troppo pericolosa. La gru incorporata costa meno e occupa meno spazio, però una gru autonoma può essere impiegata per una maggior varietà di lavori, anche indipendenti dalla cippatura e può sempre piazzarsi nella posizione migliore per raggiungere agevolmente sia il legname sia l'imboccatura della cippatrice, spesso a metà strada tra i due, in modo da ottenere un maggior raggio d'azione; se si sceglie la gru autonoma si deve anche decidere se utilizzare un trattore o un caricatore semovente: il trattore costa meno e

consuma meno gasolio, mentre il semovente è più agile perché può operare senza gli stabilizzatori laterali.

Sarebbe opportuno, quando possibile, adottare una potente pinza doppia perché è molto efficace nella movimentazione di cimali espansi, compattandone la chioma. L'immissione del legname deve essere dosata accuratamente, per mantenere un ritmo di lavoro regolare che eviti intasamenti e forti variazioni del carico motore; i calci di ciascun fascio di legname immesso con una singola pinzata dovrebbero sovrapporsi alle punte di quello immesso con la pinzata precedente per almeno un terzo della lunghezza totale, così il legno solido dei calci e il pennacchio apicale arrivano insieme all'organo cippatore, che riceve una combinazione omogenea delle due differenti porzioni, inoltre in questo modo il legname solido svolge anche una funzione di incudine, favorendo una cippatura più completa di quello minuto e flessibile. È estremamente importante che, durante la manipolazione del legname, il gruista eviti di raccogliere terra o altro materiale non legnoso; i carichi molto sporchi devono essere agitati con la pinza prima dell'immissione, per scaricare terriccio e pietre.

I grossi rami dovrebbero essere sempre sezionati all'intersezione con il fusto. Questo lavoro deve essere eseguito dalla squadra che provvede all'abbattimento o da un assistente con motosega distaccato presso la cippatrice; la stessa unità deve occuparsi anche di lavorare i calci fortemente sciabolati, che tendono a incastrarsi nella bocca di alimentazione.

L'apparato di alimentazione di qualunque cippatrice è costituito da una bocca tronco-piramidale svasata verso l'esterno, che facilita l'entrata delle piante complete di rami. Il passaggio dalla bocca di alimentazione all'organo di taglio è ottenuto o per semplice caduta, o per trascinamento mediante rulli dentati azionati da motori idraulici: la prima modalità è tipica dei modelli semi-professionali più leggeri, mentre la seconda è impiegata su tutti i modelli professionali. Alcuni modelli impiegano un rullo trazione e uno folle, mentre altri preferiscono due rulli trazionati controrotanti che garantiscono un'alimentazione più uniforme che è sempre preferibile quando si vuole produrre cippato di qualità. Attualmente la tendenza è verso un allargamento costante della bocca di alimentazione, che spesso è rimpiazzata da un convogliatore mobile: questo semplifica il lavoro con le ramaglie sottili e con i pezzi molto corti, in quanto il gruista deve solo scaricare il materiale sul convogliatore e andare a raccoglierne un'altra pinzata mentre è il convogliatore che si occupa di imboccare la cippatrice. Purtroppo il convogliatore aumenta notevolmente le dimensioni, il peso e il costo della cippatrice.

La bocca di alimentazione può essere allineata con l'asse longitudinale della macchina o rimanere perpendicolare ad esso, particolare molto importante perché implica diverse modalità di lavoro: le versioni con bocca di alimentazione laterale sono le uniche che possono essere montate fra il trattore e il rimorchio e si prestano meglio alla cippatura di legname concentrato a bordo pista; la configurazione in linea, invece, è ideale per sminuzzare il legname disposto a file, o scaricato davanti alla macchina.

Altri problemi possono derivare da caratteristiche specifiche della biomassa: il legno secco produce molta polvere e si spezza facilmente, costringendo la gru a perder tempo per raccogliere i vari pezzi; il legno marcio e le foglie fresche tendono a soffocare la cippatrice, perché impastano le

aperture destinate a far passare il cippato attraverso l'organo di taglio, nel caso delle foglie la soluzione sarebbe semplice, basterebbe lasciarle appassire qualche giorno.

La durata dei coltelli dipende dal tipo di esbosco, dalla durezza di legname e dal suo livello di contaminazione: se il legno è esboscato a strascico, è molto sporco di terra e pietriccio; con il legno forte, uno stesso set di coltelli riesce a produrre 50-100 tonnellate prima di dover essere affilato: la durata delle lame aumenta con il pioppo, dove raggiunge facilmente le 200-300 tonnellate di cippato prodotto, perché è un legno più morbido e perché le cime di pioppo sono cippate direttamente sul terreno, senza dover subire un esbosco. Con le conifere si raggiunge in genere la stessa durata, a patto che l'esbosco non sia stato effettuato in condizioni eccessivamente difficili.

Esistono due alternative per l'apparato di evacuazione del cippato:

- il convogliatore è meno diffuso, perché è più ingombrante e in genere è inadatto a spazi ristretti, e aumenta il peso e il costo della scippatrice, tuttavia è molto affidabile, produce meno polvere e si intasa difficilmente;
- il collo d'oca invece alza molta polvere, in particolar modo quando si lavora legno secco, la ramaglia fine tende anche a intasarlo, soprattutto se la cippatrice è a disco, perché i rametti più sottili possono attraversare il disco relativamente intatti, andando a incastrarsi nel tubo di scarico. In qualche caso la causa è determinata dal tubo di scarico, perché troppo lungo, troppo stretto o troppo sinuoso, mentre le macchine che hanno tubi relativamente corti e dritti sembra siano meno soggette a intasamenti. Qualche cippatrice a tamburo è equipaggiata con una ventola ausiliaria montata all'inizio del collo d'oca, per facilitare l'evacuazione del cippato e sembra che consenta di formare carichi più compatti, perché immette il cippato con maggior forza dentro il cassone del camion. Se il cippato è caricato dall'alto, il collo d'oca deve essere orientabile così da distribuire il cippato su tutto lo spazio disponibile del cassone e anche la gittata deve essere regolabile per mezzo di un deflettore.

1.3.7 La fase di carico del cippato

La fase di scarico-carico del cippato presenta diverse alternative :

- il cippato può essere soffiato attraverso un getto d'aria compressa direttamente nel cassone di un camion, risparmiando il costo del carico; il lavoro può essere agevolato orientando il cassone, solo se ribaltabile, verso il getto della cippatrice, così da garantire un riempimento completo e ridurre al minimo la quantità di cippato versato a terra; lo scarico diretto consente di evitare il costo di attrezzature specifiche di movimentazione (bracci meccanici), ma richiede un'organizzazione perfetta, se si vogliono evitare lunghi tempi di attesa della cippatrice di grossa taglia per la mancanza di autocarri o per la ridotta capacità del cassone oppure degli autocarri

perché la cippatrice è troppo piccola; la disponibilità di autocarri dovrebbe essere bilanciata con la distanza di trasporto e la produttività della cippatrice dovrebbe essere bilanciata sulla capacità di



riempimento dei camion. Si calcoli che una cippatrice pesante è capace di riempire un autotreno in meno di un'ora, mentre una cippatrice di taglia media impiega oltre un'ora per riempire la sola motrice;

- doppia movimentazione: per evitare tempi di attesa di cippatrici o camion, si può soffiare il cippato a terra, in una zona dell'imposto che sia pulita e facilmente accessibile, per poi ricaricare il cippato sull'autocarro con una pala meccanica munita di benna frontale bivalve a cucchiaio sollevabile o con una gru, un braccio idraulico pesante applicato a un caricatore o a un trattore agricolo alla cui estremità la pinza per tronchi sarà sostituita con una benna per materiale, consentendo elevata flessibilità operativa. In genere è un sistema più rapido dello scarico diretto, soprattutto se la cippatrice è piccola; a volte conviene persino tenere un vecchio caricatore parcheggiato all'imposto, in modo che i camionisti possano iniziare a caricare da soli il proprio autocarro, evitando tempi d'attesa. Il tempo di carico è abbastanza ridotto, in genere inferiore a un'ora anche nel caso di autotreni. Oltre alla doppia movimentazione, lo scarico a terra presenta due ulteriori svantaggi: lo spazio rilevante perché occorre un imposto sufficientemente ampio da contenere i mucchi di cippato per consentire la manovra all'autotreno, alla gru e ai trattori provenienti dal bosco e l'alto rischio di contaminazione degli strati di fondo. La necessità di spazio può essere ridotta impiegando un piccolo bulldozer per costruire cumuli alti e compatti, così da concentrare grosse quantità di cippato entro imposti relativamente stretti. Per quanto riguarda la contaminazione, l'unica soluzione consiste nel lasciare a terra lo strato di fondo, che è troppo sporco per essere inviato in caldaia: ciò rappresenta una perdita, ma lo spreco è limitato e lo strato di chips lasciato sul terreno migliora comunque la transitabilità dell'imposto.

- l'uso di container scarrabili, deposti a bordo strada, combina i vantaggi di entrambi i metodi: quando il container è pieno, nel giro di 10 minuti il veicolo porta-container depone quello pieno e ne preleva uno vuoto. I container possono avere dimensioni variabili, ma le due taglie più comuni hanno rispettivamente capacità di 20 e 36 m³, questo metodo implica dunque manipolazione limitata ed eliminazione dei tempi di attesa, purtroppo però ciascun container costa intorno ai 5000€ e pesa circa 2 tonnellate, che vanno detratte dal carico utile. La sostituzione dei container richiede un certo spazio, che può mancare negli imposti più stretti, offre un certo vantaggio solo su distanze comprese tra i 15 e i 25 km, ma oltre i 25 km, il maggior carico trasportato dall'autocarro convenzionale diviene determinante e se ne sconsiglia l'uso quando la distanza di trasporto supera i 30 km.

1.3.8 Trasporto

Il trasporto consiste nella movimentazione dal luogo di produzione a quello di utilizzazione finale del legname esboscato. Nel caso in cui le distanze siano inferiori a 10 km circa il trasporto può essere eseguito con mezzi agricoli o forestali, altrimenti si ricorre ad autocarri o autotreni. Le Norme del Codice della strada in Italia, più severe che in altri Paesi Europei, impongono forti limitazioni alla circolazione dei mezzi normalmente impiegati per l'esbosco, per questo sulla rete

viaria di pubblico transito in genere non viene utilizzato l'aggregato trattore-rimorchio, ma l'autocarro, anche per brevi distanze a prescindere da considerazioni economiche.

Nel caso di tronchi lunghi si ricorre ad autoarticolati (fino a 13 m di lunghezza utile) o speciali mezzi detti grumier (fino a 18 m di lunghezza utile), che possono circolare sulle strade italiane solo se immatricolati all'estero, mentre normalmente per trasportare il cippato si ricorre a mezzi dotati di cassone di grande capacità volumica, data la bassa densità energetica della biomassa legnosa, come ad esempio autocarri a 3 assi dove la quantità di legname trasportabile sotto forma di cippato è circa equivalente a quella di un carico di tondelli di piccolo diametro pari a 10 t.

Il trasporto può incidere notevolmente sul costo totale del prodotto soprattutto per la bassa densità energetica della biomassa legnosa confrontata con i combustibili fossili; pertanto occorre massimizzarne l'efficienza, che dipende dal carico trasportabile a viaggio, dal tempo necessario a effettuare l'operazione (tempo di viaggio, tempo di carico e tempo di scarico) e dal costo orario del mezzo impiegato. Il carico trasportabile dipende dalla portata del veicolo, che normalmente varia fra le 3 t del trattore con rimorchio e le 30 t dell'autotreno.

Nel caso del cippato, occorre considerare la capacità volumetrica del veicolo, particolarmente importante quando occorre movimentare materiale leggero, tenendo presente che peso e ingombro totale del veicolo sono sottoposti a restrizioni legali: non bisogna superare le 44 t per il peso, i 18 m per la lunghezza, i 2,4 m per la larghezza e i 4,1 m per l'altezza. Bisogna poi anche tener conto del fatto che le dimensioni del veicolo si ripercuotono sulla maneggevolezza e quindi sulla sua capacità di operare in spazi ristretti, come le strade secondarie o le strade tortuose e strette di montagna.

Il carico trasportabile dipende anche dal tipo di materiale e più precisamente dalla sua densità sterica, rapporto tra l'ingombro totale e il peso del prodotto, che aumenta con la dimensione dei singoli pezzi e con la loro regolarità e che determina la capacità di utilizzare la portata massima del veicolo. Sotto il profilo tecnico, si fa riferimento a una ipotetica densità critica, definita come la densità del carico capace di utilizzare contemporaneamente tutta la portata e tutta la capacità volumetrica del veicolo: carichi meno densi impediscono di sfruttare completamente la portata del mezzo di trasporto, mentre carichi più densi consentirebbero l'uso di un veicolo più compatto: in tal senso cippato, trinciato e ramaglia, che sono tutti al di sotto della densità critica, sono incapaci di sfruttare completamente la portata dei mezzi stradali convenzionali e per questo devono essere trasportati da appositi veicoli muniti di estensioni particolari del cassone per aumentarne la capacità volumetrica.

Sull'entità del carico trasportabile incide fortemente anche il contenuto di umidità della biomassa legnosa che ne incrementa il peso e ne diminuisce il valore energetico. I combustibili solidi dovrebbero sempre essere pagati su base secca, proprio per evitare la consegna di materiale eccessivamente umido.

Il tempo di viaggio dipende dalla distanza da percorrere, dalla velocità del veicolo e dalle caratteristiche del percorso: trovando il miglior compromesso fra tutti tre non capita di rado di dover scegliere il tragitto più lungo ma più agevole. In alcuni casi, il viaggio a vuoto può essere

sfruttato per un trasporto addizionale. Il tempo di carico dipende dalla quantità di materiale da caricare e dalla modalità impiegata (a getto d'aria, doppia movimentazione, container scarrabili).

Il costo orario dipende da molti fattori, in particolare in funzione del tipo e della capacità del veicolo e l'abilità dell'addetto ai trasporti sta proprio nel selezionare il mezzo più adatto a ogni specifica situazione :

- trattore agricolo se la distanza non supera i 10-15 km (sola andata), se si vuol contenerne il costo entro i 10€/t fresca e se occorre abbinare la movimentazione in campo con il trasporto su strada, infatti il trattore agricolo veloce si muove bene in terreno vario e su strada superando facilmente i 60 km/h.. Il rimorchio di un trattore ha una capacità variabile da 3 a 8 t di cippato;
- autocarro porta-containers scarrabili: se non si superano i 25 km, sui percorsi intermedi, può essere una soluzione conveniente perché velocizza i trasferimenti di carico, oltre i 25 km il maggior carico trasportato dall'autocarro convenzionale diviene determinante; con questa soluzione si possono movimentare mediamente 9-12 t di cippato;
- autocarro: consente di trasportare il cippato fino a una distanza di 30 km allo stesso prezzo. Qualsiasi autocarro standard può essere adattato al trasporto del cippato tramite l'applicazione di un cassone smontabile; la quantità di legname trasportabile sotto forma di cippato da un autocarro a 3 assi è circa equivalente a quella di un carico di tondelli di piccolo diametro e pari a 10-13 t.
- autotreno: richiede una buona rete stradale e imposti sufficientemente ampi; rimane il sistema più economico e consente spostamenti su distanze superiori ai 50 km, permettendo il trasporto di 20-26 t di cippato.

1.3.9 La consegna e lo scarico dei combustibili legnosi

Lo scarico è la fase più rapida: tutti i veicoli adibiti al trasporto di materiale sciolto sono muniti di pianale ribaltabile e il cippato è scaricato tramite il semplice ribaltamento del cassone. I chips vengono solitamente distribuiti mediante autocarri o trattori che scaricano il combustibile direttamente nell'apertura del magazzino per ribaltamento del cassone.

E' opportuno prendere le seguenti precauzioni:

- lo scarico dovrebbe avvenire quando si reca il minor disturbo possibile ai cittadini residenti;
- devono essere presenti accorgimenti per evitare la caduta accidentale di persone nella fossa di stoccaggio del combustibile, in genere una griglia di acciaio è la migliore protezione, ma deve essere abbastanza larga per prevenire problemi di intasamento del combustibile (maglia di almeno 20x20 cm);
- prevedere un sistema di abbattimento delle polveri;
- rimuovere tutto il combustibile rimasto fuori dal magazzino in quanto tali residui costituirebbero un rifiuto, antiestetico e scivoloso ma soprattutto col tempo maleodorante a seguito del processo di degradazione.

1.4 Vantaggi della biomassa legnosa

La biomassa rappresenta quindi un immenso giacimento energetico potenziale perché capace di sostituire i combustibili fossili col vantaggio di essere una fonte rinnovabile. Essa non è infatti

destinata all'esaurimento se viene gestita correttamente ad esempio adottando una politica di gestione - sfruttamento razionale - valorizzazione del patrimonio forestale-boschivo. E' una risorsa ampiamente disponibile e diffusa in modo abbastanza omogeneo su tutto il Pianeta e facilmente reperibile, e se impiegata a livello locale, permetterebbe di approvvigionare 2,5 miliardi di persone attualmente ancora senza energia elettrica.

Per l'Italia la biomassa può rappresentare un passo decisivo verso la differenziazione del mix delle fonti energetiche e verso una minore dipendenza energetica dall'estero, su cui si basa l'80% del fabbisogno energetico nazionale.

Allo stato attuale si riescono a garantire alti rendimenti di combustione, fino all'80-90%, grazie anche alla possibilità di trasformare la biomassa in alcool o gas, con l'utilizzo di caldaie automatiche e di altre tecnologie e soluzioni impiantistiche ormai mature, analoghe a quelle impiegate per i combustibili fossili (centrali termiche con turbine a gas o a vapore), evitando alti costi di riconversione, adattamento o riconfigurazione.

Lo sfruttamento della biomassa a scopo energetico è perfettamente in linea con il Protocollo di Kyoto per la riduzione delle emissioni di gas serra, in particolare della CO₂, comporta un ridotto impatto ambientale, non nullo. Bruciare legna ha in pratica un bilancio nullo sul ciclo della CO₂ e contribuisce a ridurre l'effetto inquinante dei gas serra prodotti dai tradizionali combustibili fossili, con positive ricadute ambientali e sulla qualità dell'aria in ambito mondiale, anche se è opportuno precisare taluni considerano valide tali affermazioni solo nel caso di popolamenti maturi. Le emissioni inquinanti ascrivibili alla conversione energetica della biomassa sono nettamente al di sotto dei valori comunemente registrati usando combustibili fossili; infine la combustione di biomassa non produce SO_x e con le nuove caldaie automatiche il quantitativo di CO è generalmente inferiore ai 50 mg/m³ e le polveri sono inferiori a 200 mg/m³.

Aspetti economici

Il principale vantaggio economico del combustibile legno, in tutte le sue forme (tronchetti, cippato, pellets), rispetto alle fonti fossili è quello di offrire prezzi più contenuti per caloria prodotta. La biomassa al momento non rappresenta ancora una risorsa strategica come i combustibili fossili in via di esaurimento e soprattutto perché è esente da tassa di fabbricazione e da altre imposte. Nei diagrammi e nelle tabelle seguenti alcuni dati di confronto.

Figura 1.4.1 Prezzo dei combustibili (Ambienteitalia)

Combustibile	Prezzo combustibile [€/kg]
Biomassa	
Scarti di produzione (trucioli, segatura...) destinati ad impianti di teleriscaldamento	0,035
Scarti di produzione destinati ad impianti privati (a seconda della qualità)	0,03 – 0,06
Legna in pezzi consegnata a domicilio	0,08– 0,11
Legna in pezzi acquistata all'imposto	0,045 – 0,055
legna	0,7-0,13
cippato	0,02 -0,10

briquettes	
pellets	0,21-0,26
Metano	
Petrolio	63-71 \$/ barile
Gasolio	
Benzina	

Figura 1.4.2 Costo del calore (CEB)

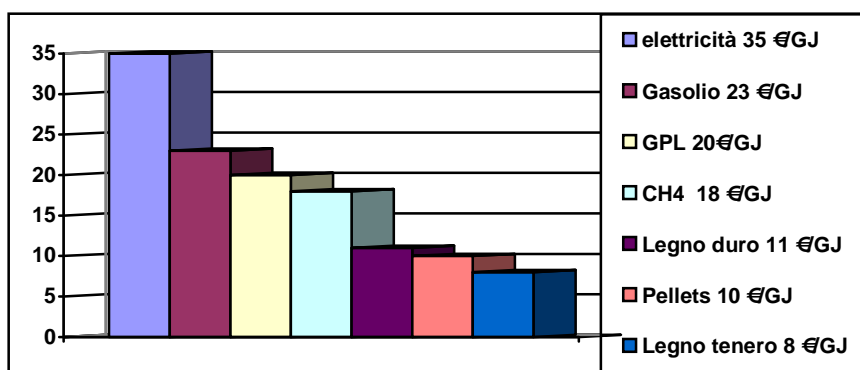


Figura 1.4.3 Costo di produzione energia elettrica (Energialab)

Combustibile	Costo di produzione di energia elettrica [cent €/kWh]
Cofiring biomassa	2,1
Carbone	2,3
gas naturale in ciclo combinato (TG-TV)	4-5
Sistemi futuri di gassificazione biomassa	5
Combustione biomassa	9

L'utilizzo di biomassa legnosa può effettivamente garantire benefici economici, sociali ed ambientali alla Comunità, specie in zone marginali come quelle montane e rurali, affette da spopolamento e da disgregazione del tessuto sociale per la carenza di opportunità di reddito soddisfacenti : la Politica Agraria Comunitaria (PAC) sta incentivando lo sfruttamento di terreni marginali abbandonati o poco produttivi, elargendo contributi pari a 45 €ettaro, per produrre colture energetiche o specie forestali a ciclo breve (SRF), creando così opportunità di occupazione attraverso la realizzazione di filiere biomassa-energia e attraverso la riscoperta di luoghi solitari e dei boschi. Ginterventi migliorativi volti allo sfruttamento razionale del patrimonio boschivo, fondamentali per poter trattare la biomassa legnosa come una fonte rinnovabile, garantiscono inoltre buona qualità dei boschi e dei sottoboschi, preservandoli dall'abbandono e quindi dal degrado, prevenendo anche il dissesto idrogeologico, le frane e gli incendi e infine proteggendo l'habitat della fauna selvatica, aiutandone la sopravvivenza e il ripopolamento.

Un importante vantaggio economico è il rafforzamento della capacità regionale di acquisto derivante dall'uso della biomassa: questo guadagno non è così evidente quando l'impianto viene costruito, ma fa sentire il suo peso quando è in funzione, perché il sistema di produzione e

sfruttamento locale della biomassa trattiene sul posto i capitali spesi dagli utenti per il riscaldamento che, specie in zone montane, sono di entità non trascurabile.

1.5 Aspetti critici dello sviluppo delle biomasse legnose a scopo energetico

I motivi che bloccano la diffusione dell'impiego della biomassa a scopo energetico sono per lo più riconducibili ad una ancora scarsa convenienza economica dovuta a :

- mancanza di strutture di collegamento tra ricerca, industria ed Amministrazioni Pubbliche e carenza di una precisa programmazione, di una strategia nazionale e di un piano operativo di settore che si congiunga agli aspetti ambientali, agricoli, forestali, rurali e dei trasporti, il che comporta serie difficoltà nelle procedure autorizzate spesso troppo lente e complicate;
- inadeguatezza degli strumenti di mercato: non si è ancora in grado di creare una domanda sufficientemente ampia atta ad incentivare l'interesse e l'investimento economico nel progetto biomasse perché l'opinione pubblica non è stata adeguatamente informata sui benefici economico-sociali che potrebbe trarne;
- bassa densità energetica: la biomassa a parità di energia prodotta implica un maggiore ingombro e peso rispetto agli altri combustibili fossili e all'idrogeno, il che si traduce in un maggiore impegno e in più onerosa movimentazione dei mezzi di trasporto. Per non compromettere i benefici di basso costo della materia prima, occorre contenere il consumo di gasolio dei mezzi di esbosco e di trasporto, che è direttamente proporzionale alla distanza da coprire rispettivamente fra punto di prelievo e l'imposto e fra punto di raccolta e impianto. Sarebbe opportuno minimizzare anche il consumo dei mezzi di produzione (taglio, spaccatura / sminuzzatura della legna), proporzionale alla quantità di legna da trattare e al regime di produttività desiderato, poiché nel calcolo complessivo delle emissioni di filiera bosco-legno-energia anche i mezzi di produzione danno un contributo non trascurabile. Affinché un impianto a biomassa si riveli vantaggioso dal punto di vista economico ed ambientale è necessario minimizzare soprattutto le distanze di trasporto tra il punto di approvvigionamento e l'impianto: secondo AIEL (Associazione Italiana Energia Legno) sarebbe opportuno in Italia non superare i 30-40 km. Le migliori condizioni economiche si hanno perciò quando la biomassa è prodotta e sfruttata a livello locale, meglio ancora se in un territorio che garantisce abbondanza e continuità di produzione di biomassa anche da scarto agro-industriale (cartiere, segherie) come accade nel contesto alpino.
- iniziale costo di investimento non trascurabile per la complessità degli impianti per la combustione del legno generalmente superiore rispetto a quella degli impianti per la combustione delle fonti fossili (carbone, gasolio o gas).

Figura 1.5.1 Caratteristiche varie tipologie di impianto (Ambienteitalia)

Impianto termico da 100 kW di riscaldamento	CHIPS	PELLET	GASOLIO	METANO
Potenza caldaia [kW] per riscaldamento	100	100	100	100
Costo caldaia e installazione [€]	12500	12500	5500	4500
Costo opere civili	10000	8500	4500	4000
Totale investimento	22500	21000	10000	8500

Figura 1.5.2 Costi d'investimento. costi al netto del tasso di sconto sul capitale, considerando il cambio 1€= 1,31 \$. USC: ultrasupercritico; CC: ciclo combinato; nc: non confrontabile per taglia.

Fonte	Costi di investimento [\$/kW]	Costi di investimento [€/kW]	Tempo costruzione [anni]
Gas CC	380-590	290-450	2-3
Eolico (nc)	800-1000	615-770	1
Carbone USC	1200-1500	920-1150	4-5
Nucleare	1750-2000	1350-1550	6-11
Biomassa	2200-2400	1850	5-8

(fonti: IEA, 2001; IPSEP 2001, Macchi, 2003; MIT, 2003; EIA-DOE 2004 e 2005, UoC 2004; NEA-IEA 2005; GP 2005)

Al più basso costo del combustibile si contrappone il più alto costo delle caldaie e in genere delle tecnologie per lo sfruttamento della biomassa, essendo una miscela variabile in essenze legnose, pezzatura e grado di umidità; tuttavia il risparmio economico durante la vita dell'impianto dovuto agli inferiori costi del combustibile è comunque in grado di controbilanciare e di ripagare abbondantemente il maggior costo sostenuto per l'acquisto e installazione di una centrale a cippato. Il tempo di ritorno dell'investimento, in assenza di contributo pubblico all'acquisto dell'impianto (che può ammontare fino al 30% a fondo peduto), è generalmente tra i 4 e gli 8 anni, a seconda della tecnologia scelta, della scala dell'intervento (le tre dimensioni di riscaldamento domestico, collettivo e teleriscaldamento), e del livello di consumo. La durata degli impianti è normalmente fissata a 15 anni, per cui il guadagno economico nel riscaldamento a cippato è garantito, anche se non immediato.

Per realizzare il definitivo salto di qualità del sistema biomasse da un mercato di nicchia e assistito ad un solido e stabile sistema competitivo ed organizzato, occorre selezionare, tra le tante possibili opzioni, le filiere energetiche di successo, caratterizzate da maturità tecnologica, compatibilità ambientale, sicura accettabilità sociale, elevato indice di fattibilità economica e di profittabilità, quali :

- energia termica per usi domestici ed industriali;
- energia elettrica da co-combustione e in cogenerazione;
- biocombustibili liquidi e gassosi per autotrazione.

Occorre attivare una domanda stabile, sia tramite un'adeguata campagna informativa e promozione, sia tramite la standardizzazione dei prodotti finali (con particolare riferimento ai biocombustibili) allo scopo di dare stabilità al mercato, adeguate garanzie ai consumatori e speranze di reddito agli imprenditori che intendano avventurarsi nel progetto biomasse.

Benché oggi nel 2007 esistano vari programmi che direttamente o indirettamente mirano alla valorizzazione delle biomasse legnose forestali, a livello europeo il programma ALTENER e a livello nazionale il programma PROBIO e si siano compiuti passi importanti nella promozione della biomassa come fonte di energia, l'Italia è ancora in una condizione di scarso sviluppo. Nonostante l'elevato potenziale di cui dispone, stimato intorno ai 27 Mtep, il consumo attuale di energia

primaria da biomasse legnose è di circa 5 milioni di Tep, pari al 27% dell'energia ricavata da fonti rinnovabili. Il 90% di tale consumo è rappresentato da utenze calore, principalmente di carattere domestico e servite per lo più (circa il 78%) da dispositivi tradizionali con bassa efficienza di conversione quali caminetti e stufe.

(fonte : ITABIA – presentazione EIMA 2006 presso l'Ente Fiera di Bologna).

2 La filiera cippato

2.1 Ipotesi e metodologia

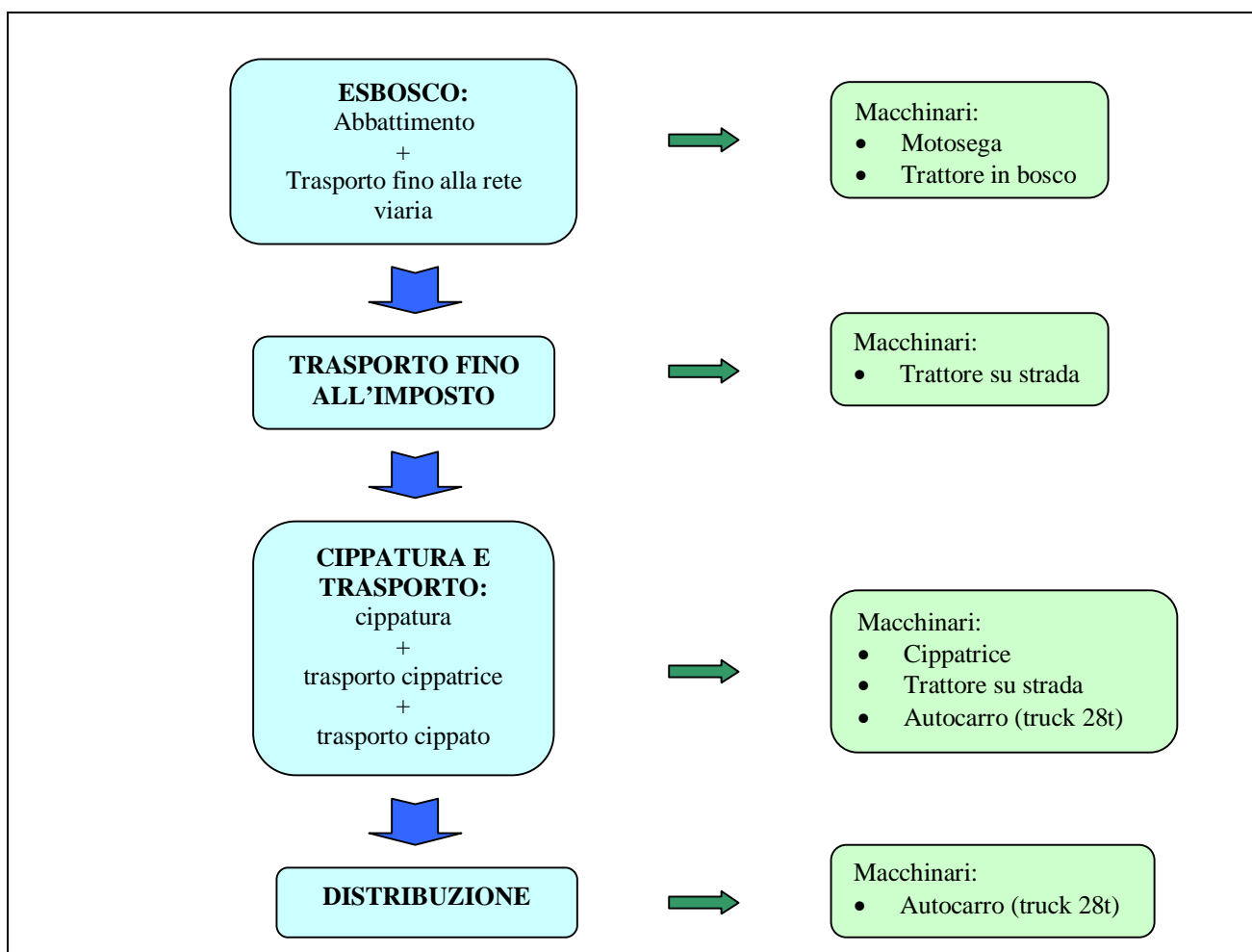
La filiera studiata è costituita da 4 fasi:

1. Fase di esbosco: abbattimento e trasporto in bosco fino alla rete viaria.
2. Fase di trasporto del tal quale dalla pista forestale al punto di stoccaggio intermedio (imposto)
3. Fase cippatura e trasporto cippato-cippatrice: questa fase comprende la coppatura, il trasporto della cippatrice e il trasporto del cippato dall'impianto all'imposto;
4. Fase di distribuzione: trasporto del cippato dall'impianto di stoccaggio all'utilizzatore finale.

Il sistema è dimensionato sulla base di un'ipotesi di filiera che serve un'utenza caratterizzata da una potenza installata complessiva inferiore a 1 Mw termico.

Nell'analisi del ciclo di vita si trascura l'impianto di stoccaggio, perché si considera uno stoccaggio del cippato all'aperto, perciò i consumi sono minimi e trascurabili. L'analisi de LCA viene fatta per la produzione di 1 t di cippato, considerando per il cippato un peso specifico di $0,250 \text{ t/m}^3$ e per la legna di $0,5 \text{ t/m}^3$, si ottiene 1t di cippato da 2 t di tal quale. Nella figura 1.1.1 è rappresentato il diagramma di flusso della filiera.

Figura 2.1.1 Distanza dal punto di abbattimento alla rete viaria per le tre fasce



Di seguito verranno descritte le varie fasi e le ipotesi fatte.

2.1.1 1 Fase: Esbosco

La fase di esbosco è costituita dall'abbattimento degli alberi e dalla fase di trasporto del tal quale lungo la pista forestale fino alla rete viaria. Per l'abbattimento si considerano le prime 3 fasce di accessibilità descritte nel rapporto conclusivo del progetto di ricerca 2006/2007 "CO₂ Gestione forestale, lotta ai cambiamenti climatici e utilizzo energetico delle biomasse forestali".

L'abbattimento è uguale in ogni fascia, mentre il trasporto fino alla pista forestale è diverso per ogni fascia, di seguito verranno spiegate l'abbattimento e le tipologie di trasporto per le tre fasce.

2.1.1.1 Abbattimento

Si è ipotizzato che per l'abbattimento si utilizza la motosega 575 della Husqvarna. Questa macchina consuma 2,35 l/h (dato fornito dal fornitore) e supponendo che si raccolgano 1,38 t/h di legna (dato da letteratura, fonte "Produzione ed uso energetico del legno nell'azienda agricola" AIEL) si ottiene un consumo di 1,7 l/t. Sapendo che il peso specifico del gasolio è 0,833 kg/l si ottiene:

$$0,833 \text{ kg/l} * 1,7 \text{ l/t} = 1,416 \text{ kg/t}$$

Questo materiale è stato aggiunto nel sistema Simapro 6, come indicato in figura 4. Per i nuovi materiali nel sistema Simapro è necessario indicare il consumo e le emissioni. In questo studio le emissioni prodotte sono state calcolate come descritto nel capitolo 6.

2.1.1.2 Trasporto fino all'imposto

La distanza percorsa dal punto di abbattimento alla pista forestale e il modo/mezzo variano nelle diverse fasce considerate.

In fascia 1 e in fascia 2 il trasporto può essere effettuato con un trattore con rimorchio sia in bosco che sulla pista forestale.

Nella fascia 3 l'accessibilità è minore rispetto alle fasce precedenti, e l'esbosco avviene utilizzando una gru a cavo mobile per trasportare la legna fino alla pista forestale e da questa fino alla rete viaria viene utilizzato il trattore, come per le fasce precedenti. In questo studio è stata utilizzata la gru a cavo della Valentini snc mod. V550/M/2.

La distanza media da coprire con la gru a cavo è di 284 m, la velocità della fune è di 1,4 m/s, perciò il tempo necessario per ogni viaggio è di 0,056 h. Sapendo che la gru trasporta 6 t di legna per ogni viaggio e che la potenza del motore è di 58 kWh, si ottiene che l'energia necessaria per trasportare 1 t di legna è 1.945 MJ. Il carburante utilizzato è il diesel.

Si è supposto che la gru a cavo rimanga in bosco per 6 giorni e che lavori 6 ore al giorno, al termine di questo periodo la gru viene trasportata all'impianto. Considerando la produzione oraria di abbattimento (1,38 t/h), la produzione di legna fresca per questo periodo è di 50 t. Nella fase di

esbosco si considera anche il trasporto della gru a cavo considerando una distanza di andata e ritorno e rapportando tutto ad 1 tonnellata.

Il trasporto sulla pista forestale della legna fresca per le tre fasce viene effettuato con un trattore SAME dotato di rimorchio. La capacità di questi rimorchi varia da 3 a 8 t. Visto che il trattore deve percorrere una parte di strada carrabile e che il trasporto massimo consentito per i trattori su queste strade è di 3,5 t, nel mio studio ho ipotizzato che vengano trasportate 3,5 t di tal quale. Il consumo del trattore è di 14,52 l/h, supponendo una velocità di 10 km/h si ottiene un consumo di 1,452 l/km. Per ogni viaggio si considera una distanza di andata e ritorno e le emissioni relative a 1 t di tal quale. La distanza percorsa in bosco dal trattore varia nelle tre fasce come indicato nella tabella seguente.

Figura 2.1.2 Distanza dal punto di abbattimento alla rete viaria per le tre fasce

FASCIA	DISTANZA MEDIA CARICO COMPLESSIVO (3,5 t)	DISTANZA MEDIA COMPLESSIVA (Andata e ritorno)
1 FASCIA	0,083 Km	0.166 km
2 FASCIA	0,243 km	0.486 km
3 FASCIA	0,243 km	0,486 km

Il trattore e la gru a cavo sono stati aggiunti nel sistema Simapro, i consumi sono stati forniti dai fornitori delle due macchine e le emissioni prodotte sono state calcolate come descritto nel capitolo 6.

2.1.2 2 Fase: trasporto del tal quale fino all'imposto

Il trasporto su strada del tal quale viene effettuato con lo stesso trattore usato in bosco (trattore SAME) dotato di rimorchio. Anche per questa fase si considera un carico di 3,5 tonnellate di legna fresca, sapendo che il consumo del trattore è di 14,52 l/h e supponendo una velocità di 30 km/h, si ottiene un consumo di 0,484 l/km. Per ogni viaggio si considerano una distanza di andata e ritorno e le emissioni relative a 1 t di tal quale.

La distanza percorsa su strada fino all'imposto è uguale per le tre fasce ed è 2,61 km.

2.1.3 3 Fase: Cippatura e trasporto cippato – cippatrice dall'imposto all'impianto

2.1.3.1 Cippatura

La cippatura avviene negli imposti, luoghi di stoccaggio all'aperto della legna. La trasformazione del tal quale in cippato avviene con una cippatrice della Pezzolato 700/660 con motore Iveco 220 HP. Questa macchina ha un consumo di 1,5 l/h e una produzione oraria di 40 m³/h, perciò considerando il peso specifico del cippato (0,25 t/m³) si ottiene:

$$1,5 \text{ l/h} \div 40 \text{ m}^3/\text{h} = 0,0375 \text{ l/m}^3$$

$$0,0375 \text{ l/m}^3 \div 0,25 \text{ t/m}^3 = 0,15 \text{ l/t}$$

Considerando un'intera giornata lavorativa (8h) si producono 80 t/giorno

$$40 \text{ m}^3/\text{h} * 8 \text{ h} = 320 \text{ m}^3 = 320 * 0,25 = 80 \text{ t/giorno}$$

2.1.3.2 Trasporto cippatrice dall'impianto all'imposto

Il luogo di deposito della cippatrice coincide con il luogo di stoccaggio finale del cippato (impianto), mentre la cippatura avviene negli imposti. Nell'Appennino ci sono diversi imposti e si è ipotizzato che la distanza media tra il luogo di stoccaggio e gli imposti varia da 10 a 30 km, l'analisi delle emissioni è stata fatta per 10 km, 20 km e 30 km.. Si considera un percorso di andata e ritorno.

La cippatrice viene trasportata da un trattore SAME, supponendo una velocità di 30 km/h si ottiene un consumo di 0,484 l/km. Anche per questa fase si considerano le emissioni relative a 1 t di cippato, sono state calcolate le emissioni relative ad 1 t, considerando la produzione giornaliera di 80 t di cippato e i km totali percorsi dalla cippatrice. Nella tabella seguente sono indicati i valori relativi alle tre distanze scelte.

Figura 2.1.3 km percorsi dalla cippatrice e relativi ad 1 t di cippato

tonnellate giornaliere di cippato	km relativi ad 1 tonnellata		
	Distanza 10 km	Distanza 20 km	Distanza 30 km
80	0,25	0,5	0,75

2.1.3.3 Trasporto cippato dall'impianto all'imposto

Questa fase è caratterizzata dal trasporto del cippato dall'imposto al luogo di stoccaggio mediante un autocarro da 28 t, caratterizzato da un fattore di carico del 47%. Il fattore di carico dipende dal peso specifico del cippato. La distanza percorsa è la stessa del trasporto della cippatrice (10, 20, 30 km).

Per ogni viaggio si considerano una distanza di andata e ritorno e le emissioni relative a 1 t di cippato.

2.1.4 Distribuzione

Questa fase è caratterizzata dal trasporto del cippato dall'impianto all'utente finale mediante un autocarro da 28 t, caratterizzato da un fattore di carico del 47%. Il fattore di carico dipende dal peso specifico del cippato. Si è ipotizzato che la distanza percorsa sia di 20 km.

2.2 Le macchine della filiera

2.2.1 La motosega 575 - Husqvarna

Le caratteristiche tecniche della motosega 575 della Husqvarna sono riportate in tabella 6.1.1

Figura 2.2.1 Caratteristiche tecniche motosega

Caratteristiche tecniche
575XP
Motore
Cilindrata, cm ³ 73,5
Alesaggio, mm 51

Corsa, mm 36
 Regime del motore al minimo, giri/min 2700
 Potenza, KW 4,0/9600
 Sistema di accensione
 Marca del sistema di accensione SEM
 Tipo dell'accensione CD
 Candela NGK BPMR 7A/ Champion RCJ 7Y
 Distanza all'elettrodo, mm 0,5
 Carburante, lubrificazione
 Marca del carburatore Zama
 Tipo di carburatore C1M-EL28
 Capacità serbatoio carburante, litri 0,7
 Capacità pompa dell'olio a 9000 giri/min, ml/min 5-22
 Capacità serbatoio olio, litri 0,40
 Tipo di pompa dell'olio Automatico
 Peso
 Motosega senza lama e catena, a secco, kg 6,8
 Emissioni di rumore
 Livello potenza acustica, misurato dB(A) 114
 Livello potenza acustica, garantito LWAdB(A) 115
 Livelli di rumorosità
 Pressione acustica equivalente all'orecchio dell'operatore, misurata secondo le vigenti norme internazionali, in dB(A) 106
 Livelli di vibrazioni
 Impugnatura anteriore, m/s² 3,2
 Impugnatura posteriore, m/s² 3,4
 Lama/catena
 Lama di lunghezza standard, pollici/cm 18"/46
 Lunghezze raccomandate della lama, pollici/cm 15-28"/38-71
 Lunghezza di taglio effettiva, pollici/cm 14-27"/35-69
 Partitura, pollici/mm 3/8" /9,52
 Spessore della maglia di trazione, pollici/mm 0,058/1,5
 Tipo di puleggia/numero di denti Rim/7
 Velocità della catena alla potenza massima, m/secondo 21,4

Il carburante utilizzato è la benzina e il consumo è di 2,35 l/h.

2.2.2 Gru a cavo

Figura 2.2.2 Caratteristiche tecniche gru a cavo

GRU A CAVO TIPO MOBILE V 550/M/2

PORTANTE

- lunghezza fune 550 m
- diametro fune 18 mm
- potenza tiro ~ 8 t
- velocità tiro 1,4 m/s

TRAENTE

- lunghezza fune
- diametro fune
- potenza tiro
- velocità tiro

RITORNO

- lunghezza fune
- diametro fune
- potenza tiro

- velocità tiro VERRICELLO DI MONTAGGIO a richiesta 1400 m ø 5 mm / 1,0 t CONTROVENTATURE 4 x 60 m ø 14 mm azionate idraulicamente POTENZA MOTORE 2300 min ⁻¹ raffreddato ad aria 57 kW TORRE altezza 9 m Ripieghevole idraulicamente DIMENSIONI - larghezza 2,2 m - lunghezza 4,9 m - altezza in fase di trasporto 2,95m PESO cpl. con funi e asse trainante 6,8 t Possibilità di abbassamento veloce della portante di serie

2.2.3 Cippatrice

Figura 2.2.3 Caratteristiche tecniche cippatrice

CARATTERISTICHE TECNICHE Potenza Motore diesel Iveco 220 HP Produzione oraria 40/50 m ³ /h Consumo 1,5 l/h Potenza minima trattore 120 HP Diametro massimo scippabile 370 mm Passaggio massimo materiale in entrata 640 * 370 mm Coltelli n° 4 Diametro tamburo 660 mm Larghezza tamburo 700 mm Peso tamburo 841 kg Larghezza catena inferiore 690 mm
--

3 La filiera pellet

3.1 Ipotesi e metodologia

La filiera studiata è costituita da 5 fasi:

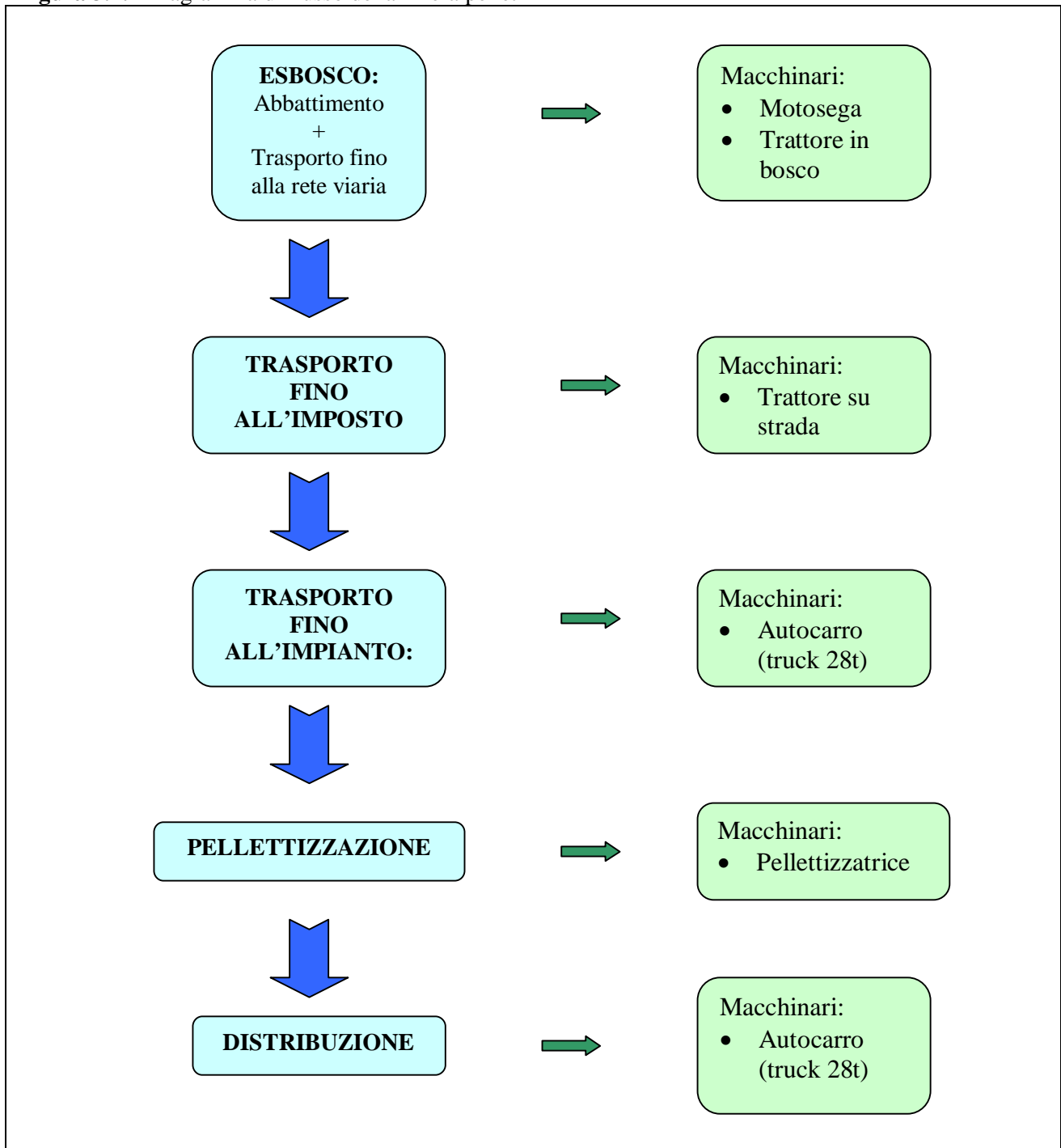
1. Fase di esbosco: abbattimento e trasporto in bosco fino alla rete viaria.
2. Fase di trasporto del tal quale dalla pista forestale al punto di stoccaggio intermedio (imposto)
3. Fase trasporto del tal quale: trasporto della legna da imposto ad impianto
4. Fase pellettizzazione: la pellettizzazione avviene nell'impianto
5. Fase di distribuzione: trasporto del pellet dall'impianto di stoccaggio all'utilizzatore finale.

Il sistema è dimensionato sulla base di un' ipotesi di filiera che serve un'utenza caratterizzata da una potenza installata complessiva inferiore a 1 MW termico.

Nell' analisi del ciclo di vita si trascura l'impianto di stoccaggio, come la filiera del cippato per avere le due filiere il più simile possibile, perciò i consumi di questa fase vengono trascurati. Inoltre si vogliono confrontare i risultati di questo filiera con la filiera della produzione di 1 t di cippato descritta nel paragrafo precedente. Si è scelta la quantità di 0,787 t di pellet, perché questa quantità, considerando per il pellet un potere calorifico (p.c.i) di 4.7 kWh/kg e per il cippato un p.c.i di 3.7 kWh/kg, produce la stessa energia di 1 t di cippato.

Nella figura 3.1.1 è rappresentato il diagramma di flusso della filiera.

Figura 3.1.1 Diagramma di flusso della filiera pellet



Di seguito verranno descritte le varie fasi e le ipotesi fatte.

3.1.1 1 Fase: Esbosco

La fase di esbosco è la stessa della filiera del cippato. In questa filiera si considera solamente la fascia 2. La quantità di tal quale utilizzata è quella necessaria per produrre 0,787 t di pellet, quindi considerando il peso specifico della legna (0,5 t/m³) e del pellet (0,6 t/m³), si ottengono 0,656 t di tal quale.

3.1.2 2 Fase: trasporto del tal quale fino all'imposto

Il trasporto del tal quale avviene con le stesse metodologie e ipotesi della filiera cippato.

3.1.3 Trasporto del tal quale dall'imposto all'impianto

Questa fase è caratterizzata dal trasporto del tal quale dall'imposto al luogo di stoccaggio mediante un autocarro da 28 t, per il fattore di carico si considera il peso specifico della legna ($0,5 \text{ t/m}^3$). Si ipotizza per questa filiera che la distanza sia di 20 km.

Per ogni viaggio si considerano una distanza di andata e ritorno e le emissioni relative a 0,787 t di pellet.

3.1.4 Pellettizzazione

La pellettizzazione avviene nell'impianto. Si suppone che la trasformazione del tal quale in pellet avvenga con una pellettizzatrice della Maxkila BS/100. Questa macchina ha un consumo di energia elettrica di 37 kWh e una produzione oraria di 120 kg/h, perciò in 8,3 h si produce 1 t di pellet e il consumo per 1 t è 1105,5 MJ. Anche per questa fase si considerano le emissioni e i consumi per la produzione di 0,787 t di pellet.

3.1.5 Distribuzione

Questa fase è caratterizzata dal trasporto del pellet dall'impianto all'utente finale mediante un autocarro da 28 t, il fattore di carico dipende dal peso specifico del pellet ($0,6 \text{ t/m}^3$). Si è ipotizzato che la distanza percorsa sia di 20 km.

3.2 Le macchine della filiera

In questa filiera vengono utilizzate le stesse macchine della filiera del cippato, l'unica differenza è l'utilizzo della pellettizzatrice al posto della scippatrice. Nel seguente paragrafo viene descritta solo la pellettizzatrice, per le altre macchine si veda il paragrafo 2.2

3.2.1 Pellettizzatrice

Figura 3.2.1 Caratteristiche tecniche pellettizzatrice

CARATTERISTICHE TECNICHE Impianto produzione Pellet mod.BS/100

- Da legno Verde al 50% di umidità, produzione oraria 100/150 kg a ciclo continuo 24 ore su 24
- Con materiale secco tasso di umidità al 14%, produce 250 kg/h solo nel ciclo di 8 ore giornaliere.
- Lubrificazione automatica della macchina.
- Pellet diametro mm.6x20.
- Motore principale 37 kW, volt.380/50 Hz.
- **NON NECESSITA ESSICCATOIO.**
- Materiale che può essere trasformato in Pellet: Mais, Riso, Potature di ogni genere, Trucioli segatura, Sansa vergine. 80% di Umidità'.
- Anche inserendo prodotto con 80% di umidità i pellet saranno al 14% di umidità'.
- Personale necessario n.2.
- Locale dimensioni mq.100.

Composizione Tecnica dell'Impianto:

- N.1 Mulino raffinatoro con produzione di $7 \text{ m}^3/\text{h}$, kW 7,5.
- N.1 Deferizzatore con elettrocalamita per estrarre eventuali particelle in ferro.
- N.1 Caricatore dosatore della macchina con motore kW 1,5.
- N.1 Vibro vaglio per la pulitura del Pellet prodotto finito, con motore kW 0,5.

- N.1 Nastro trasportatore Pellet finito, con motore kW 1,5.
- N.1 Silos per contenere Pellet completo struttura capacita' m³ 4,8.
- N.1 Confezionatrice volumetrica con capacita' prodotto finito a 12% di umidita' in buste da 15/20 kg.
- N.1 Quadro elettrico comandi elettrici PLC a normativa, completo di tutti i collegamenti ai vari punti motorizzati.

4 La filiera pellet da scarti di segheria

4.1 Ipotesi e metodologia

Questa filiera è diversa rispetto alle precedenti, è costituita solamente da tre fasi:

1. Fase trasporto segheria impianto;
2. Fase pellettizzazione: la pellettizzazione avviene nell'impianto;
3. Fase di distribuzione: trasporto del pellet dall'impianto di stoccaggio all'utilizzatore finale.

In questa filiera, come in genere prevede la metodologia LCA, non vengono considerati l'approvvigionamento e il trasporto della legna alla segheria e tutto il processo di lavorazione, perché gli scarti vengono considerati come rifiuto e questo studio viene fatto per valorizzare e recuperare gli scarti, che altrimenti verrebbero conferiti in discarica.

Il sistema è dimensionato sulla base di un'ipotesi di filiera che serve un'utenza caratterizzata da una potenza installata complessiva inferiore a 1 MW termico.

Nell'analisi del ciclo di vita si trascura l'impianto di stoccaggio come le due filiere precedenti. Si considera la quantità di scarti da segheria necessaria per produrre 0,787 t di pellet, considerando il peso specifico del pellet (0,6 t/m³) e quello degli scarti (0,2 t/m³) si ottengono 0,26 t di scarti.

Si considera che gli scarti di segheria siano costituiti da:

- Corteccia
- Trucioli/Ritagli
- Segatura

4.1.1 1 Fase: trasporto degli scarti fino all'impianto

Questa fase è caratterizzata dal trasporto degli scarti dalla segheria all'impianto mediante un autocarro da 28 t. Il fattore di carico è determinato dal peso specifico degli scarti (0,2 t/m³). Si ipotizza per questa filiera che la distanza segheria impianto sia di 20 km.

Per ogni viaggio si considerano una distanza di andata e ritorno e le emissioni relative a 0,26 t di scarti.

4.1.2 Pellettizzazione

La pellettizzazione avviene negli impianti. Si suppone che la trasformazione del tal quale in pellet avvenga con una pellettizzatrice della Maxkila BS/100. Questa macchina ha un consumo di energia elettrica di 37 kWh e una produzione oraria di 250 kg/h, perciò in 4 h si produce 1 t di pellet e il

consumo per 1 t è 532,796 MJ. Anche per questa fase si considerano le emissioni e i consumi per la produzione di 0,787 t di pellet.

4.1.3 Distribuzione

Questa fase è caratterizzata dal trasporto del pellet dall'impianto all'utente finale mediante un autocarro da 28 t, il fattore di carico dipende dal peso specifico del pellet ($0,6 \text{ t/m}^3$). Si è ipotizzato che la distanza percorsa sia di 20 km.

5 Calcolo delle emissioni

Il calcolo delle emissioni per i macchinari introdotti nel sistema Simapro è stato fatto utilizzando i consumi delle macchine e i dati sulle emissioni delle macchine agricole e degli automezzi disponibili sul sito dell'APAT.

Nel dettaglio verrà descritto di seguito il calcolo dell'emissione della CO_2 per la combustione di gasolio da autotrazione.

Il fattore di emissione della CO_2 per il gasolio è $74,216 \text{ kg/GJ}$, sapendo che il p.c.i. del gasolio per autotrazione è $42,6 \text{ MJ/kg}$ e che la sua densità è $0,833 \text{ kg/l}$ (per il gasolio agricolo è $0,8206 \text{ kg/l}$) si ottiene che 1 l di gasolio produce $2,63 \text{ kg}$ di CO_2 . conoscendo il consumo delle macchine o degli automezzi espressi per l/t si ottengono le emissioni di CO_2 espresse in kgCO_2/t .

Nella tabella seguente sono riportate le emissioni relative alle macchine e agli automezzi utilizzati nelle tre filiere.

Figura 4.1.1 Distanza dal punto di abbattimento alla rete viaria per le tre fasce

Gas	Motosega 575	Trattore SAME in bosco	Cippatrice	Trattore SAME su strada
CO_2	4,477144026	3,824007721	0,39504212	1,27466924
CO	0,024854254	0,021228457	0,002193022	0,007076152
CH_4	0,000241303	0,000206102	2,12915E-05	6,87005E-05
N_2O	0,001689124	0,001442711	0,00014904	0,000480904
Nox	0,067625289	0,057759953	0,005966937	0,019253318
Sox	0,00844562	0,007213553	0,000745202	0,002404518
PM10	0,010738003	0,009171518	0,000947471	0,003057173
benzene	0,000241303	0,000206102	2,12915E-05	6,87005E-05
VOC non metanici	0,010979307	0,009377619	0,000968762	0,003125873
Pb	0,014997009	0,01280921	0,001323265	0,004269737

6 Il Life Cycle Assessment

6.1 Lo sviluppo sostenibile

Uno sviluppo si dice sostenibile se soddisfa le esigenze di tutti i paesi e i gruppi di popolazioni dell'odierna generazione, senza compromettere la possibilità a future generazioni di soddisfare le proprie esigenze. Uno sviluppo degno del termine 'sostenibile' garantisce il mantenimento della molteplicità della natura (animali e piante) (Conferenza di Rio, 1992).

Uno dei problemi più gravi che la società umana si trova a dover fronteggiare è quello di trovare un

giusto equilibrio tra la salvaguardia dell'ambiente e i vantaggi che derivano dall'utilizzo e dallo sfruttamento della tecnologia.

Negli ultimi duecento anni il nostro pianeta ha subito modificazioni molto rilevanti ad opera dell'uomo: verso la fine degli anni Ottanta, per la prima volta nella storia dell'umanità, la richiesta di risorse naturali ha superato le capacità di rigenerazione della Terra, determinando uno squilibrio che impedisce alla biosfera di rigenerarsi allo stesso ritmo con il quale viene consumato.

Tale percentuale di "consumo" è andata aumentando fino a superare, nel 1999, il valore del 120%: in termini concreti per far rinascere ciò che gli esseri umani consumano in un anno non bastano più dodici mesi, ma ne occorrono quindici circa.

La consapevolezza che ciascuna attività umana comporta una alterazione del fragile equilibrio del pianeta ad un livello molto complesso ha indotto a spostare l'analisi dei rischi dovuti allo sviluppo tecnologico su una base molto più ampia.

La produzione di energia necessaria a soddisfare esigenze in aumento, i processi di urbanizzazione che interessano quote di popolazione sempre maggiori, lo sviluppo dell'agricoltura indispensabile a soddisfare le crescenti esigenze alimentari, uno standard di vita sempre più elevato e molti altri fattori collegati alla crescita demografica e allo sviluppo tecnologico concorrono ad originare tutti i più importanti e gravi problemi ambientali del nostro pianeta.

Le attività e le tecnologie sopra accennate sono dunque solo alcuni esempi di cause di impatto ambientale, che si manifesta in varie forme ed in diverse scale. Tra i principali tipi di impatto ricordiamo:

- l'inquinamento dell'aria, dovuto principalmente ai processi di combustione utilizzati per la produzione di energia;
- l'inquinamento chimico e biologico delle acque, causato in massima parte dagli scarichi urbani, industriali, agricoli e zootecnici;
- l'inquinamento da rumore, particolarmente importante nei centri urbani ed in prossimità di aeroporti e vie di comunicazione;
- gli effetti sul paesaggio e sull'assetto del territorio dovuti alla realizzazione di grandi impianti industriali ed energetici, alla costruzione di infrastrutture quali porti, aeroporti, ferrovie ed autostrade;
- gli effetti sanitari ed ambientali, dovuti ad incidenti che possono verificarsi in impianti a rischio rilevante, quali centrali nucleari, impianti idroelettrici, impianti chimici.

Gli effetti ambientali elencati hanno la caratteristica comune di poter essere quantificati. Ciò rende possibile l'uso di metodi scientifici per poterne valutare l'entità.

Esistono numerosi altri tipi di impatto, quali gli effetti globali (effetto serra, piogge acide) e gli effetti sugli equilibri degli ecosistemi, che non sono o sono solo parzialmente quantificabili e che pertanto vanno analizzati con approcci che, a seconda dei casi, potranno essere empirici, conservativi, semiquantitativi o semplicemente dettati da esigenze di accettabilità pubblica.

6.1.1 Il concetto di impatto ambientale

Il termine "impatto" così come viene concepito nella terminologia ambientale, possiede un

significato metaforicamente vicino a ciò che si intende nel linguaggio comune: un contatto violento tra due oggetti che entrano in collisione. Si identificano, infatti, anche in campo ambientale, due elementi che concorrono a determinare l'impatto: la causa, che rappresenta idealmente il proiettile, e l'ambiente, che raffigura il bersaglio dell'urto.

Una definizione generale di impatto ambientale potrebbe essere la seguente:

Per impatto ambientale si intende l'insieme di tutti gli effetti, positivi e negativi, diretti ed indiretti, temporanei e permanenti, che ciascuna azione umana genera sull'ambiente, inteso come sistema complesso delle risorse umane e naturali.

Come si può osservare dalla definizione, gli impatti sono assai numerosi, non solo per la molteplicità dei soggetti che li producono e degli oggetti che li subiscono, ma anche per le condizioni nelle quali si verificano.

Aspetti spesso trascurati riguardano il fatto che non tutte le conseguenze, e quindi gli impatti, derivanti da un'azione umana siano necessariamente negativi per l'ambiente o comunque duraturi nel tempo.

Sulla base di queste considerazioni, seppure generiche, si può già comprendere come l'analisi di impatto ambientale sia un processo assai complesso ed articolato, che richiede un approccio fortemente interdisciplinare.

6.2 L'Analisi del Ciclo di Vita

Negli ultimi anni è maturata l'attenzione nei confronti di problematiche di carattere ambientale, in particolare è aumentato l'interesse nello sviluppo di metodi e tecniche che permettano di comprendere, valutare e conseguentemente ridurre i possibili impatti sia dei prodotti realizzati, sia di quelli che una volta utilizzati esauriscono la loro vita operativa e devono essere smaltiti.

Anche nell'ottica industriale la questione ambientale sta cominciando a diventare sempre più rilevante, basti pensare che fino a pochi anni fa i problemi relativi alla compatibilità ambientale delle attività produttive venivano fortemente sottovalutati, ciò era dovuto al fatto che l'impresa ne percepiva soprattutto gli aspetti antieconomici ma, soprattutto, mancavano le normative capaci di incidere in maniera significativa sul mercato e sulla concorrenza, stimolando le aziende ad un rinnovamento tecnologico in vista di restrizioni sempre più severe.

La diffusione di una "coscienza ambientale" a tutti i livelli della società, l'esistenza di una crescente domanda di prodotti ecocompatibili da parte dei consumatori e quindi di una nuova attraente possibilità di sviluppo per le imprese, l'entrata in vigore di normative europee e una crescente capacità di controllo degli apparati tecnico - amministrativi preposti, hanno aperto un nuovo scenario centrato sulla compatibilità tra industria e ambiente, che può essere definito come "Sviluppo Sostenibile" applicato alla realtà d'impresa.

Le grandi industrie, così come le aziende di dimensioni più ridotte, si stanno adeguando all'obiettivo dell'Eco-efficienza che, di fatto, si trova sempre più a coincidere con quello della Qualità Totale.

Il perseguimento di questi obiettivi comporterà un nuovo modo di procedere all'interno delle aziende: il progetto e la creazione di nuovi prodotti sarà accompagnato dalla valutazione del loro

“Ciclo di Vita”.

Fino ad oggi si sono sviluppate diverse metodologie per l'analisi del LCA: la standardizzazione di questi metodi è stata compiuta da “SETAC” (Society of Environmental Toxicology and Chemistry, [1993]) e da “ISO” (International Standard Organisation): quest'ultima ha definito ed emanato una norma che offre riferimenti per la corretta applicazione dell'analisi del ciclo di vita (norma europea UNI EN ISO 14040, approvata dal CEN, Comitato Europeo di Normazione, il 29 giugno 1997).

La definizione proposta dalla SETAC per l'LCA è la seguente:

L'LCA è un processo che permette di valutare gli impatti ambientali associati ad un prodotto, processo o attività, attraverso l'identificazione e la quantificazione dei consumi di materia, energia ed emissioni nell'ambiente e l'identificazione e la valutazione delle opportunità per diminuire questi impatti.

L'analisi riguarda l'intero ciclo di vita del prodotto (“dalla culla alla tomba”): dall'estrazione e trattamento delle materie prime, alla produzione, trasporto e distribuzione del prodotto, al suo uso, riuso e manutenzione, fino al riciclo e alla collocazione finale del prodotto dopo l'uso.

Da questa definizione risulta evidente come il concetto di valutazione che sta alla base del metodo sia strettamente connesso con quello di confronto, perciò, come suggerisce l'Agenzia Federale per l'Ambiente della Germania, l'LCA dovrebbe essere inteso correttamente come una comparazione il più possibile completa tra due o più prodotti, gruppi di prodotti, sistemi, metodi o approcci alternativi, diretta a rivelare i punti deboli, a migliorare le qualità ambientali, a promuovere prodotti e processi ecologici, a comparare approcci alternativi e dare fondamento alle azioni suggerite.

L'affermarsi dell'LCA è, quindi, in qualche modo, l'effetto simultaneo di tre eventi:

- della crescente consapevolezza che i problemi ambientali non possono più essere affrontati per singoli comparti (aria, acqua, suolo) ma richiedono una valutazione e intervento globale;
- della nuova attenzione alle politiche di prodotto come componente importante delle politiche ambientali;
- della presenza di un'opinione pubblica che richiede informazioni ambientali e di consumatori che scelgono le merci e i servizi che vengono loro offerti in base a criteri di qualità ambientale.

Il metodo offre numerose possibilità di utilizzo, tra le quali:

- La valutazione dell'impatto ambientale di prodotti differenti aventi la stessa funzione.
- L'identificazione dei momenti più significativi dal punto di vista dell'impatto ambientale all'interno del ciclo produttivo o del ciclo di vita del prodotto. Si indicano in questo modo i principali percorsi verso possibili miglioramenti dei cicli produttivi e dei prodotti già esistenti intervenendo ad esempio sulla scelta dei materiali, delle tecnologie e degli imballaggi.
- Il sostegno alla progettazione di nuovi prodotti.
- La segnalazione di direzioni strategiche per lo sviluppo, che consentano risparmi sia per l'azienda sia per il consumatore.
- La dimostrazione di aver ottenuto un ridotto impatto ambientale ai fini dell'attribuzione del marchio ecologico comunitario (Ecolabel).
- La persecuzione di strategie di marketing in relazione al possesso di Ecolabel.
- L'ottenimento, dove possibile, di un eventuale risparmio energetico.

- Il sostegno nella scelta degli investimenti dei procedimenti per il disinquinamento.
- Il supporto nella scelta delle soluzioni più efficaci e idonee per il trattamento dei rifiuti.
- La base oggettiva di informazioni e di lavoro per l'elaborazione dei regolamenti che riguardano l'ambiente.

L'LCA non è quindi solo un mezzo per la salvaguardia dell'ambiente, esso può infatti diventare un importante strumento per il rafforzamento delle dinamiche competitive e di riduzione e controllo dei costi. Inevitabilmente, nella stesura della metodologia, sarà necessario trovare dei compromessi tra rigore scientifico e semplicità, per cui il tipo di informazione che viene fornito sarà un indicatore di tipo semplificato, specialmente per quanto riguarda la valutazione dell'impatto ambientale. In altre parole, l'LCA non deve essere considerato un metodo in grado di fornire risultati completi e pienamente esaustivi, poiché fa uso di valutazioni di carattere soggettivo, soprattutto laddove si ha mancanza di informazioni più rigorose.

Per far sì che, mediante l'utilizzo dell'LCA, si riesca ad ottenere una comprensione adeguata dell'impatto ambientale dei prodotti è necessario, infatti, fare in modo che tale strumento mantenga caratteristiche di flessibilità ed efficienza di costo: questo ne permette l'utilizzo diffuso anche in realtà industriali di piccole e medie dimensioni.

Lo scopo, i confini ed il livello di dettaglio di un LCA dipendono dall'oggetto dello studio e dall'uso che se ne vuole fare, tuttavia, sebbene la profondità e l'ampiezza dell'indagine possano variare molto a seconda dei casi, lo schema a cui si fa riferimento rimane sempre lo stesso.

D'altra parte ogni tecnica di valutazione presenta necessariamente delle limitazioni, che occorre conoscere e tenere in adeguata considerazione durante l'utilizzo, in particolare:

La natura delle scelte e delle assunzioni fatte nell'LCA può essere soggettiva.

- I modelli utilizzati per l'analisi inventariale o per valutare impatti ambientali sono limitati dalle assunzioni che sono implicitamente contenute in esso: tali modelli potrebbero non essere disponibili per tutte le applicazioni.
- I risultati di uno studio di LCA focalizzati su questioni globali o regionali potrebbero non essere adeguate per applicazioni maggiormente circoscritte.
- L'accuratezza di uno studio di LCA può essere limitata dall'accessibilità o dalla disponibilità di informazioni rilevanti o di qualità elevata.
- La mancanza di una dimensione spaziale e temporale nell'"inventory" dei dati utilizzati per la valutazione dell'impatto introduce incertezza sui risultati dell'impatto
- Essendo un modello scientifico è per sua natura una semplificazione di un sistema fisico ovvero non è possibile un'assoluta e completa rappresentazione di ogni effetto sull'ambiente.

In generale, le informazioni ottenute attraverso uno studio di LCA dovrebbero essere usate come parte di un processo decisionale molto più completo e utilizzate per comprendere gli scambi globali o generali. Confrontare i risultati di differenti studi di LCA, è possibile solamente se le assunzioni e il contesto di ciascuno studio sono i medesimi. Per ragioni di trasparenza queste assunzioni dovrebbero essere così esplicitamente dichiarate.

6.2.1 Cenni storici

Il metodo dell'LCA si è conquistato ormai un ruolo determinante e, nonostante l'attenzione ad esso rivolta sia piuttosto recente, le sue origini vanno ricercate agli inizi degli anni Sessanta. La relazione di Harold Smith alla World Energy Conference del 1963, riguardante le richieste di energia per la produzione di intermedi chimici, si può considerare uno dei primi esempi della metodologia, seppure la valutazione degli impatti sull'ambiente fosse ancora marginale. Verso la fine degli anni Sessanta furono pubblicati alcuni studi di modelli globali in *The Limits to Growth* (Meadows et al., [1972]) nei quali si cercava di predire quali sarebbero stati gli effetti di un aumento della popolazione mondiale sulla richiesta di materie prime e di energia. La prospettiva di un rapido esaurimento dei combustibili fossili e di eventuali modifiche climatiche, da attribuire soprattutto all'eccesso di calore immesso nell'atmosfera da parte dei processi di combustione, spinsero verso calcoli meticolosi sui consumi energetici e sui rifiuti termici delle industrie. In quel periodo furono compilati una dozzina di studi che stimavano i costi e le conseguenze ambientali di risorse energetiche alternative.

Nel 1969, un gruppo di ricercatori del Midwest Research Institute (MRI) condusse uno studio per conto della Coca-Cola confrontando diversi tipi di contenitori per le bevande, con lo scopo di determinare quale fosse l'involucro con il minor impatto sull'ambiente in termini di emissioni e di consumo di materie prime. Il calcolo fu realizzato quantificando le materie prime, il combustibile e i rilasci nell'ambiente per la produzione di ogni singolo contenitore. La procedura fu denominata Resource and Environmental Profile Analysis (REPA). Nel frattempo anche in Europa furono condotti studi simili, rivolti soprattutto ai sistemi d'imballaggio e denominati procedure di Ecobalance.

L'interesse per l'LCA aumentò negli anni Ottanta con lo sviluppo di una serie di metodi per la valutazione quantitativa degli impatti riguardo a differenti tematiche ambientali (impoverimento delle risorse, riscaldamento globale, ecc.), in questo modo gli studi di LCA si diffusero divenendo sempre più trasparenti e disponibili al pubblico.

Alla fine degli anni Ottanta permaneva, tuttavia, una situazione d'enorme confusione: rapporti riguardanti LCA condotti sugli stessi prodotti contenevano spesso risultati contrastanti. Il motivo di ciò è da attribuire alla scarsa uniformazione delle valutazioni, per cui gli studi effettuati si basavano su dati, metodi e terminologie fra di loro differenti. Divenne presto evidente la necessità di una metodologia univoca e standardizzata. Il dibattito scientifico fu portato avanti sotto il patrocinio della SETAC e uno dei risultati più importanti fu la pubblicazione di un quadro di riferimento internazionalmente accettato (SETAC, 1993).

Attualmente la maturità e l'unificazione della metodologia sono testimoniate dall'emissione, da parte dell'ISO (International Standards Organization) e segnatamente del suo Technical Committee 207 (TC207), della normativa tecnica della serie ISO 14040 *Valutazione del Ciclo di Vita*, la quale copre numerosi aspetti della gestione ambientale d'impresa, incontrando le esigenze espresse dalle aziende, dai governi, dalle organizzazioni non governative (ONG) e dai consumatori stessi.

6.2.2 Livelli di sofisticazione dell'LCA

I possibili utilizzi di un LCA possono essere differenti a seconda dell'utilizzo, interno o esterno, dei risultati ed anche a seconda della tipologia dei destinatari, classificabili in quattro categorie:

- industria o altri tipi di imprese commerciali;
- governi nazionali o locali;
- associazioni non governative quali associazioni di consumatori o gruppi ambientalisti (*Non Governmental Organisation*, NGO);
- consumatori.

Uno studio di LCA può essere realizzato, inoltre, più o meno dettagliatamente in relazione allo scopo e agli obiettivi dello studio. I principali tipi di LCA sono quindi:

- Streamlined LCA - (LCA semplificato): è un'applicazione esauriente che copre il ciclo di vita completo, ma usa dati generici, sia di carattere quantitativo che qualitativo, per valutazioni semplificate sui più importanti aspetti ambientali. Lo scopo dell'LCA semplificato è quello di fornire essenzialmente gli stessi risultati di un LCA dettagliato, ma con una significativa riduzione di tempi e di costi. Questa riduzione potrebbe essere tale da inficiare l'accuratezza e l'affidabilità dei risultati; il primo obiettivo da perseguire sarà quindi quello di individuare le aree dello studio che possano essere omesse o semplificate senza compromettere il risultato completo. La semplificazione del metodo si basa su tre stadi che sono iterativamente legati:
- Indagine: identificare le parti del ciclo di vita più importanti o quelle che presentano lacune di dati;
- Semplificazione: visti i risultati dell'indagine precedente impostare il lavoro sulle parti ritenute più importanti del sistema;
- Valutazione dell'affidabilità: verificare che le semplificazioni introdotte non riducano in modo significativo l'affidabilità del risultato complessivo.

L'LCA semplificato può essere utilizzato per scopi esterni all'azienda se presentato in accordo con le prescrizioni contenute nella ISO standard 14040, tuttavia, molti LCA semplificati, vengono utilizzati per scopi interni all'azienda, senza regole formali per l'attività di reporting.

Per evitare fraintendimenti nell'interpretazione dei risultati l'utilizzatore di questo tipo di LCA dovrebbe essere messo al corrente delle limitazioni che caratterizzano lo studio.

Recentemente sono sorti diversi gruppi di ricerca a livello internazionale (Streamlined LCA Working Group-SETAC, 1999) con l'obiettivo di individuare delle strategie semplificative capaci di rendere più veloce e meno dispendioso lo studio, senza tuttavia perdere l'accuratezza e l'attendibilità dei risultati. La semplificazione si realizza attraverso alcuni accorgimenti:

- Eliminazione dei flussi *UPSTREAM* (a monte dell'azienda). Sono esclusi i processi dovuti alle attività dei fornitori e relativi alla produzione delle materie prime mentre sono inclusi la fabbricazione del prodotto finito, l'uso e il fine vita.
- Eliminazione dei flussi *DOWNSTREAM* (a valle dell'azienda). Sono esclusi i processi che comprendono il trasporto, l'utilizzo e il fine vita del prodotto.
- Focalizzazione dello studio su specifici impatti considerando, di conseguenza, solamente i dati

relativi ad essi.

- Utilizzo di dati stimati qualitativamente o relativi a processi simili, quando non è possibile recuperare dati quantitativi dettagliati.

Non è però possibile definire a priori un metodo di semplificazione che consenta di ottenere risultati sicuramente comparabili con quelli di un LCA dettagliato; per questo il metodo va scelto con attenzione, sulla base degli obiettivi specifici proposti.

Screening LCA - (LCA di selezione): usato più comunemente quando devono essere identificate azioni chiave per il miglioramento ambientale nel ciclo di vita dei prodotti. La sua caratteristica principale è quella di far uso di strumenti software che aiutano a gestire la realizzazione di LCA, facendo riferimento a dati già disponibili da banche dati o stimati con approssimazione. Dai risultati ottenuti, e a seguito di un'analisi di sensitività, s'individuano i dati critici sui quali è necessario un miglioramento della loro qualità. È un sistema rapido per consentire di valutare gli aspetti realmente importanti del ciclo di vita, su cui focalizzare l'attenzione.

Detailed LCA - *LCA dettagliato*: è necessario in tutti quei casi nei quali è richiesta una valutazione completa. Potrebbe essere utile, ad esempio, dopo aver identificato i punti chiave con uno Screening LCA, per approfondire i risultati ottenuti, o, nel caso in cui i risultati dello studio siano utilizzati per comunicazioni pubbliche (poiché necessitano di una credibilità molto alta). Uno studio dettagliato prevede un miglioramento della qualità dei dati e, invece che riferirsi a dati standard o dati secondari, procede con la raccolta e l'utilizzo di dati specifici del caso in esame forniti dalle stesse Aziende (in genere è la fase che richiede maggiore tempo).

6.3 Il metodo utilizzato

L'elaborazione di un LCA, secondo la procedura indicata da SETAC, si articola essenzialmente in quattro fasi:

- 1) Definizione dell'obiettivo e del campo d'applicazione dello studio (Goal and scope Definition);
- 2) Analisi dell'inventario (Life Cycle Inventory - LCI), nella quale si compila un inventario d'ingressi (cioè materiali, energia, risorse naturali) ed uscite (emissioni in aria, acqua, suolo) rilevanti del sistema;
- 3) Valutazione degli impatti (Life Cycle Impact Assessment - LCIA) ambientali potenziali, diretti ed indiretti, associati a questi input ed output;
- 4) Analisi dei risultati e valutazione dei miglioramenti (Life Cycle Interpretation) delle due fasi precedenti ossia la definizione delle possibili linee d'intervento.

La descrizione della struttura concettuale della Valutazione del Ciclo di Vita è, come già detto, riportata all'interno del documento UNI ISO 14040 e collegati, e si articola secondo lo schema rappresentato in Figura 6.3.1.

Figura 6.3.1 Struttura concettuale della Valutazione del Ciclo di Vita

Goal and Scope Definition ISO 14041	Life Cycle Inventory ISO 14041	Life Cycle Impact Assessment ISO 14042	Life Cycle Interpretation ISO 14043
--	---	---	--

Definizione degli obiettivi dello studio	Preparazione raccolta dati e definizione del diagramma di flusso	Selezione e definizione delle Categorie di Impatto	Identificazione degli impatti più significativi
Definizione del campo di applicazione dello studio	Raccolta dati	CLASSIFICAZIONE Assegnazione di una o più categorie d'impatto ai dati raccolti nell'inventario	Valutazione della metodologia e dei risultati (completezza, sensibilità, consistenza)
Funzioni del prodotto Unità funzionale Flusso di riferimento	Procedimenti di calcolo dei flussi di input ed output	CARATTERIZZAZIONE Quantificazione dell'impatto	Analisi di sensibilità
Confini iniziali del sistema	Analisi di sensibilità e correzione dei confini del sistema	NORMALIZZAZIONE Analisi tecnica della significatività (opzionale)	Reiterazione del ciclo di vita in caso che i tre punti precedenti non siano soddisfatti
Categorie di dati	Allocazione dei flussi e dei rilasci	VALUTAZIONE Assegnazione di un peso relativo alle varie categorie d'impatto (opzionale)	Conclusioni e raccomandazioni Relazione sullo studio
Scelta iniziale dei flussi in ingresso e uscita	Interpretazione dei risultati e analisi dell'incertezza		
Requisiti di qualità dei dati	Relazione sullo studio		
Revisione critica			

6.3.1 Definizione degli scopi, degli obiettivi e del campo di applicazione (Goal and scope definition)

L'interesse nello sviluppo di sistemi e strumenti di gestione ambientale, come già visto, si è concretizzato nella redazione delle norme della serie ISO 14000.

La fase preliminare di definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione rappresenta uno stadio rilevante nello sviluppo di uno studio perché chiarisce la ragione principale per la quale si esegue l'LCA (comprendendo anche l'utilizzazione che si farà dei risultati) descrive il sistema oggetto dello studio e i suoi confini, elenca le categorie di dati da sottoporre allo studio e decide il livello di dettaglio che si vuole raggiungere. Fornisce, in sintesi, la pianificazione iniziale per effettuare uno studio di LCA. In particolare occorre definire:

Obiettivo dello studio, ovvero motivazioni per eseguire lo studio; applicazioni previste; destinatari dello studio (utilizzatori interni o esterni dei risultati ottenuti).

Campo di applicazione dello studio: deve essere sufficientemente definito, al fine di assicurare che l'ampiezza, la profondità e il dettaglio dello studio siano compatibili con l'obiettivo stabilito e adeguati per conseguirlo. Si considerano i seguenti argomenti rilevanti:

Funzioni del sistema. Rappresentano le caratteristiche e le prestazioni del prodotto/processo.

Unità funzionale. Indica il riferimento rispetto al quale tutti i dati che compongono il bilancio ambientale del sistema in esame saranno normalizzati. La scelta deve essere fatta intendendo per unità funzionale la prestazione quantificabile e oggettivamente riscontrabile di un prodotto,

per consentire la comparabilità dei risultati dell’LCA.

Confini iniziali del sistema prodotto. Determinano le unità di processo che devono essere incluse nell’LCA. E’ utile rappresentare attraverso un diagramma del flusso le unità di processo e le loro interrelazioni.

Descrizione della qualità dei dati utilizzati. Questa fase è importante per stabilire l’affidabilità dei risultati dello studio.

6.4 *Analisi d’inventario (Life Cycle Inventory Assessment)*

È, senza dubbio, la fase del LCA più delicata e dispendiosa in termini di tempo. È la parte “contabile”, il vero e proprio ecobilancio, il cuore dell’LCA, che costituisce la base per le fasi successive.

Seguendo la definizione della ISO 14041, è proprio in questa fase che sono “individuati e quantificati i flussi in ingresso e in uscita da un sistema - prodotto, lungo tutto la sua vita”. Saranno quindi identificati e determinati i consumi di risorse (materie prime e prodotti riciclati, acqua), d’energia (termica ed elettrica) e le emissioni in aria, acqua e suolo. Al termine la struttura assumerà l’aspetto di un vero e proprio bilancio ambientale.

Il procedimento per condurre l’analisi d’inventario è iterativo. Man mano che i dati raccolti diventano più approfonditi ed il sistema è meglio conosciuto, possono essere identificati nuovi requisiti o limitazioni, che potranno anche comportare cambiamenti nelle procedure di raccolta dei dati, affinché siano ancora soddisfatti gli obiettivi dello studio.

L’inventario può essere suddiviso nei seguenti quattro moduli.

6.4.1 Il diagramma di flusso del processo (*Process flow - chart*)

Il diagramma di flusso del processo consiste in una rappresentazione grafica e qualitativa di tutte le fasi rilevanti e di tutti i processi coinvolti nel ciclo di vita del sistema analizzato. È composto da sequenze di processi (boxes), collegati da flussi di materiali (freccie). La sua caratteristica fondamentale è quella di dividere un sistema in vari sottosistemi, esplicitare azioni d’interconnessione (le uscite di un sottosistema a monte sono le entrate di un sottosistema a valle) ed individuare le parti del processo che hanno una maggiore rilevanza, soprattutto in termini ambientali, per evitare così di dover porre lo stesso grado d’attenzione indiscriminatamente su tutte le fasi.

6.4.2 Raccolta dei dati (*Data collection*)

La raccolta dei dati richiede un impegno molto elevato, in termini di tempo e di risorse, a causa delle mole delle informazioni necessarie, che comprendono tutte le fasi del processo produttivo (spesso anche di difficile reperibilità). I dati raccolti possono essere distinti in tre categorie:

- Dati Primari, provenienti da rilevamenti diretti;
- Dati Secondari, ricavati sia dalla letteratura, come data base di software specifici (BUWAL, CETIOM, CBS, IVAM) e manuali tecnici, sia da altri studi e da calcoli ingegneristici;
- Dati Terziari, provenienti da stime e da operazioni analoghe, da dati relativi a test realizzati in

laboratorio, da statistiche ambientali e da valori medi.

Il metodo seguito per la raccolta dei dati prevede l’allestimento di un questionario o di un data sheet che permette di collocare tutte le informazioni ordinatamente, così da poter risalire facilmente all’origine di ciascuna. In Figura 6.4.1 è riportato un possibile schema di riferimento.

Figura 6.4.1 Schema del *data sheet*

Compilato da:			Data di compilazione:	
Identificazione unità di processo:			Fonti di comunicazione:	
Descrizione unità di processo: (allegare foglio supplementare, se necessario)				
Materiali in ingresso	Unità di misura	Quantità	Descrizione procedure campionamento	Origine
Consumo di acqua	Unità di misura	Quantità		
Flussi energetici in ingresso	Unità di misura	Quantità	Descrizione procedure campionamento	Origine
Materiali in uscita (compresi i prodotti)	Unità di misura	Quantità	Descrizione procedure campionamento	Origine
Emissioni in aria	Unità di misura	Quantità	Descrizione procedure campionamento	Note
Emissioni in acqua	Unità di misura	Quantità	Descrizione procedure campionamento	Note
Emissioni nel suolo	Unità di misura	Quantità	Descrizione procedure campionamento	Note
Altre emissioni (rumore, radiazioni, ecc)	Unità di misura	Quantità	Descrizione procedure campionamento	Note

Quando si raccoglie il set di dati, è necessario controllare che questi siano concreti e coerenti. Un metodo di valutazione semplice consiste nell’effettuare un bilancio per ogni processo, tenendo conto del fatto che l’ammontare degli input deve essere pari al rilascio degli output.

Oltre agli impatti relativi al processo, devono essere definiti anche i dati riguardanti:

- Impatti e consumi relativi all’Energia Elettrica importata nel sistema. È necessario chiarire quale sia il contesto di riferimento (Regionale, Nazionale, Comunitario) per procedere alla valutazione del *mixing* di combustibili che concorrono alla produzione del kW elettrico sfruttato, l’efficienza globale del sistema ed i relativi impatti sull’ambiente.
- Impatti e consumi relativi al sistema di trasporti. I prodotti, infatti, possono essere trasportati con numerosi mezzi, ciascuno con un impatto differente per unità di prodotto trasportato. Ad esempio, attraverso il codice SimaPro 6.0 si ottiene che un prodotto trasportato su autocarro produce, quale effetto indiretto sull’ambiente, un’emissione di NO_x pari a 1,0332 g/(km x t), mentre il trasporto su ferrovia produce un’emissione pari a 0,0401 g/(km x t).

6.4.3 Definizione delle condizioni al contorno (*System boundaries*)

In questa fase si definiscono:

- I punti di confine tra il sistema studiato e l’ambiente. Deve essere specificato il carico sull’ambiente, rappresentato da tutte le estrazioni e le immissioni che avvengono durante l’intero ciclo di vita.
- Il confine fra i processi ritenuti rilevanti e quelli irrilevanti. È il momento in cui si decide l’estensione dello studio, stabilendo ciò che deve essere incluso e ciò che, invece, deve essere trascurato. Da un lato si tiene in considerazione lo scopo dello studio, precedentemente definito,

dall'altro ci si basa su considerazioni pratiche, fondate sull'opportunità di non coinvolgere elementi che, di fatto, non hanno una rilevanza sostanziale sui risultati finali.

6.4.4 Elaborazione dei dati (*Data Processing*)

Raccolti i dati, questi sono correlati a tutte le unità di processo che concorrono alla produzione dell'unità funzionale in studio (ad esempio l'ammontare di energia elettrica utilizzata nella produzione, i kg per km di prodotto e di co-prodotto che necessitano di trasporto, quanti kg di materie prime sono utilizzati, ecc.) dove, per ciascuna unità di processo si determinerà un'appropriata unità di misura per il flusso di riferimento (ad esempio 1 kg di materiale o 1 MJ di energia).

Successivamente i dati riguardanti l'impatto ambientale vengono trasformati e riferiti all'unità funzionale di prodotto, attraverso la definizione di un fattore di contribuzione: esso esprime dunque il contributo di ciascun processo rispetto alla produzione di una unità funzionale, espressa attraverso l'unità di misura prescelta (ad es. 175 kWh/1000 kg). Questo procedimento dovrà essere eseguito per tutte le sostanze presenti in ogni processo.

Un problema che può presentarsi durante questa fase riguarda la ripartizione dei consumi e degli impatti relativi a prodotti differenti generati da uno stesso processo produttivo. È evidente che sarà importante cercare di conoscere nel dettaglio il processo produttivo, così da poter attribuire ad ogni prodotto ottenuto la quota spettante di materia prima, energia consumata e quindi anche i rispettivi impatti in aria, acqua e rifiuti solidi.

Quando ciò non risulti possibile, perché, ad esempio, in uno stesso processo sono lavorate più categorie di prodotti, si procede ad una ripartizione dei consumi e dei relativi impatti attraverso una suddivisione che può tenere conto dei seguenti criteri:

- ponderale: le quantità sono assegnate in base al peso dei diversi prodotti;
- in base al valore economico di ciascun prodotto;
- in funzione dell'importanza dei vari prodotti.

6.5 *La Valutazione di Impatto (Life Cycle Impact Assessment - LCIA)*

La valutazione degli impatti del Ciclo di Vita (LCA) consiste in un processo tecnico - quantitativo e/o qualitativo per caratterizzare e valutare gli impatti ambientali delle sostanze identificate nella fase di inventario. In questa fase sono valutati, infatti, gli effetti sulla salute e sull'ambiente indotti dal prodotto nel corso del suo ciclo di vita. Il livello di dettaglio, la scelta degli impatti valutati e le metodologie da utilizzare dipendono dall'obiettivo e dal campo d'applicazione dello studio.

La struttura concettuale della Valutazione di Impatto fa riferimento alla ISO 14042 che la definisce e standardizza nelle fasi descritte di seguito.

6.5.1 Selezione e definizione delle categorie d'impatto

In questa prima fase sono identificate le tipologie d'impatto per mezzo delle quali agisce il sistema in esame. Per la definizione di queste categorie occorre rispettare tre caratteristiche:

- Completezza. Comprendere tutte le categorie, a breve e a lungo termine, su cui il sistema

potrebbe influire.

- Indipendenza. Evitare intersezioni tra le categorie, che comporterebbero conteggi multipli.
- Praticità. La lista formulata non dovrà spingersi ad un dettaglio elevato, contemplando un numero eccessivo di categorie.

Per la scelta delle categorie può essere utile consultare la Working Group on LCIA della SETAC, all'interno della quale sono proposte e descritte numerose tipologie di impatto, come:

Estrazione di risorse abiotiche, che comprendono tre differenti tipologie di elementi naturali: *depositi* (combustibili fossili, minerali), considerati risorse limitate poiché non sono rinnovabili nell'arco di un breve lasso di tempo; *risorse* (acque sotterranee, sabbia, ghiaia); *risorse rinnovabili* (acque superficiali, energia solare, vento, correnti oceaniche).

Estrazione di risorse biotiche, che comprendono tipologie specifiche di biomassa, raccolte sia in maniera sostenibile, sia in maniera non sostenibile (basti pensare alla deforestazione indiscriminata delle foreste tropicali, dove il ritmo d'estrazione del legno è molto più rapido rispetto al ciclo di crescita delle piante).

Uso del territorio, che riduce il numero di specie animali e vegetali presenti rispetto alle condizioni naturali.

Effetto serra, che comporta un aumento della temperatura nella bassa atmosfera come conseguenza della presenza di alcuni gas, quali la CO₂, il metano, il biossido di azoto, che intrappolano le radiazioni infrarosse.

Impoverimento dell'ozono stratosferico, che ha come conseguenza l'incremento dell'incidenza dei raggi ultravioletti, dannosi per l'uomo e, in generale, per tutti gli ecosistemi.

Ecotossicità, relativa agli impatti sulle specie e sugli ecosistemi, provocata da emissioni dirette di sostanze tossiche, come metalli pesanti, idrocarburi, pesticidi e sostanze liberate nel corso della degradazione dei prodotti.

Tossicità umana, imputabile alla presenza di sostanze chimiche e biologiche, dipendente dal tipo di esposizione e dalla modalità con la quale avvengono le emissioni delle diverse sostanze nell'ambiente.

Smog fotochimico, che considera tutti gli impatti derivanti dalla formazione di ozono troposferico, causata dalle reazioni di componenti organici (VOC) in presenza di luce e di ossidi di azoto (NO_x).

Acidificazione, causata dal rilascio di protoni negli ecosistemi acquatici e terrestri, principalmente attraverso la pioggia. I suoi effetti sono evidenti nelle foreste di legno dolce (ad esempio le foreste d'abete rosso) dove si manifestano in termini di crescita insufficiente: fenomeno particolarmente presente nella penisola scandinava e nelle regioni dell'Europa centro orientale. Negli ecosistemi acquatici si ha un abbassamento del pH delle acque, situazione deleteria per lo sviluppo della vita. Le conseguenze dell'acidificazione si rendono evidenti, inoltre, negli edifici, nelle opere d'arte e in tutte le costruzioni in genere attraverso l'erosione delle pietre calcaree.

Arricchimento in nutrienti, causato da un eccesso di nitrati, fosfati, sostanze organiche degradabili, e di tutti quegli elementi nutrienti che portano ad un incremento nella produzione di plancton, alghe e piante acquatiche in genere. L'eccesso della presenza di queste forme di vita causa un deterioramento della qualità delle acque e una riduzione della loro possibilità d'utilizzazione.

6.5.2 Classificazione

E' la fase di assegnazione dei dati raccolti nell'inventario ad una o più categorie d'impatto ambientale (impact categories), noti gli effetti e i danni potenziali delle emissioni alla salute umana, all'ambiente, all'impoverimento delle risorse e così via. Alla fine di questa fase, all'interno di ciascuna categoria di impatto ambientale, saranno contenuti tutti gli input ed output del ciclo di vita che contribuiscono allo sviluppo dei diversi problemi ambientali (la stessa sostanza o materiale potrà quindi essere contenuta all'interno di più categorie di impatto).

6.5.3 Caratterizzazione

La fase della caratterizzazione si affianca a quella di classificazione ed ha lo scopo di quantificare l'impatto generato. Essa trasforma, attraverso una serie di calcoli, le sostanze presenti nell'inventario e precedentemente classificate in indicatori di carattere numerico, determinando il contributo relativo d'ogni singola sostanza emessa o risorsa usata.

L'operazione viene effettuata moltiplicando i pesi delle sostanze emesse o consumate nel processo in esame per i relativi fattori di caratterizzazione (weight factors), propri di ogni categoria di impatto. In sintesi, il fattore di caratterizzazione misura l'intensità dell'effetto della sostanza sul problema ambientale considerato, ed è stabilito da un'Authority sulla base di considerazioni di carattere puramente scientifico. Si elencano di seguito, a titolo esemplificativo, i fattori peso proposti per le varie categorie da CML, nell'ottobre 1992:

Per la categoria estrazione di risorse abiotiche, il rapporto utilizzo/riserva W_j , espresso dalla relazione: $W_j = G_j/R_j$

dove:

G_j è il consumo corrente globale del minerale j ;

R_j è la riserva del minerale j .

Per la categoria estrazione di risorse biotiche, non è ancora stata realizzata una determinazione attendibile: si potrebbe definire un indicatore basato sulla rarità (dimensione dello stock) e sul tasso di rigenerazione della risorsa.

Per l'effetto serra viene usato il parametro Potenziale di Riscaldamento Globale (Global Warming Potential, GWP), che definisce la potenziale influenza di una sostanza, valutata in termini relativi rispetto alla CO_2 (dati sviluppati dall'Intergovernmental Panel on Climatic Change), secondo orizzonti temporali di 20, 100 e 500 anni; questo per tenere conto del fatto che le varie sostanze si decompongono e inattivano in periodi di tempo molto lunghi.

Per l'impoverimento dell'ozono è stato introdotto il parametro Potenziale di Riduzione dell'Ozono stratosferico (Ozone Depletion Potential, ODP): la sostanza di confronto rispetto alla quale si valuta l'effetto delle altre è il CFC11.

Per l'effetto dell'ecotossicità sono stati introdotti i seguenti parametri: ECA (*Aquatic Ecotoxicity*) [m^3/kg], per la valutazione della tossicità delle acque; ECT (*Terrestrial Ecotoxicity*) [m^3/kg], per la valutazione della tossicità del terreno. Per semplicità si utilizza un solo parametro, l'ECA, poiché la maggior parte delle emissioni nel terreno contamina le falde acquifere.

Per la tossicità umana sono stati ideati gli indici: HCA (*Human-toxicological Classification value for Air*), indice di classificazione per le sostanze emesse in aria; HCW (*Human-toxicological Classification value for Water*), indice di classificazione per le sostanze emesse in acqua; HCS (*Human-toxicological Classification value for Soil*), indice di classificazione per le sostanze emesse nel terreno. Naturalmente essi forniscono un'indicazione di massima e non hanno la pretesa di essere del tutto precisi e affidabili.

Per lo smog fotochimico si usa il parametro detto Potenziale di Creazione di Ozono Fotochimico (*Photochemical Ozone creation potentials*, POCP), per i componenti organici. Tale parametro è espresso per le diverse sostanze in termini di equivalenza con l'etilene C₂H₄.

Per la categoria acidificazione è usato il fattore Potenziale di Acidificazione (*Acidification Potential*, AP), stimato per ogni sostanza in termini di SO₂ oppure in termini di mole di H⁺.

Il fattore peso per l'eutrofizzazione è il Potenziale di Eutrofizzazione (*Eutrophication Potential*, EP) espresso in termini di impoverimento in O₂, oppure PO₄.

Gli indicatori citati, sono, per la maggior parte, gli stessi utilizzati all'interno del metodo degli Eco-indicator 99, presente all'interno del codice di calcolo Sima Pro 6.0, utilizzato nello studio.

Il risultato della fase di caratterizzazione è il profilo ambientale, costituito da una serie di punteggi d'impatto ambientale relativi a ciascuna categoria, ottenuti sommando tra loro tutti i contributi ottenuti. Solitamente viene rappresentato graficamente attraverso una serie di istogrammi.

La Figura 6.5.1 rappresenta la relazione tra le categorie ambientali più importanti e le principali aree di protezione.

Figura 6.5.1 Matrice di impatto dei temi ambientali sulle principali aree di protezione

TEMI AMBIENTALI	PRINCIPALI AREE DI PROTEZIONE		
	<i>Risorse</i>	<i>Salute Umana</i>	<i>Conservazione dell'Ambiente</i>
ESAURIMENTO RISORSE			
Biotiche	++		
Abiotiche	++		
INQUINAMENTO			
Effetto Serra (GWP)		+	++
Distruzione Ozono(ODP)		+	+
Tossicità umana (HT)		+	
Tossicità dell'ambiente (ECT/ECA)		+	++
Ossidanti Fotochimici		++	++
Eutrofizzazione (NP)			++
Acidificazione (AP)		+	++
DEGRADAZIONE DEGLI ECOSISTEMI			
Discariche			++

(++ indica un impatto potenziale diretto, + indica un impatto potenziale indiretto).

6.5.4 Normalizzazione

In questa fase i valori ottenuti dalla caratterizzazione vengono normalizzati, divisi, cioè, per un “valore di riferimento” o “effetto normale” rappresentato generalmente da dati medi su scala mondiale, regionale o europea, riferiti ad un determinato intervallo di tempo. Attraverso la normalizzazione si può stabilire quindi la magnitudo, l’entità dell’impatto ambientale del sistema studiato rispetto a quello prodotto nell’area geografica prescelta come riferimento.

Nella tabella che segue sono riportati i valori attuali relativi ad un anno di produzione industriale mondiale. La normalizzazione avviene, ad esempio, dividendo i risultati dell’operazione di caratterizzazione con quelli qui di seguito riportati.

Figura 6.5.2 Valori relativi ai più comuni temi ambientali, riferiti all’intero pianeta.

TEMI AMBIENTALI	UNITA’	VALORI MONDIALI
Esaurimento fonti energetiche	$\text{GJ} \cdot (\text{anno}^{-1}) \cdot 10^9$	235
Effetto serra	$\text{kg} \cdot (\text{anno}^{-1}) \cdot 10^{12}$	37.7
Ossidanti fotochimici	$\text{kg} \cdot (\text{anno}^{-1}) \cdot 10^9$	3.74
Acidificazione	$\text{kg} \cdot (\text{anno}^{-1}) \cdot 10^9$	286
Tossicità umana	$\text{kg} \cdot (\text{anno}^{-1}) \cdot 10^9$	576
Ecotossicità dell’acqua	$\text{m}^3 \cdot (\text{anno}^{-1}) \cdot 10^{12}$	1160
Ecotossicità del suolo	$\text{kg} \cdot (\text{anno}^{-1}) \cdot 10^{12}$	1160
Eutrofizzazione	$\text{kg} \cdot (\text{anno}^{-1}) \cdot 10^9$	74.8

È necessario fare un’ulteriore osservazione: i dati riportati in figura 6.5.2 sono del tutto generali, per un’analisi più dettagliata è necessario utilizzare indici relativi alle diverse aree geografiche in cui avviene la produzione in esame.

Secondo le norme ISO questa fase non è obbligatoria per un LCA completo.

6.5.5 Valutazione

L’obiettivo della fase di valutazione è quello di poter esprimere, attraverso un indice ambientale finale, l’impatto ambientale associato al prodotto nell’arco del suo ciclo di vita.

I valori degli effetti normalizzati vengono perciò moltiplicati per “fattori peso” della valutazione, relativi alle varie categorie di danno e spesso riportati in guide tecniche, che esprimono l’importanza intesa come criticità, attribuita a ciascun problema ambientale.

Esistono diversi modelli di valutazione, essi possono essere suddivisi in:

Modelli di tipo Comprensivo: includono un elevato numero di parametri differenti, rinunciando spesso ad una elevata precisione e alla quantificazione degli effetti.

Modelli di tipo Quantitativo: trattano i dati di impatto con grande precisione, limitandosi ad un numero circoscritto di parametri.

Modelli di tipo Pragmatico: si pongono come intermedi tra gli altri due, definendo con una certa precisione i parametri che consentono una corretta valutazione del prodotto, tenendo comunque conto dei relativi costi e tempi di esecuzione.

Alla base del calcolo di tali fattori, quale che sia il modello seguito, vi è il principio della “distanza dallo scopo”: essa afferma che quanto più è grande il divario tra lo stato attuale e quello ideale cui si

tende, tanto risulta maggiore la gravità di un effetto. È evidente quanto sia soggettivo tale giudizio, che può variare per aree geografiche, sensibilità e scuole di pensiero differenti.

In alcuni casi si utilizzano fattori di peso uguali tra loro: se la generazione di un prodotto, ad esempio, influisce su sei temi ambientali, per ognuno di essi si potrà assumere che il fattore di peso sia pari ad 1/6; in alternativa si assumono come fattori peso quelli forniti da alcune banche dati, come la Uniliver.

Sommando i valori degli effetti così ottenuti si ottiene un unico valore adimensionale, l'ecoindicatore, indice ambientale finale, che quantifica l'impatto ambientale associato al prodotto.

La fase di Valutazione d'Impatto, a differenza della fase di Inventario che ha raggiunto un buon grado di standardizzazione, è ancora caratterizzata da aspetti controversi che necessitano di ulteriori approfondimenti scientifici. Inoltre la soggettività legata alla scelta dei metodi di Valutazione d'Impatto difficilmente consentirà di raggiungere un consenso internazionale.

Un tentativo di rispondere a tali esigenze di standardizzazione è stato realizzato da ANPA nelle "Linee guida per la Dichiarazione Ambientale di Prodotto" (EDP, 2001), in cui sono descritti i requisiti per l'esecuzione di tutte le fasi di una Valutazione del ciclo di vita e sono identificate una serie di categorie d'impatto predeterminate, al fine di uniformare i contenuti degli studi di LCA.

6.6 *Analisi dei risultati (Life Cycle Interpretation)*

All'interno di questa fase s'interpretano e si rappresentano i risultati delle fasi di inventario e di valutazione degli impatti attraverso un'analisi di sensibilità, in modo da avere una percezione dello studio facilmente fruibile e comprensibile. Ad essa è accompagnata quasi sempre la valutazione dei miglioramenti, la fase dell'LCA nella quale, dopo aver individuato gli ambiti più critici, vengono valutate e selezionate le opzioni e i miglioramenti per ridurre gli impatti e i carichi ambientali dell'unità funzionale in studio. Si possono, in questa sezione, rappresentare anche scenari diversi da quello considerato e confrontare i risultati ottenuti con altri relativi ad una situazione migliore.

Tale fase non ha ancora raggiunto il livello metodologico di quelle precedenti, rimane tuttavia un momento importante poiché consente, ove possibile, un miglioramento dell'impatto ambientale in termini di diminuzione della richiesta d'energia, delle emissioni, dell'uso di risorse, ecc.

È importante rilevare che l'LCA, come tutte le metodologie basate sul confronto, non propone una soluzione assoluta, ma identifica un insieme di alternative tra le quali poi, il decisore, sceglierà a suo giudizio la migliore.

6.6.1 *Analisi critica del metodo LCA*

Poiché il metodo LCA, sia per la fase di normalizzazione, che per quella di valutazione, si basa su valori di soglia (targets) d'impatti ambientali relativi a particolari zone geografiche, anche mondiali, stabiliti da un'Authority, è auspicabile ipotizzare che:

- tali *targets* (quando si riferiscono a valori mondiali) siano costanti nel tempo e validi per tutto il pianeta;
- l'inquinamento a livello mondiale sia rilevato con la massima frequenza (ad esempio annuale) con appositi monitoraggi.

Se le ipotesi precedenti sono verificate, il metodo LCA è un valido strumento che permette di collegare l'impatto ambientale legato ai processi produttivi dei paesi più industrializzati con quelli in via di sviluppo. Si propone, a tal proposito, il seguente esempio.

Per semplicità si considerino tutti i paesi industrializzati rappresentati da un unico paese chiamato I, e tutti i paesi in via di sviluppo rappresentati da un unico paese chiamato S. Il paese I produce attualmente e annualmente un inquinamento ambientale pari ad $i_1 = 80 \text{ kg} \times 10^9/\text{anno}$ d'acidificazione, mentre il paese S produce nello stesso anno un inquinamento ambientale pari a $s_1 = 20 \text{ kg} \times 10^9/\text{anno}$. L'inquinamento totale, riferito al tema acidificazione, prodotto in questo primo anno dai due paesi, è dato da:

$$t_1 = i_1 + s_1 = 80 + 20 = 100 \text{ kg} \times 10^9/\text{anno}$$

dove:

i_1 = quantità di acidificazione prodotta dal paese I nel primo anno di attività;

s_1 = quantità di acidificazione prodotta dal paese S nel primo anno di attività;

t_1 = quantità totale di acidificazione prodotta nei due paesi nel primo anno.

Si suppone, in maniera del tutto esemplificativa, che il target mondiale t_{\max} per l'acidificazione, da raggiungere entro un determinato periodo di tempo (ad esempio nell'anno successivo a quello esaminato), sia di $t_{\max} = 80 \text{ kg} \times 10^9/\text{anno}$ di acidificazione.

Il fattore di riduzione f_{r1} per rispettare il limite, da applicare ad entrambi i paesi è di:

$$f_{r1} = t_1/t_{\max} = 100/80 = 1.25$$

Il paese I può quindi produrre un inquinamento ambientale nel secondo anno pari a:

$$i_2 = i_1/f_{r1} = 80/1.25 = 64 \text{ kg} \times 10^9/\text{anno di acidificazione}$$

dove:

i_2 = quantità massima ammissibile di acidificazione che il paese I può produrre nel secondo anno di attività.

La riduzione della produzione di acidificazione (tramite l'uso di tecnologie meno inquinanti) del paese I per il secondo anno deve essere pari a Δi :

$$\Delta i = i_1 - i_2 = 80 - 64 = 16 \text{ kg} \times 10^9/\text{anno di acidificazione}$$

dove:

Δi = riduzione di acidificazione del paese I.

Il paese S può produrre un inquinamento ambientale pari a:

$$s_2 = s_1/f_{r1} = 20/1.25 = 16 \text{ kg} \times 10^9/\text{anno di acidificazione}$$

dove:

s_2 = quantità massima ammissibile di acidificazione che il paese S può produrre nel secondo anno di attività.

Il paese S deve quindi ridurre la produzione di acidificazione per l'anno successivo di un Δs pari a:

$$\Delta s = s_1 - s_2 = 20 - 16 = 4 \text{ kg} \times 10^9/\text{anno di acidificazione}$$

dove:

Δs = riduzione di acidificazione del paese S.

Tutto questo vale nell'ipotesi che, in ciascuno dei due paesi, durante l'anno successivo, la produzione industriale non cambi.

Si prenda ora in considerazione il caso in cui nel secondo anno entrambi i paesi, grazie alle loro tecnologie di produzione, abbiano applicato il fattore di riduzione $f_{r1} = 1.25$ alla quantità d'acidificazione annuale prodotta, ma, mentre il paese I ha mantenuto costante il suo livello di produzione industriale, il paese S l'ha raddoppiata.

A seguito di ciò, la quantità d'acidificazione prodotta dal paese S è aumentata rispetto a quella del primo anno di una quantità pari a:

$$s_3 = s_1 \times 2 = 16 \times 2 = 32 \text{ kg} \times 10^9/\text{anno di acidificazione}$$

dove si ha:

s_3 = quantità di acidificazione prodotta nel paese S nel secondo anno, applicando f_{r1} e tenendo conto che è raddoppiata la sua produzione industriale.

Rimane inalterata l'acidificazione del paese I, pari a $i_3 = 64 \text{ kg} \times 10^9/\text{anno di acidificazione}$.

La quantità d'acidificazione totale prodotta dai due paesi vale ora:

$$t_2 = i_3 + s_3 = 64 + 32 = 96 \text{ kg} \times 10^9/\text{anno di acidificazione}$$

dove si ha:

t_2 = quantità totale di acidificazione prodotta dai due paesi nel secondo anno.

Poiché il target $t_{\max} = 80 \text{ kg} \times 10^9/\text{anno}$ d'acidificazione è costante, per ipotesi, si ha che il fattore di riduzione f_{r2} in questo caso vale:

$$f_{r2} = t_2/t_{\max} = 96/80 = 1.2$$

Quest'esempio mostra come il paese I, nonostante sia rispettoso del *target* assegnato mediante l'uso del fattore di riduzione, deve ridurre ulteriormente la quantità di acidificazione prodotta annualmente, per l'effetto dello sviluppo industriale del paese S, che è altrettanto rispettoso del *target*, ma che si sta sviluppando industrialmente.

Quanto detto fino ad ora per il tema ambientale dell'acidificazione, è ovviamente valido per qualsiasi altro tema ambientale.

Dall'esempio sopra riportato s'intuisce un problema d'ordine storico, politico e sociale: la crescita economica e l'industrializzazione dei paesi in via di sviluppo aumenta l'inquinamento mondiale. Se si volesse risolvere tale problema con il rispetto del target mondiale d'impatto ambientale ammissibile e consentito, i paesi industrializzati sarebbero costretti a ridurre ulteriormente l'impatto ambientale delle loro produzioni, venendo sottoposti ad un aumento dei costi, volti ad ottenere processi e prodotti industriali maggiormente ecocompatibili (necessariamente più costosi almeno all'inizio), con il rischio d'essere meno competitivi, a livello di costo, rispetto ai prodotti provenienti dai paesi in via di sviluppo. Purtroppo sembra che a tale problema molti paesi industrializzati diano risposta esportando le tecnologie industriali ed i processi tecnologici considerati più inquinanti nei paesi in via di sviluppo, dove la sensibilità e la pressione dell'opinione pubblica ed i controlli da parte dello Stato sono sicuramente meno incisivi. E rendendo il *target* mondiale di impatto ambientale un obiettivo sempre più lontano ad essere soddisfatto.

6.6.2 Conclusione

Il metodo dell'LCA risulta tanto più attendibile quanto più è ricca la banca dati delle sostanze

rilasciate nell'ambiente dai vari processi industriali necessari per l'ottenimento del prodotto in esame. Inoltre, poiché la valutazione dei risultati dell'LCA dipende sia dalla scelta dei metodi utilizzati per collegare le sostanze emesse nell'ambiente alle categorie d'impatto ambientale, sia dalla scelta attuata per ridurre l'attuale livello di sostanze inquinanti in un tempo determinato, si comprende come queste due scelte siano molto delicate e complesse; esse coinvolgono infatti molteplici aspetti tecnici, sociali ed economici, quali il rispetto dell'ambiente, il rapporto tra costi e benefici che riguardano non solo le aziende e ma anche tutta la società civile.

7 Il metodo degli Eco-Indicator99

7.1 Categorie di danno

L'Eco-indicator è una metodologia sviluppata dalla Pré (Product Ecology Consultants) per conto del Ministero dell'Ambiente olandese: essa costituisce un potente strumento per i progettisti utile ad aggregare i risultati di un LCA in grandezze o parametri facilmente comprensibili ed utilizzabili, chiamati appunto Eco-indicatori. I progettisti, infatti, pur non essendo solitamente esperti in materia di ambiente, affrontano decisioni che influenzano fortemente le proprietà di un prodotto e l'impatto che esso avrà sull'ambiente circostante.

Principalmente due grandi ostacoli impedivano l'effettivo utilizzo dell'LCA nella progettazione: l'esecuzione di un LCA richiedeva tempi troppo lunghi per risultare utile ai progettisti ed i risultati ottenuti erano spesso troppo difficili da interpretare. La metodologia degli Eco-indicatori risolve questi problemi in due maniere, aggregando i risultati dei danni in tre sole categorie principali e calcolando valori standard per i materiali ed i processi più frequentemente considerati.

La versione seguita nell'ambito del presente studio è la più recente in ordine di tempo, risale infatti al 1999, e risulta di gran lunga migliore della precedente poiché comprende diversi aspetti altrimenti ignorati adottando un sistema di calcolo estremamente più articolato.

L'Eco-indicator 99 presenta infatti i seguenti miglioramenti rispetto alla versione del 1995:

- migliore definizione delle categorie di danno;
- possibilità di valutare l'esaurimento delle risorse;
- inclusione dello sfruttamento del territorio come categoria d'impatto;
- migliore definizione degli effetti dei danni e introduzione dell'analisi di previsione (fate analysis).

Nel procedere allo sviluppo della nuova metodologia si è ritenuto importante partire dalla fase più critica e maggiormente controversa dello studio, quella finale. È proprio in questa fase infatti che vengono attribuiti differenti pesi alle diverse categorie di danno, le quali sono perciò individuate in un numero sufficientemente ristretto e riguardano aspetti concreti e facilmente comprensibili.

Lo schema principale del metodo valuterà quindi esclusivamente tre tipi di danno ambientale:

- Human Health (Salute Umana)
- Ecosystem Quality (Qualità dell'ecosistema)
- Resources (Sfruttamento delle Risorse)

Sono poi stati sviluppati dei modelli che legano tali categorie di danno alle sostanze individuate

nello studio del ciclo di vita del prodotto.

Si è già visto, infatti, come allo scopo di determinare l'interazione fra un prodotto e l'ambiente circostante, sia necessario comprendere tutti gli aspetti coinvolti durante il ciclo di vita del prodotto stesso e come, a tale proposito, sia stato sviluppato il metodo dell' LCA.

Esso richiede in primo luogo un inventario di tutte le emissioni e di tutti i consumi di risorse da attribuire al prodotto nel suo intero ciclo di vita; il risultato di questo inventario è un elenco di emissioni, consumi di risorse e di impatti di altro tipo (uso e sfruttamento dei terreni ecc.), che prende il nome di *inventory result*. Per rendere la procedura più comprensibile e facilmente interpretabile, data la grande quantità di dati, è pratica comune raggruppare i tipi di impatto per categorie e calcolarne un punteggio globale, riferendosi così alle categorie di impatto piuttosto che ai differenti tipi di impatto riscontrati.

Nello sviluppare i progetti Eco-indicator 99 e 95 è stato utilizzato un approccio top-down attraverso il quale si è partiti definendo i risultati richiesti dalla valutazione, nel caso specifico le tre categorie di danno precedentemente definite. Ciò implica la necessità di una definizione chiara ed univoca del termine "ambiente" (indicato dal prefisso "Eco-") e dell'approccio con cui affrontare e valutare i diversi problemi ambientali.

Quando si applicano gli Eco-indicator 99 ad un LCA bisogna tenere conto che tutte le emissioni e tutte le forme di sfruttamento del territorio sono valutate con riferimento all'Europa, con le seguenti eccezioni e restrizioni:

- il danno della riduzione dello strato di ozono e l'effetto serra sono valutati su scala globale;
- il danno dovuto ad alcune sostanze radioattive è valutato su scala globale;
- il danno dovuto all'esaurimento delle risorse è valutato su scala globale;
- il danno dovuto ad alcune persistenti sostanze cancerogene è definito considerando anche le regioni geografiche contigue all'Europa.

I risultati ottenuti devono essere inoltre visti come marginali, nel senso che riflettono l'incremento del danno che si aggiunge ad un livello di danno corrente già presente.

7.2 Campi di conoscenza

L'LCA si sviluppa attraverso tre campi della conoscenza umana, definiti come "spheres":

- *Technosphere*, che riguarda la descrizione del ciclo di vita, le emissioni derivanti dai processi, tutte le procedure basate su relazioni di causa-effetto;
- *Ecosphere*, che comprende la modellizzazione dei cambiamenti (danni) inflitti all'ambiente;
- *Valuesphere*, che contempla la valutazione sulla gravità dei danni arrecati.

Le prime due "sfere" si basano su conoscenze scientifiche e naturali. Per le valutazioni relative alla "Technosphere" le percentuali di incertezza sono relativamente basse, mentre per la "Ecosphere" si usano modelli piuttosto incerti, difficilmente verificabili e dati con unità di misura aventi errori di diversi ordini di grandezza. La "Valuesphere" appartiene invece alla sfera delle scienze sociali, nelle quali non può esistere una sola verità.

Comprendere il legame che esiste fra queste tre "sfere" è fondamentale per comprendere la metodologia degli Eco-indicator 99.

Il ciclo di vita, infatti, viene costruito nell'ambito della "Technosphere" e il suo risultato è l'inventario. Il legame tra i dati presenti nell'inventario vengono collegati alle tre categorie di danno o "endpoints" attraverso il modello realizzato nella "Ecosphere". Il modello della "Valuesphere" viene usato per pesare le tre categorie di danno secondo un unico indicatore.

7.3 La definizione di "ambiente"

Il termine ambiente è per sua natura talmente vario e generico da rendere fondamentale una definizione di ciò che nella metodologia considerata si intende per ambiente, o cosa si vuole indicare con il termine "Eco". Esso è visto come un sistema il cui stato è definito da un insieme di parametri fisici, chimici e biologici influenzati dall'uomo, legati a loro volta a condizioni per la sopravvivenza dell'uomo stesso e della natura. Queste condizioni includono la salute umana, la qualità dell'ecosistema e il reperimento di risorse.

Le tre condizioni sopra descritte non sono sufficientemente esplicative, una descrizione più esaustiva di ciò che è incluso nelle definizioni diventa perciò necessaria per la comprensione della metodologia.

- Il concetto di salute umana (*Human Health*) comprende l'idea che tutti gli esseri umani, nel presente o nel futuro, saranno esenti da malattie, invalidità o morti premature causate dall'ambiente circostante.
- La presenza di una buona qualità dell'ecosistema (*Ecosystem Quality*) implica che le specie animali e vegetali interessate non soffrano di cambiamenti indotti che alterino la loro popolazione e distribuzione geografica.
- La categoria reperimento di risorse (*Resources*) racchiude il concetto che la scorta di sostanze essenziali per lo sviluppo della nostra società possa essere o meno disponibile anche per le generazioni future.

Si può notare che sarebbe stato possibile selezionare altre categorie di danno oltre alle precedenti già descritte, come, ad esempio, la prosperità, la felicità, l'uguaglianza, la sicurezza. Questi aspetti non sono stati presi in considerazione, da una parte perché troppo complessi da definire all'interno di un modello, dall'altra poiché generalmente l'effetto di alcuni prodotti su queste categorie è talmente ambiguo da risultare difficilmente interpretabile. Ciò potrebbe, ad esempio, portare alla conclusione che i pesticidi abbiano un effetto fortemente positivo sulla prosperità dell'uomo mentre, allo stesso tempo, ne minacciano seriamente la salute.

7.4 Le fonti di incertezza

Nello sviluppo di una metodologia scientifica si incontrano diverse categorie di incertezza: le due tipologie fondamentali sono la Fundamental uncertainty e la Operational uncertainty cui, nel caso in esame, si aggiunge la Uncertainty of completeness.

Nel dettaglio avremo:

- Operational Uncertainty. Dipende dall'incertezza insita nella natura dei dati e dei parametri tecnici. Fortunatamente tali incertezze sono relativamente semplici da considerare aggiungendo informazioni sulla distribuzione di probabilità propria dei valori in esame.

- *Fundamental Uncertainty*. Riguarda l'incertezza sull'esattezza del metodo ed è legata al fatto che certe scelte sono inevitabilmente guidate da visioni soggettive, etiche e morali della realtà. Purtroppo tale tipo di incertezza non può essere evidenziato tramite l'aggiunta di dati statistici quali, ad esempio, una deviazione standard.
- *Uncertainty on the completeness*. È l'incertezza causata dall'incompletezza del metodo. Esso, infatti, per quanto accurato, non potrà mai comprendere tutti gli aspetti ed i meccanismi considerati rilevanti ai fini dello studio poiché ce ne saranno sempre alcuni per i quali non sarà possibile una adeguata descrizione con gli strumenti a disposizione, o, più semplicemente, non si avranno dati sufficientemente attendibili. L'unico accorgimento utile a palesare le incompletezze del metodo è quello di specificare sempre aspetti ritenuti importanti ma non ancora inclusi per determinati motivi.

7.4.1 L'incertezza sui dati

Nel metodo Eco-indicator 99 si è creduto opportuno fornire stime accurate sull'incertezza dei dati quando ciò fosse ritenuto rilevante ai fini del risultato. Spesso sono perciò forniti i valori dello scarto quadratico medio (σ_g^2) assumendo una funzione di distribuzione di probabilità log-normale. Il valore dello scarto quadratico medio esprime la variazione tra il valore medio e i limiti minimo e massimo corrispondenti al livello di confidenza prescelto:

Limite minimo per un livello di confidenza del 95 % = valore medio / σ_g^2

Limite massimo per un livello di confidenza del 95 % = valore medio * σ_g^2

7.4.2 L'incertezza sull'esattezza del metodo

Nel corso dello sviluppo della metodologia sono stati affrontati diversi problemi, come ad esempio:

- cosa includere o escludere dal modello;
- che livello di accuratezza scientifica richiedere per accettare una teoria o un'ipotesi;
- che tipo di schematizzazione temporale adottare;
- se i problemi di salute di giovani e anziani fossero da considerare a pari gravità;
- se i danni futuri dovessero essere considerati ugualmente seri rispetto a quelli più immediati;
- se i danni evitabili attraverso una buona gestione dovessero essere trascurati.

Le basi su cui affrontare queste decisioni sono piuttosto soggettive, ciò può creare problemi molto seri soprattutto quando tali scelte comportano effetti significativi sui risultati finali.

Ad esempio, considerando le sostanze cancerogene, queste sono state suddivise dall'IARC in tre gruppi principali a seconda che i loro effetti siano più o meno riconosciuti dalla comunità scientifica, il problema naturalmente in questo caso riguarda quali gruppi di sostanze tenere in considerazione.

È perciò chiaro che si è reso necessario sostenere scelte soggettive, ma, consapevoli di ciò, si è ricercata una soluzione in grado di gestire la soggettività in ciascun passo del modello.

7.4.2.1 Il concetto di “Cultural Theory”

Hofstetter [1998] ha analizzato il problema della modellizzazione della soggettività proponendo di usare a questo scopo la “Cultural Theory” [Thompson et al 1990] attraverso la quale distinguere

cinque principali sistemi di valori.

Tale teoria è stata ottenuta da Thompson considerando i comportamenti delle persone rispetto a due dimensioni fondamentali dell'esistenza umana: l'attaccamento al gruppo ed il grado di indipendenza nei confronti di imposizioni e prescrizioni esterne (il "grid"). Differenti combinazioni di valori delle due dimensioni considerate identificano una *way of life* la quale influirà certamente sulle scelte e sul sistema di valori di ciascun individuo e del gruppo cui appartiene.

L'esperienza dimostra come questa distinzione sia sufficientemente valida per valutare i comportamenti delle persone. È tuttavia importante sottolineare che tale teoria non implica che ci siano esclusivamente cinque tipologie di persone poiché, come sappiamo, la personalità dell'uomo è estremamente sfaccettata. Ciascuno può appartenere a più categorie, reagendo alle diverse situazioni in maniera differente a seconda del contesto.

Sono descritte di seguito, in maniera sintetica, le caratteristiche distintive dei cinque archetipi:

- Individualist. È una persona libera da qualsiasi legame. Nella sua visione, tutto è provvisorio e soggetto a negoziazione.
- Egalitarian. Possiede un forte attaccamento al gruppo ma non alle sue imposizioni. Non riconoscendo differenze di ruolo rende ambigue le relazioni all'interno del gruppo scatenando spesso conflitti.
- Hierarchist. È un soggetto che possiede forti legami sia con il gruppo sia con le sue regole. Crea una forte stabilità, favorendo azioni di controllo su di sé e sugli altri.
- Fatalist. Dipende profondamente dalle prescrizioni ma non sente l'appartenenza al gruppo, agisce perciò singolarmente.
- Autonomist. Appartiene ad una minoranza che rifiuta l'influenza del gruppo e di tutte le sue prescrizioni.

È evidente che le prime tre tipologie di persone fondano le proprie scelte su valide prospettive, al contrario delle ultime due, le quali, per questo motivo, non possono essere considerate nel modello. Il fatalista tende infatti a non avere opinioni proprie ma ad uniformarsi al giudizio degli altri, mentre l'autonomista ha un pensiero completamente sfuggente a qualsiasi tipo di modellizzazione.

L'uso della *Cultural Theory* permette quindi di sviluppare per ciascuno dei tre archetipi prescelti un'ampia gamma di atteggiamenti e convinzioni che vanno a costituire una base importante per lo sviluppo della modellizzazione delle scelte personali.

I comportamenti e le opinioni alla base del sistema di valori utilizzato nel metodo *Eco-indicator 99* sono raccolti nella Figura 7.4.1.

Figura 7.4.1 La visione del mondo nelle tre prospettive culturali

	UGUALITARIA	INDIVIDUALISTA	GERARCHICA
Criterio guida	Argomentazioni	Esperienza	Evidenza
Stile nelle scelte	Prevenzione	Adattamento	Controllo
Distribuzione delle risorse	Paritaria	Prioritaria	Proporzionale
Percezione del tempo	Lungo periodo	Breve periodo	Bilanciamento lungo-breve periodo
Responsabilità verso le generazioni future	Presente < Futuro	Presente > Futuro	Presente = futuro

Visione delle risorse	Verso esaurimento	Abbondanti	Scarse
Percezione del rapporto fabbisogno-risorse	Gestione del fabbisogno ma non delle risorse	Gestione delle risorse e del fabbisogno	Gestione delle risorse ma non del fabbisogno
Atteggiamento verso la natura	Attenzione	Laissez-faire	Regolamentazione
Atteggiamento verso l'uomo	Costruzione di una società egalitaria	Channel rather change	Restrizione del comportamento
Percezione del rischio	Avversione al rischio	Ricerca del rischio	Accettazione del rischio

La classificazione e valutazione delle tre categorie hanno forti implicazioni sulla metodologia; l'effetto più evidente è che non si ha più un unico modello ma tre distinte versioni dello stesso modello.

Nella versione individualista si è deciso di includere solamente le relazioni di causa-effetto che dispongano di prove della loro validità e di utilizzare, quando possibile, una prospettiva di breve termine. La preferenza accordata alle situazioni sperimentate rispecchia l'atteggiamento dell'individualista di considerare discutibile tutto ciò che non gli trasmette certezza, così come il fatto che non possa essere provato che gli effetti a lungo termine potranno essere annullati dal progresso della scienza e della società. Per quanto riguarda la salute umana, nella percezione individualista, questa è valutata più importante nei più giovani rispetto agli anziani.

La prospettiva gerarchica comprende meccanismi sostenuti con sufficiente riconoscimento dalla comunità scientifica e politica, l'atteggiamento gerarchico è infatti piuttosto comune all'interno di questi gruppi.

Nella versione egalitaria si è adottato un principio precauzionale cercando di non tralasciare nulla, includendo anche ciò che non è completamente provato, riflettendo l'opinione di chi non accetta la guida della comunità scientifica e delle organizzazioni politiche. Allo stesso modo si è utilizzata una prospettiva di lungo termine non accettando l'idea che in futuro i problemi potranno essere risolti dal progresso della scienza. È chiaro che questa è la versione più comprensiva ma anche la più soggetta ad incertezze ed errori.

Come conseguenza di ciò non si avrà un solo valore in uscita ma tre differenti valori dipendenti dalla prospettiva prescelta. Questo potrebbe sembrare un ostacolo per l'utilizzatore del modello mentre, in realtà, riflette il fatto che il giudizio su problemi ambientali non possa essere oggettivo.

Presentando tre diverse prospettive ciascuno è libero di scegliere quella che ritiene più adeguata allo scopo, può calcolare una media dei tre diversi valori ottenuti, media che potrebbe anche essere pesata considerando la distribuzione della popolazione europea nei confronti delle tre diverse prospettive; bisogna tuttavia considerare che la media dei valori, in questo caso, ha un significato limitato poiché rappresenta la media di tre visioni completamente differenti.

I progettisti del modello raccomandano di usare la versione gerarchica come default, è infatti quella che trova un maggiore accordo con tutti gli altri modelli. Le altre due prospettive possono essere usate per conferire più forza e sensibilità all'analisi. Il fatto di sapere se l'analisi dipenda o meno dalla prospettiva adottata costituisce essa stessa una informazione molto importante ai fini dello studio.

7.4.3 L'incertezza sulla completezza del metodo

Nello stendere la metodologia di valutazione dell'impatto sulle tre categorie di danno è sempre apparso evidente il fatto che il lavoro non avrebbe mai raggiunto la totale completezza; il problema più rilevante non è tuttavia questo, ma la considerazione che, essendo stati tralasciati certi meccanismi perché sconosciuti o non modellabili, diventa molto difficile valutare l'importanza di queste omissioni. A volte è tuttavia possibile stimarne l'entità attraverso valutazioni che considerino il tipo di studio da effettuare: ad esempio la mancanza di un modello per la dispersione dei fosfati attraverso l'acqua è certamente più importante nello studio dell'LCA di un detergente piuttosto che in quello di un sistema di trasporto.

7.5 Caratteristiche dell'inventario

La metodologia Eco-indicator 99 necessita di alcune specificazioni per la definizione dell'inventario.

Sono prese in considerazione emissioni in aria, acqua e suolo:

- un importante parametro da considerare e specificare con cautela è la concentrazione delle polveri fini (SPM_{10} e $SPM_{2.5}$);
- gli effetti dei fertilizzanti utilizzati in agricoltura non sono da considerare come emissioni nel suolo poiché già inclusi nei dati sullo sfruttamento del terreno;
- i quantitativi di pesticidi, fungicidi e erbicidi direttamente applicati al suolo vengono considerati come emissioni al suolo coltivato. Nell'analisi di previsione viene calcolata la quantità di tali sostanze che emigrano verso altri compartimenti (aria, acqua, suolo naturale e suolo industriale): La parte rimanente che resta sul suolo coltivato non è modellata ma è inclusa nei dati sul *land-use*;
- le sostanze radioattive vengono classificate per isotopi e la loro azione valutata in [becquerel].

Vengono considerati i minerali e i combustibili fossili non come materiali grezzi. Viene considerato l'uso del territorio definito come prodotto dell'area per il tempo di occupazione e dipendente dal tipo di uso; se è oggetto di trasformazioni deve essere specificata la qualità originale e quella ottenuta dopo la modifica.

7.6 La Caratterizzazione

Il metodo utilizza quattro differenti procedure per collegare l'inventario alle tre categorie di danno principali; tali collegamenti permettono di individuare e pesare all'interno di una singola categoria il tipo di danno relativo alla sostanza emessa o alla risorsa usata. Vengono in questo modo determinati dei fattori specifici da moltiplicare per il peso della sostanza emessa o consumata.

Per la categoria Human Health vengono eseguite le seguenti analisi:

- "Fate analysis" che lega la sostanza emessa alla variazione della sua concentrazione nel tempo;
- "Exposure analysis" che lega questa variazione di concentrazione ad una dose;
- "Effect analysis" che lega la dose di emissione agli effetti sulla salute umana come il numero e tipi di tumore e gli effetti respiratori;

- “Damage analysis” che lega gli effetti sulla salute al numero di anni vissuti dall’uomo come ammalato (YLD) e al numero di anni di vita persi (YLL).

Per la categoria Ecosystem Quality vengono considerati due tipi di impatto:

- le emissioni tossiche (ecotoxicity) e quelle che modificano l’acidità e i livelli nutritivi (acidification and eutrophication). Per tali categorie di impatto si segue la seguente procedura di analisi:
 - ✓ “Fate analysis” che lega le emissioni alle concentrazioni;
 - ✓ “Effect analysis” che lega le concentrazioni alla tossicità, ai livelli di acidità o all’incremento di sostanze nutritive;
 - ✓ “Damage analysis” che collega questi effetti all’incremento potenziale della scomparsa di piante.
- l’uso e la trasformazione del territorio (land use) sulla base di dati empirici relativi alla qualità degli eco-sistemi, funzione del tipo di uso del territorio e del valore della sua area.

Per la categoria Resources vengono seguite due fasi:

- “Resource analysis” che lega l’estrazione di una risorsa alla riduzione della sua concentrazione;
- “Damage analysis” che lega la minore concentrazione di risorse all’aumento dell’energia spesa per la loro estrazione in futuro.

7.6.1 La Fate Analysis

Una rilevante caratteristica dell’inventario è la completa assenza di informazioni spaziali e temporali. L’inventario di un LCA, infatti, specifica solamente la massa di una certa sostanza emessa senza precisare né dove né tanto meno con quale concentrazione è stata rilasciata.

L’emissione che accompagna, ad esempio, la fase di estrazione di un materiale grezzo è sommata a quella determinata dalla produzione dell’energia elettrica consumata allo scopo; sono aggiunte in seguito le quantità di materiali percolate nell’ambiente a causa della futura decomposizione del prodotto in discarica, fatto che potrà verificarsi anche fra centinaia di anni.

Ciò significa che si è in grado di conoscere solamente il valore totale dell’emissione senza però sapere quando e dove essa si manifesterà e con quale concentrazione nell’ambiente circostante.

Questa carenza di informazioni rappresenta il più grande ostacolo nella modellizzazione del danno poiché esso non è causato direttamente da un rilascio (espresso in unità di massa) ma da una concentrazione.

È perciò necessaria una procedura che sia in grado di convertire emissioni discrete espresse in unità di massa in concentrazioni.

7.6.1.1 I “Fate models”

Esistono numerosi modelli capaci di stabilire una relazione tra il flusso di una sostanza e la relativa concentrazione: questi prendono il nome di Fate models dal momento che prevedono il destino della sostanza, il suo degrado o il trasferimento verso aree, veri e propri bacini naturali di raccolta (sink) che ne rappresentano la destinazione finale.

Il problema più grande di tali modelli è che, se consideriamo una concentrazione costante

nell'ambiente, questa potrà essere correlata solamente ad un flusso e non ad un rilascio discreto di una certa massa di sostanza. Ciò, in altre parole, dimostra la difficoltà a modellare situazioni dinamiche. Fondamentalmente, infatti, tali modelli sono sviluppati come modelli statici da utilizzare per calcolare una concentrazione costante come risultato di una emissione costante.

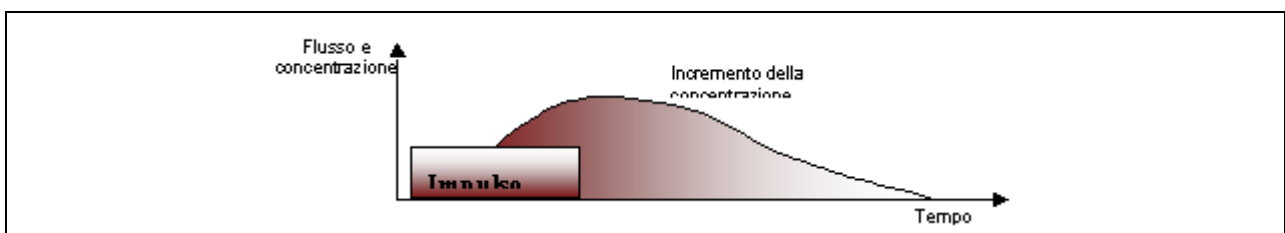
Anche quei pochi modelli in grado di adattarsi a situazioni dinamiche presentano un ulteriore problema: l'inventario non contiene informazioni circa la forma dell'impulso che costituisce il rilascio di una sostanza. Si supponga, ad esempio, di considerare uno stabilimento che produca 1000 rasoi l'ora e che emetta 1 kg all'ora di una certa sostanza; se si dovesse modellare l'effetto della produzione di un singolo rasoio si potrebbe dire che ciascun rasoio produce una emissione di 1 kg ogni 3,6 secondi, d'altra parte, a ragione, si potrebbe affermare che produca 1 grammo all'ora, 1/24 di grammo al giorno...

7.6.1.2 Il problema flusso-impulso

Una massa di una certa sostanza scaricata nell'ambiente causa dapprima un temporaneo incremento della concentrazione ed, in seguito subisce, prima o poi, una degradazione, un arresto permanente o una diluizione fino a raggiungere la concentrazione naturale circostante.

Dal momento che non è possibile modellare il flusso reale attraverso l'ambiente (poiché, come abbiamo visto, non si è in grado di conoscere né dove né tanto meno quando verrà rilasciata la sostanza), si può assumere che le masse specificate nell'inventario siano emesse in forma di impulsi. I modelli usati per questo studio non sono dinamici, per cui sono in grado di calcolare esclusivamente una concentrazione costante derivante da un flusso altrettanto costante: non si è in grado quindi di calcolare gli incrementi transitori di concentrazione conseguenti al rilascio.

Figura 7.6.1 Incremento transitorio della concentrazione dovuto ad un rilascio impulsivo



Questo problema può essere risolto in diversi modi. La soluzione adottata in questo studio prevede una allocazione temporale sintetizzabile come segue:

- nel modello di dispersione si usa un flusso costante per calcolare la concentrazione finale: il valore di tale flusso è assunto come l'ampiezza dell'impulso;
- il valore dell'emissione discreta derivata dall'inventario viene divisa per il valore del flusso: il risultato di questa operazione è un intervallo di tempo (la lunghezza dell'impulso).

Come risultato si ottiene che una emissione discreta in massa può essere correlata ad un flusso costante durante un certo periodo di tempo.

Tutti i danni saranno di conseguenza espressi in riferimento ad un intervallo di tempo, indipendentemente dal fatto che siano o meno reversibili. Ciò non è inusuale se si pensa che anche

l'incremento nella concentrazione di una sostanza è da considerarsi temporaneo. La scelta della quota da attribuire all'impulso sarà chiaramente proporzionale al periodo di tempo considerato.

Il vantaggio di adottare questa procedura di allocazione temporale è che, in questo modo, si è in grado di considerare una massa di una certa sostanza come responsabile di una certa concentrazione costante durante un certo periodo di tempo.

Il modello lega perciò una massa al prodotto tra l'ampiezza di un impulso e la sua lunghezza ed, essendo lineare, non rende necessario conoscerne la durata ma soltanto il prodotto.

Allo stesso modo si può sviluppare lo stesso concetto per il danno: come una massa può essere ritenuta responsabile di una concentrazione, può esserlo anche di un certo danno durante un periodo di tempo determinato.

In termini matematici si ha quindi:

$$F = M/T = a * A * PEC$$

Essendo:

F	flusso [kg/yr]
M	massa [kg]
T	tempo [yr]
a	costante del modello [m/yr]
A	area [m ²]
PEC	<i>predicted environmental concentration</i> [kg/m ³]

Se moltiplichiamo ambo i membri per T:

$$M = a * PEC * A * T$$

La massa rilasciata comporta una concentrazione su una certa area per un certo intervallo di tempo: essendo il danno proporzionale alla concentrazione, si può affermare che una massa di inquinanti comporta un danno su una certa area, durante un certo periodo di tempo.

7.6.1.3 La Fate analysis con EUSES

Il codice EUSES (European Uniform System for the Evaluation of Substances) è un sistema europeo standard per la valutazione della diffusione delle sostanze. Nel modello esso viene utilizzato per lo studio della Fate analysis delle sostanze cancerogene che causano danni alla salute umana e delle sostanze tossiche responsabili del deterioramento della qualità dell'ecosistema.

Il codice si fonda sull'ipotesi dell'omogeneità dei mezzi considerati (aria, acqua, sedimenti e suolo), attraverso i quali avvengono trasporti e trasformazioni rappresentati da processi semplici; la distribuzione delle sostanze fra i diversi comparti è determinata dalle proprietà fisiche e chimiche delle sostanze e dalle caratteristiche dei mezzi stessi.

È importante sottolineare che nella valutazione si suppone sempre che i rilasci avvengano in Europa, ritenuta come un sistema chiuso, e che la dispersione delle sostanze proceda attraverso tutto il continente, con il risultato di ottenere una concentrazione media in aria, acqua e suolo. Ciò

significa che non vengono presi in considerazione gli effetti locali e più intensi dovuti alle alte concentrazioni nelle zone più vicine alla sorgente dell'emissione. Seppure molto restrittiva, questa è una ipotesi fondamentale per non sottostimare le concentrazioni finali.

Nella Fate analysis, quindi, da un flusso costante è ricavata una concentrazione, anch'essa costante, chiamata PEC (Predicted Environmental Concentration) attraverso la quale è calcolato il danno all'ecosistema e l'esposizione dell'uomo per inalazione, ingestione o per altre vie.

Il codice è stato progettato per lo studio delle sostanze organiche, senza valutare gli effetti tossici e cancerogeni dei metalli, molto meno prevedibili e piuttosto complessi da modellare; per questi fenomeni l'analisi è stata condotta combinando EUSES con altre sorgenti di informazioni e cercando di accordare i risultati ottenuti.

7.6.1.4 Fonti di incertezza

La Fate analysis comprende molte fonti di incertezza al suo interno, che derivano da diverse ragioni:

- il modello lineare di dispersione e accumulo delle sostanze tra i differenti comparti ambientali non riflette totalmente la realtà;
- l'assunzione di una concentrazione uniforme si adatta bene allo studio dell'esposizione umana, ma è in genere diversa dal caso reale;
- i dati sulla degradazione fisico-chimica delle sostanze sono anch'essi passibili di incertezza a causa della loro estrema variabilità e dei limiti delle tecniche di analisi.

L'incertezza correlata all'analisi è misurabile tramite il valore dello scarto quadratico medio; in questo caso σ_g^2 ha un'ampia variabilità, tra 2 e 80, dipendente, rispettivamente, dalla minore o maggiore attitudine alla ripartizione da parte delle sostanze.

7.6.2 “Human Health”

L'Organizzazione Mondiale della Sanità (WHO) ha dichiarato che la salute “non è semplicemente assenza di malattie o infermità ma riflette uno stato di completo benessere fisico, mentale e sociale”; essa afferma inoltre che “ la salute ambientale degli uomini include sia gli effetti patologici delle sostanze chimiche, della radioattività e di alcuni agenti biologici, sia gli effetti, spesso indiretti, dell'ambiente fisico, psicologico, sociale ed estetico comprendendo il problema degli alloggi, lo sviluppo urbano, l'uso del territorio ed i trasporti.”

Nella metodologia Eco-indicator99 si esaminano solamente alcuni aspetti di un problema così sfaccettato ed in particolare:

- si considereranno esclusivamente le emissioni antropogeniche in atmosfera, idrosfera e geosfera, escludendo le condizioni nei posti di lavoro e negli alloggi, gli incidenti stradali, i danni causati dall'abuso di alcol e del fumo, ecc.;
- i problemi di salute derivanti da disastri naturali, eruzioni vulcaniche, microrganismi non riguardano questo studio;
- non verranno presi in considerazione gli aspetti economici legati al benessere umano, come ad esempio il reddito pro-capite.

Da queste limitazioni consegue che la definizione di Human Health contemplata nell'LCA è molto più restrittiva di quella considerata dal WHO: per salute umana si intende in questo contesto l'assenza di morti premature, malattie o irritazioni causate da emissioni derivanti da processi agricoli o industriali nell'aria, nell'acqua e nel suolo.

7.6.2.1 Il concetto di DALY

Se si vuole quantificare il danno arrecato alla salute umana è necessario considerare una scala che sia capace di misurare la salute della popolazione. Essa dovrà comprendere il numero di individui interessati dal problema, il tempo sottratto a ciascun individuo da infermità o morte prematura e la gravità della malattia.

A livello internazionale, un indicatore di questo tipo, in grado di stimare il carico totale da attribuire a ciascun problema di salute, è stato sviluppato da Murray nel "Global Burden of Disease Study" portato avanti in collaborazione con la Banca Mondiale e l'Organizzazione Mondiale della Sanità.

Questo indicatore esprime il numero di Disability-Adjusted Life Years (DALYs), esso misura quindi il peso di una infermità dovuta ad una invalidità o a una morte prematura attribuibile a ciascuna malattia. Il concetto di DALY distingue anche gli anni trascorsi da ammalato (YLD: Years Lived Disabled) da quelli persi per morte prematura (YLL: Years of Life Lost).

Il fatto di considerare gli anni persi per morte prematura porta a dover definire la vita media per ciascun individuo e, poiché essa esprime la situazione ideale, si è scelta come riferimento la più alta aspettativa di vita osservata nel mondo: quella delle donne giapponesi che raggiunge gli 82 anni.

Si sono stabiliti, inoltre, valori che rappresentino il grado di infermità o sofferenza associato a ciascun disturbo, essenziali per il confronto tra le diverse malattie. In base a tali valori si è istituita una gerarchia di sette classi di infermità a ciascuna delle quali, tramite l'opinione di esperti, si associa un peso che va da 0 (salute perfetta) a 1 (morte). Per calcolare il danno che deriva dalla ciascuna malattia, cioè per caso di incidenza, i DALY vengono in questo modo determinati come prodotto tra il rating di quella malattia (coefficiente di infermità) e gli anni di vita persi a causa della stessa, ottenuti da studi statistici.

Nello sviluppare la metodologia non è stata valutata la differenza fra danni immediati e danni futuri, mentre si è inserito un peso per tenere conto del fatto che la salute umana assume una diversa importanza a seconda dell'età dell'individuo ammalato (solo, tuttavia, nella prospettiva individualista): tale valore cresce dalla nascita fino all'età di 25 anni alla quale comincia un lento decremento.

7.6.2.2 Il danno alla salute umana causato da sostanze cancerogene

Rintracciare un legame di causa-effetto tra l'esposizione ad una sostanza e l'incidenza di tumori sulla popolazione umana è un compito molto complesso che richiede considerazioni su dati sperimentali e studi epidemiologici. L'Associazione Internazionale per la Ricerca sul Cancro (IARC), in quanto organo preposto alla valutazione di tale rischio, ha sviluppato un sistema di classificazione delle sostanze basato sul maggiore o minore effetto cancerogeno riscontrato sugli animali e sull'uomo.

Figura 7.6.2 La classificazione delle sostanze cancerogene secondo l'IARC

Gruppo	Descrizione
1	La sostanza è <u>ritenuta</u> cancerogena per l'uomo
2 A	La sostanza è ritenuta <u>probabilmente</u> cancerogena per l'uomo poiché è stata osservata un'associazione positiva fra l'esposizione alla sostanza e l'incidenza della malattia, è inoltre stata riscontrata una sufficiente evidenza di dannosità negli esperimenti sugli animali
2 B	È <u>possibile</u> che la sostanza risulti cancerogena, ci sono evidenze sperimentali sugli animali ma non ancora sull'uomo
3	La sostanza <u>non è classificabile</u> come cancerogena per l'uomo
4	La sostanza <u>probabilmente non è cancerogena</u> per l'uomo

La lista delle sostanze considerate per il calcolo del danno alla salute umana è determinata dalla prospettiva culturale adottata: gli individualisti includono solo le sostanze che presentino sufficienti prove di effetti cancerogeni sull'uomo; i gerarchici inseriscono solamente le sostanze considerate cancerogene sulla base di un consenso scientifico a livello internazionale; gli egualitari comprendono tutte le sostanze anche solo sospettate di avere un effetto cancerogeno.

Il calcolo del danno si sviluppa in tre passi distinti:

- *Fate analysis*: dall'emissione alla concentrazione
- *Effect analysis*: dalla concentrazione ai casi di cancro per kg di emissione
- *Damage analysis*: dai casi di cancro ai DALYs per kg di emissione

7.6.2.2.1 La Fate Analysis

L'analisi, che in questo caso è condotta per 53 tra le sostanze del codice EUSES, considera le emissioni effettuate attraverso l'aria, l'acqua, il suolo urbano ed industriale e i tre percorsi principali di esposizione: l'inalazione attraverso l'aria e l'assunzione per via orale, per mezzo dell'acqua o del cibo.

Il risultato di questa analisi è un *Fate factor*, il quale costituisce un legame tra una emissione in Europa [kg/yr] ed una concentrazione costante riscontrabile in aria, acqua potabile o cibo, come conseguenza dell'emissione. Il riferimento è ad una quantità di emissioni di 10.000 kg al giorno su di un'area di $3.6 \cdot 10^6 \text{ km}^2$. Il calcolo della concentrazione utilizza il valore del fate factor ottenuto e si sviluppa secondo le seguenti formule:

$$F_{\text{aria} \rightarrow \text{aria}} : \text{Emissioni} [(\text{mg} \cdot \text{y}^{-1})/\text{m}^2] * \text{Fate factor} [(\text{m}^2 \cdot \text{y})/\text{m}^3] = \text{Concentrazione in aria} [\text{mg}/\text{m}^3]$$

$$F_{\text{aria} \rightarrow \text{acqua}} : \text{Emissioni} [(\text{mg} \cdot \text{y}^{-1})/\text{m}^2] * \text{Fate factor} [(\text{m}^2 \cdot \text{y})/\text{l}] = \text{Concentrazione in acqua potabile} [\text{mg}/\text{l}]$$

$$F_{\text{aria} \rightarrow \text{cibo}} : \text{Emissioni} [(\text{mg} \cdot \text{y}^{-1})/\text{m}^2] * \text{Fate factor} [(\text{m}^2 \cdot \text{y})/(\text{kg} \cdot \text{d})] = \text{Dose nei cibi} [\text{mg}/\text{kg}/\text{d}]$$

dove: y = *year* (riferito all'anno) e d = *day* (riferito al giorno).

7.6.2.2.2 L'Effect analysis

In questa fase è utilizzato il concetto di fattore di rischio unitario (Unit Risk) per inalazione. Esso è una stima della probabilità che un individuo medio sviluppi un tumore se esposto, durante la sua vita (che si assume di 70 anni), ad un inquinamento dovuto ad una concentrazione nell'ambiente di un microgrammo di sostanza per metro cubo: la unit risk (UR) è espressa come casi di malattia per $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Per il calcolo dell'effect factor da inalazione si procede nel modo seguente:

$$\text{Effect (E)} = \text{Unit Risk (UR)} / \text{lifetime (70 anni)} * \text{population density}$$

dove:

$$E [\text{casi } \mu\text{g}^{-1}\text{m}^3/(\text{m}^2\text{y})]$$

$$\text{UR} [\text{casi } \mu\text{g}^{-1}\text{m}^3]$$

$$\text{lifetime [70 years]}$$

$$\text{population density [persone}/\text{m}^2\text{]}.$$

È evidente che si divide per 70 anni al fine di ottenere una unità di rischio per anno.

Il Fattore di incidenza (*Incidence factor*) dei casi di cancro per kg di emissione in Europa può essere calcolato moltiplicando l'effect factor col fate factor:

$$\text{Incidence} [\text{casi}/\text{kg}] = \text{Effect} [\text{casi } \mu\text{g}^{-1}\text{m}^3/(\text{m}^2\text{y})] * 10^9 * \text{Fate} [(\text{m}^2\text{y})/ \text{m}^3]$$

7.6.2.2.3 La Damage analysis

La fase finale è la Damage analysis la quale lega gli effetti delle emissioni alla salute umana, mettendo in relazione la malattia al numero di anni vissuti dall'uomo in malattia (YLD) e al numero di anni di vita persi (YLL). La somma dei due tempi rappresenta, perciò, il numero di DALY, misura del danno alla salute umana causato dall'esposizione ad un agente cancerogeno.

Per la stima dei DALY secondo Hofstetter [1998] si considerano la gravità della malattia, la sua durata, il tasso di mortalità e gli anni di vita potenzialmente persi valutando l'età di coloro che si ammalano.

Nella prospettiva individualista i risultati delle stime sono più bassi poiché, assecondando questa visione della realtà, si utilizza un sistema per la valutazione della salute umana basato sull'età dell'ammalato attraverso l'introduzione di pesi.

Sulla base delle diverse versioni (nell'esempio egualitaria) i DALY per kg di emissione nei diversi comparti si calcolano moltiplicando il valore dell'Incidence per la stima dei DALY:

$$\text{EGALITARIAN DALYs / kg aria} =$$

$$\text{Incidence}_{\text{aria} \rightarrow \text{aria}} [\text{cases}/\text{kg}] * \text{DALYs [E, inalazione]} +$$

$$\text{Incidence}_{\text{aria} \rightarrow \text{acqua}} [\text{cases}/\text{kg}] * \text{DALYs [E, orale]} +$$

$$\text{Incidence}_{\text{aria} \rightarrow \text{cibo}} [\text{cases}/\text{kg}] * \text{DALYs [E, orale]}$$

7.6.2.3 Il danno alle vie respiratorie

Risulta evidente dagli studi epidemiologici il fatto che alcune sostanze inorganiche e numerose

polveri possano essere ritenute responsabili di danni all'apparato respiratorio dell'uomo. Tra di esse le principali sono: particolato (PM₁₀ e PM_{2.5}), nitrati e solfati, SO₃, O₃, CO, NO_x.

La presenza di tali sostanze nell'ambiente non deriva sempre da emissioni dirette in atmosfera poiché esse possono formarsi anche indirettamente attraverso reazioni chimiche tra altri inquinanti, denominati a tale proposito primari (polveri sospese TSP, NO_x, CO, VOCs, NH₃, SO_x) e per questo anch'essi da considerare nella Fate analysis.

La procedura di previsione del danno è simile a quella sviluppata per le sostanze cancerogene ma, in questo caso, non completamente dimostrabile a causa del fatto che, seppure la stima dei DALYs possa essere molto precisa, gli effetti sulla salute umana risultano piuttosto variabili. In questa parte dello studio è stato usato, infatti, un approccio epidemiologico il quale, pur presentando limitazioni dal punto di vista della ricerca di nessi di causalità e correlazione, risulta comunque migliore di uno che privilegi gli esperimenti tossicologici, i quali non sono in grado di produrre risultati apprezzabili alle basse concentrazioni ambientali.

Il calcolo del Fate factor non si riferisce più al codice EUSES ma, più semplicemente, adotta un modello che considera dati circa il tempo di residenza nell'atmosfera e l'altitudine raggiunta.

Per quanto riguarda i composti organici volatili non metanici (NMVOC), questi possiedono una reattività ampiamente variabile: tale disparità considerata nello studio attraverso il concetto di Photochemical Ozone Creation Potential (POCP). Esso rappresenta la concentrazione incrementale di ozono dovuta ad una emissione incrementale di uno specifico VOC normalizzata rispetto al valore dell'etilene, composto fra i più reattivi. È perciò un valore adimensionale, espresso come percentuale del valore dell'etilene. Nella stima del Fate factor per tali composti è impiegato come un fattore di reattività relativa rispetto ad un valore medio calcolato tra tutti gli NMVOC.

Le funzioni che legano l'esposizione alle sostanze con la malattia sono determinate utilizzando le informazioni sulle concentrazioni ambientali, la densità di popolazione nell'area dello studio, i ricoveri ospedalieri per affezioni respiratorie ed il rischio relativo, ma sono da considerarsi relazioni molto più incerte e sperimentali rispetto al caso delle sostanze cancerogene.

7.6.2.4 I danni causati dai cambiamenti climatici

Esistono numerosi problemi da affrontare nel modellare le conseguenze sulla salute derivanti dall'effetto serra:

- i cambiamenti di clima non comportano danni immediati rilevabili nel presente ed è necessario affidarsi a scenari più o meno probabili;
- la vulnerabilità dei sistemi a rischio dipende anche dallo sviluppo dell'economia e della società;
- le variazioni di temperatura possono apportare anche effetti positivi sulla salute umana;
- il danno non può essere confinato: le emissioni di gas serra in Europa causano danni in tutto il pianeta.

Risultato di queste considerazioni è l'ampio disaccordo sulle conseguenze reali dell'effetto serra. Nello sviluppo del modello ci si è perciò dovuti confrontare con un problema che potrebbe causare danni molto seri e con l'altissima incertezza che essi si possano verificare o meno.

Il danno alla salute umana dovuto ai cambiamenti climatici avviene attraverso numerose vie

d'impatto in direzione di altrettanti endpoints (Figura 7.6.3).

Nello sviluppo della metodologia non è stato possibile comprendere tutti gli aspetti, poiché molti di questi presentano delle incertezze troppo ampie per poter essere quantificati; nel metodo Eco-indicator99 sono stati perciò considerati esclusivamente gli effetti meno incerti, evidenziati in tabella.

Gli studi più accreditati si riferiscono spesso al danno totale dovuto ai cambiamenti climatici: all'interno della metodologia si valutano, invece, i danni marginali. Nel caso specifico si è infatti interessati a conoscere l'incremento del danno per tonnellata di gas serra (CO₂, CH₄, N₂O) emessa. Si è a tale scopo utilizzato un procedimento che calcola il danno incrementale dovuto ad un flusso addizionale di 1 Mt all'anno dei tre gas serra specificati includendo le morti causate da malattie infettive trasmissibili attraverso vettori (come la malaria), le affezioni cardiovascolari e respiratorie dovute a variazioni della temperatura media, ed i disagi procurati da emigrazioni di popolazioni dalle zone costiere sommerse dall'innalzamento del livello dei mari. Tutti questi parametri, trasformati in seguito in DALYs / tonnellata, sono valutati per tutte e nove le regioni del mondo, poiché, come è noto, le emissioni europee contribuiscono ad un danno di livello globale.

Figura 7.6.3 Le maggiori categorie di impatto relative ai cambiamenti climatici e la loro relativa gravità sulla salute dell'uomo (3 = effetto molto rilevante, 2 = effetto rilevante, 1 = effetto poco rilevante, le celle vuote indicano che non esiste una relazione.

Processi	Effetti sulla salute	Variazioni della temperatura media e del tempo	Eventi estremi	Indice di cambiamento delle variabili climatiche	Escursion e giorno-notte
<u>Diretti :</u>					
Esposizione a temperature estreme	Incidenza di malattie e morti correlate alle variazioni di temperatura		3		1
Eventi meteorologici alterati in intensità e frequenza	Morti, feriti, disordini psicologici, danni alle strutture sanitarie		3		
<u>Indiretti:</u>					
Effetti sull'attività di parassiti ed agenti infettivi	Cambiamenti nella geografia e nell'incidenza di malattie trasmissibili attraverso vettori	3	2	1	2
Alterazioni dell'ecosistema degli agenti infettivi presenti nell'acqua e nel cibo	Variazioni nell'incidenza di malattie infettive	1	1		
Diminuzione della produttività dei terreni agricoli e dei raccolti	Fame e malnutrizione, indebolimento nella crescita e sviluppo dei bambini	2	1	2	
Crescita del livello dei mari con emigrazioni di popolazioni e danni alle infrastrutture	Incremento del rischio di malattie infettive e disordini psicologici	2	2	1	
Alterazione degli impatti biologici dell'inquinamento	Malattie respiratorie croniche, asma, allergie	A:1	2		P:1

atmosferico (A) e di pollini e spore (P)					
		P:2			
Disordini sociali, economici e demografici dovuti agli effetti sull'economia, le infrastrutture, il reperimento delle risorse	Conseguenze su tutta la salute pubblica: salute mentale, malnutrizione, malattie infettive, conflitti civili	2	1	1	

Un punto fondamentale nella valutazione dell'incidenza delle malattie riguarda il fatto che il numero delle affezioni cardiovascolari correlato ai climi freddi decresce con l'aumento delle temperature medie di un fattore molto maggiore di quanto non crescano i disturbi correlati ad un clima più caldo. Tale problema è stato risolto considerando la compensazione dei danni positivi e negativi esclusivamente nella stessa regione del mondo e non tra tutte e nove le regioni, così differenti fra di loro (non era infatti pensabile, ad esempio, compensare l'acuirsi dei problemi di malaria in Africa con un miglioramento della situazione delle affezioni cardiovascolari nelle regioni europee più fredde).

L'estrapolazione dei danni per gli altri gas serra è stata effettuata considerando come caratteristica peculiare della loro pericolosità il tempo di permanenza nell'atmosfera. Nel modello, perciò:

- i gas con una vita media minore di 20 anni hanno comportamenti assimilati al metano;
- i gas con una vita media compresa fra i 20 e i 110 anni sono valutati come l'anidride carbonica;
- i gas con una vita media superiore a 110 anni sono stimati al pari del protossido di azoto.

Il loro danno è quindi calcolato come:

$$D_i = GWP_i * D_{\text{refsub}} / GWP_{\text{refsub}}$$

dove D_{refsub} è il fattore di danno per la sostanza di riferimento e GWP_{refsub} il suo potenziale di riscaldamento globale.

Dal punto di vista delle tre prospettive culturali sono state attuate le seguenti scelte:

- nella visione individualista che privilegia la prospettiva a breve termine, al calcolo dei DALYs è stato assegnato un periodo di 100 anni;
- la visione gerarchica non considera un grave problema l'emigrazione di masse di popolazioni, se ben organizzata;
- la visione egualitaria include anche gli effetti delle emigrazioni.

Accanto a tutte le considerazioni effettuate è necessario sottolineare quanto sia difficile quantificare fino a che punto gli effetti riscontrati dipendano da cambiamenti climatici o possano essere associati ad altri fattori igienici e sociali quali, ad esempio, le migrazioni, la pulizia dell'ambiente urbano, i progressi nell'alimentazione, l'incremento nella disponibilità dell'acqua potabile, le misure nei confronti di malattie trasmissibili attraverso vettori, i cambiamenti nella resistenza degli organismi vettori agli insetticidi.

7.6.2.5 Il danno provocato dalle radiazioni ionizzanti

Questa sezione considera il danno arrecato alla salute umana da rilasci uniformi di materiale radioattivo nell'ambiente. L'affermazione precedente sta a specificare che nello studio non saranno

incluse le emissioni radioattive derivanti dall'estrazione di alcuni tipi di sostanze o da rilasci dovuti ad eventi accidentali. La struttura del modello di analisi è indicata nella figura seguente. Il modello comincia la valutazione partendo da un rilascio espresso in Becquerel [Bq], unità di misura del S.I., pari all'attività di una sostanza che subisce un decadimento al secondo.

7.6.2.5.1 *La Fate analysis*

Il *fate model* utilizzato è basato sulle emissioni atmosferiche e gli scarichi di liquidi radioattivi non accidentali nella produzione di energia in Francia. I dati circa i rilasci e le condizioni ambientali circostanti sono riferiti alla realtà francese. Il modello impiega un orizzonte temporale molto lungo (100.000 anni) in modo da poter includere tutti gli effetti dei diversi percorsi possibili di esposizione.

7.6.2.5.2 *L'Exposure analysis*

In questa fase si stima quale sia la dose realmente assimilata dagli individui in base al livello di radioattività riscontrato nell'analisi precedente.

La misura della dose effettiva viene valutata in Sievert [Sv], unità di misura dell'equivalente della dose assorbita di una qualsiasi radiazione ionizzante, che abbia la stessa efficacia biologica di 1 Gray [Gy] di raggi x. Il Gray rappresenta anch'esso una unità di misura della dose assorbita [$1\text{ Gy} = 1\text{ J/kg}$], ma senza distinzioni circa le diverse reazioni dei tessuti colpiti dalla radiazione. I dati espressi in Sievert, rispetto al valore intermedio espresso in Gray, contengono perciò, oltre alle informazioni sulla dose di energia assorbita, anche indicazioni di natura biologica sulla sensibilità dei differenti tessuti del corpo.

Allo scopo di collegare le emissioni [Bq] all'assorbimento di energia [Sv] sono stati definiti i due percorsi attraverso i quali si manifesta l'esposizione a sostanze radioattive, suddividendo i rilasci in atmosferici e liquidi.

7.6.2.5.3 *L'Effect e la Damage analysis*

La stima del danno si concentra sugli effetti cancerogeni ed ereditari dell'esposizione alla radioattività, i quali sembrano essere i più significativi. Due scopi sono ritenuti fondamentali: valutare il numero di casi che si manifestano come risultato di una esposizione; stabilire il numero di DALYs per ciascun caso.

Un problema rilevante riguarda il fatto che le concentrazioni ambientali ottenute sono molto piccole; risulta perciò incerta l'estrapolazione dei dati epidemiologici da esperimenti svolti ad alte e medie concentrazioni di radioattività senza contare che, per livelli molto bassi possono verificarsi anche effetti benefici sulla salute, dovuti ad una stimolazione del sistema immunitario. In questo contesto si è scelto di seguire un andamento lineare senza soglia (LNT, Linear No Threshold) degli effetti riscontrabili in funzione della bassa concentrazione.

7.6.2.5.4 *Il ruolo delle prospettive culturali*

Durante la valutazione della relazione causa-effetto si incontrano numerose scelte suscettibili di

differenti interpretazioni a seconda della propria visione delle cose:

- L'orizzonte temporale per l'esposizione degli individui
- L'area da considerare nelle *Fate* e nella *Exposure analysis*
- La comprovata evidenza dell'associazione fra basse concentrazioni di radioattività e l'incidenza dei casi di cancro
- Il modello di estrapolazione degli effetti a basse dosi
- La pendenza della curva LNT
- Il concetto di DALY

Dibattiti decennali hanno portato ad un sufficiente accordo tra gli studiosi; gli unici temi ancora dibattuti rimangono l'orizzonte temporale da considerare, la scelta dei DALYs e i diversi pesi da attribuire a malati di differenti età. La prospettiva egalitaria e quella gerarchica adottano un orizzonte temporale molto lungo (100.000 anni) mentre gli individualisti considerano un termine di soli 100 anni, attribuendo diversi pesi all'età degli ammalati.

7.6.2.6 Il danno causato dall'assottigliamento dello strato di ozono

La dimensione della fascia di ozono nella stratosfera sta raggiungendo i livelli più bassi mai apprezzati dall'inizio delle misurazioni nel 1970. La ragione principale dell'assottigliamento sempre più significativo è l'incremento delle concentrazioni di cloro e bromo dovute al rilascio di sostanze, come i CFC, con un lunghissimo tempo di residenza nell'atmosfera.

Il ridotto potere filtrante dell'ozono associato all'assottigliamento comporta un incremento delle radiazioni UV:

- Dal 4 al 7 % alle medie latitudini negli emisferi australe e boreale
- Del 130 % circa nella primavera antartica
- Del 22 % circa nella primavera artica

In base al protocollo di Montreal e agli emendamenti di Copenhagen e Londra, approvati da numerosi paesi del mondo, è stata notevolmente ridotta la produzione di composti del cloro e del bromo aventi un lungo tempo di residenza in atmosfera; a tutt'oggi, purtroppo, la produzione ed il rilascio di queste sostanze continua ancora, seppure in maniera ridotta, principalmente nei paesi in via di sviluppo.

Forti del successo ottenuto nella limitazione delle emissioni si potrebbe pensare che questo argomento, nel lungo periodo, non costituirà più un elemento di preoccupazione per le sorti del pianeta: ciò non è vero, in realtà tutte le emissioni, seppure ridotte, contribuiscono a procurare danni alla salute dell'uomo.

La modellizzazione del danno dovuto all'assottigliamento dello strato di ozono ha incontrato diverse difficoltà:

- molti studi hanno analizzato gli effetti della riduzione delle emissioni, ma nessuno studio ha mai valutato il risultato del rilascio addizionale di 1 kg di CFC
- non è ancora chiaro come e fino a che punto l'assottigliamento dello strato di ozono contribuisca al danno sul sistema immunitario e sull'ecosistema

- è relativamente semplice per l'uomo evitare l'esposizione ai raggi solari attuando cambiamenti nei comportamenti abituali.
- l'incremento delle radiazioni UV dipende inoltre dalla latitudine
- alcuni effetti riguardano solo una parte dell'umanità (solo le persone con pelle chiara, ad esempio, soffrono di disturbi della pelle associabili all'esposizione ai raggi UV).

7.6.2.6.1 Fate ed Exposure Models

Le sostanze contenenti cloro diluite nella troposfera raggiungono la stratosfera in un tempo medio di circa quattro anni. Qui contribuiscono, attraverso note reazioni chimiche, alla disgregazione dello strato di ozono. Il tempo di residenza nell'atmosfera (variabile tra 1 e 1.000 anni) diventa perciò un fattore di discriminazione estremamente importante: sostanze con un valore inferiore ai quattro anni non riescono a spingersi fino alla stratosfera, non costituiscono perciò un pericolo per l'incolumità della fascia di ozono. È chiaro come la valutazione del danno dipenda fortemente dall'orizzonte di tempo considerato, in quanto, stabilito un limite, saranno ignorati tutti i composti potenzialmente dannosi con una vita in atmosfera superiore. Nel procedere alla valutazione, non avendo trovato fate models adatti allo scopo, si è scelto di ricavare il fate factor da uno studio sugli effetti dell'emendamento di Londra. In esso la produzione residua di CFC11 è correlata alla corrispondente concentrazione in atmosfera. Per tutte le altre sostanze sono stati utilizzati dei fattori di equivalenza.

Considerazioni da tenere presenti nella determinazione della relazione che lega la concentrazione di cloro alla diminuzione dell'ozono sono:

- il fatto che la concentrazione di CFC11 (CCl_3F) non sia equivalente a quella definitiva di cloro nell'atmosfera, poiché per ciascuna molecola di CFC si hanno tre atomi di cloro
- la relazione fra i due parametri dipende dalla latitudine.

Se con ΔO si rappresenta la variazione annuale della colonna di ozono alla latitudine ϕ e al tempo t [%/anno] sarà:

$$\Delta\text{O}(\phi, t) = k(\phi) * (\text{Cl}(t) - \text{Cl}(0))$$

essendo $\text{Cl}(0)$ la concentrazione di cloro che non provoca danni allo strato di ozono (stimata in 1.9 ppb) e $\text{Cl}(t)$ quella attuale. Il valore di soglia è, tuttavia, irrilevante ai fini dello studio, poiché si è interessati a rilevare esclusivamente gli effetti marginali; diventa d'altra parte interessante la stima del parametro k , misurato attraverso il TOMS (Total Ozone Mapping Spectrometer) a diverse latitudini (figura 7.6.4). Dai dati riportati è evidente che l'assottigliamento dell'ozono risulta più marcato alle latitudini più elevate.

Non è stato possibile calcolare un valore medio del fattore k che tenesse conto dei pesi da attribuire alle differenti latitudini in base alla corrispondente densità di popolazione, ma è chiaro che la maggior parte della popolazione mondiale vive tra il 30°S e il 55°N parallelo, per cui il valore di k è stato stimato in 2 % / ppb.

Figura 7.6.4 Alcuni valori del fattore k alle diverse latitudini. [Martens 1998]

Latitudine	Andamento nella concentrazione di	Fattore k
------------	-----------------------------------	-------------

	ozono misurata (TOMS)	
55° nord	- 0.35 % / anno	- 3.2 % / ppb
15° sud	- 0.02 % / anno	- 0.2 % / ppb
25° sud	- 0.14 % / anno	- 1.0 % / ppb
35° sud	- 0.29 % / anno	- 2.6 % / ppb

La relazione tra il rilascio di una massa M_{CFC11} e il decremento temporale dello spessore della fascia di ozono può, perciò essere espresso come:

$$\Delta O = f * n * k * M_{\text{CFC11}}$$

dove n è il numero di atomi di cloro ($n = 3$) ed f il *fate factor*.

Grazie a questo semplice modello è possibile stabilire una relazione tra una emissione di CFC11 e l'assottigliamento dello spessore di ozono, direttamente proporzionale all'incremento delle radiazioni UV che raggiungono la terra.

I danni potenziali da attribuire a tutte le altre sostanze sono stimati attraverso il valore dell'ODP (Ozone Depletion Potential), fattore che esprime la pericolosità di ciascun composto comparandolo al CFC11 in un orizzonte di 500 anni.

7.6.2.6.2 L'Effect e la Damage Analysis

La radiazione UV che raggiunge normalmente la terra causa effetti discordanti sulla salute umana. Alle conseguenze positive, come la formazione della vitamina D, si associano effetti negativi come scottature, invecchiamento della pelle, danni alla vista, ecc. La riduzione dello strato di ozono provoca un aumento dei rischi associati all'esposizione solare, soprattutto per le popolazioni con pelle più chiara. Le radiazioni UV sembrano essere, infatti, il più importante fattore di rischio nell'incidenza dei tumori della pelle (carcinomi e melanomi) e della cataratta.

L'impatto sulla crescita nei casi di queste malattie è quantificato in termini di Biological Amplification Factor (BAF), definito come l'incremento percentuale di incidenza risultato di un aumento dell'1 % di radiazione UV nell'ambiente. Un altro valore importante è il Radiation Amplification Factor (RAF) il quale esprime l'incremento percentuale di radiazione UV rapportato alla frazione di assottigliamento dello strato di ozono.

Il valore finale, che rappresenta l'incremento di incidenza nei casi di malattie rapportato alla percentuale di decremento della fascia di ozono, è l'Amplification Factor (AF):

$$\mathbf{AF = RAF * BAF}$$

Basandosi sull'AF e sull'incidenza dei casi di cancro e cataratta nel 1990 si stima l'aumento di questi ultimi come risultato di un decremento percentuale di ozono nell'arco di un anno per poi, nella Damage analysis, trasformare tali valori in DALYs.

7.6.2.7 Le categorie di danno trascurate

Nello sviluppo della metodologia non sono state incluse tre categorie di impatto sulla salute umana per differenti ragioni:

- Effetti tossici dei metalli pesanti. L'unica conseguenza dei metalli pesanti sulla salute umana valutata nel modello è l'effetto cancerogeno. Non si considerano eventuali danni al sistema nervoso,

al fegato, ecc., con la conseguenza che per alcuni metalli tossici ma non cancerogeni non è valutato alcun impatto.

- Altri effetti tossici. La lista delle sostanze tossiche è assai ampia, tenendo conto del fatto che esistono delle sostanze per le quali l'effetto non è ancora stato scoperto o documentato.
- Il rumore. Lo stress fisico dovuto al rumore è difficilmente correlabile ad una scala DALY, anche se ciò non significa che questa categoria sia meno rilevante delle altre già discusse.

7.6.3 “Ecosystem Quality”

Nonostante numerosi trattati e dichiarazioni internazionali abbiano cercato di stabilire le condizioni in grado di descrivere il benessere di un ecosistema (come, ad esempio, la biodiversità), gli ecosistemi rimangono comunque strutture molto eterogenee e complesse da monitorare.

Un metodo per descriverne la qualità è quello di considerare i flussi di massa e di informazioni che lo attraversano. In un buon ecosistema, infatti, tali flussi non sono in alcun modo intralciati da attività di origine umana. A complicare le cose si aggiunge, purtroppo, il fatto che i flussi possano essere considerati a diversi livelli di profondità e specificazione.

Nella stesura della metodologia di valutazione si è deciso di considerare esclusivamente la trasmissione di informazioni a livello di specie: ciò significa che si è assunta la diversità delle specie come un valore adeguato alla rappresentazione della qualità dell'ecosistema.

Quasi tutte le specie possono essere affette dall'influenza delle attività antropiche, quindi essendo impossibile effettuare un monitoraggio che le comprenda tutte sarà necessario effettuare una scelta riguardante i gruppi di specie che meglio rappresentano la qualità dell'ecosistema.

Per questo motivo distingueremo tra:

- La completa ed irreversibile estinzione della specie.
- La reversibile o irreversibile scomparsa o livello di stress (inteso come danno ambientale) di una specie in una delimitata zona durante un certo intervallo temporale.

Il primo tipo di danno è probabilmente il più importante nella qualità dell'ecosistema, ed è tuttavia estremamente difficile da modellare nel contesto dell'LCA.

È necessario infatti considerare che l'estinzione completa di una specie è un fenomeno che si verifica come conseguenza di un insieme di diversi fattori, ciò implica che non sarà da solo il ciclo di vita di un prodotto a causare l'estinzione ma l'insieme dei cicli di vita di numerosi prodotti o servizi.

Nella seconda opzione si assume che i danni causati dal ciclo di vita di un singolo prodotto provocano un danno temporaneo all'equilibrio dell'ecosistema, questo potrà poi essere una delle cause che insieme ad altri fattori potranno provocare la completa estinzione di una specie anche se noi non lo sappiamo.

La misura del danno su un Ecosistema può essere esprimibile mediante la relazione:

*Diminuzione relativa del Numero di Specie (espressa sotto forma di frazione) * Area * Tempo*

Sfortunatamente non si è riusciti ad ottenere un unico parametro che rappresentasse l'effetto su un

gruppo di specie; si utilizzano, perciò due differenti espressioni:

Potentially Affected Fraction (PAF). È un parametro utilizzato per valutare il danno arrecato da sostanze tossiche all'ecosistema. Si applica per lo più ad organismi molto semplici, sia acquatici sia terrestri, come pesci, crostacei, alghe, vermi, nematodi, microrganismi ed a numerose specie di piante. Può essere interpretato come la frazione percentuale di specie che è esposta ad una concentrazione equivalente o superiore al NOEC (*No Observed Effect Concentration*). È perciò una misura dello stress tossico, non ancora realmente diventato un danno.

Potentially Disappeared Fraction (PDF). Viene usato per la valutazione dell'effetto di acidificazione, eutrofizzazione e uso del territorio sulla popolazione di piante vascolari in un certa area. Può essere interpretato come la frazione percentuale di specie che hanno una alta probabilità di non sopravvivere nell'area considerata, a causa di sfavorevoli condizioni di vita. In maniera totalmente speculare si definisce il POO (*Probability of Occurrence*), per cui il PDF risulta uguale a $1 - POO$.

Ciò implica che non esiste una unica categoria di danno per la determinazione della qualità dell'ecosistema al pari di quella utilizzata per la sfera Human Health.

Si presentano quindi due diversi problemi:

- 1) Utilizziamo due diversi gruppi di specie come rappresentativi dell'ecosistema nella sua totalità: le piante vascolari per l'acidificazione, l'eutrofizzazione e l'uso del suolo, e un'ampia serie di organismi acquatici e bentonici per gli effetti tossici.
- 2) Utilizziamo due livelli di danno diversi per determinare l'effetto sull'ecosistema, il livello per il quale le specie sono irreparabilmente danneggiate e il livello per il quale le specie si estinguono.

Le ragioni per e quali si utilizzano diversi indici di danno in relazione ai diversi gruppi di specie sono le seguenti :

- I differenti tipi di impatto sono basati su modelli differenti. Per ciascun modello le relazioni tra uno specifico impatto e l'effetto su un tipo di specie sono descritte in modi diversi, in maniera da interpretare con rigorose basi scientifiche la relazione dose-effetto.
- Per gli effetti tossici nel suolo e nell'acqua, le relazioni tra la diversità delle specie acquatiche e bentoniche e il NOEC sono derivate mediante test effettuati in laboratorio, che al momento rappresentano la più adeguata base scientifica per interpretare il legame esistente tra le emissioni tossiche e il livello di qualità dell'ecosistema.
- Per l'acidificazione, l'eutrofizzazione e l'uso del territorio il monitoraggio effettuato mediante osservazione diretta della presenza di piante vascolari è risultato il metodo più rigoroso per determinare la relazione tra l'impatto e il danno.

Le specie superiori come rettili, uccelli e mammiferi non sono state incluse. La valutazione sarebbe risultata, infatti, troppo gravosa a causa dei loro comportamenti certamente difficilmente schematizzabili in un modello (spostamenti frequenti, alimentazione varia e complessa). Il gruppo appare inoltre piuttosto eterogeneo, trasformando le reazioni all'esposizione delle sostanze difficilmente prevedibili. È evidente, tuttavia, quanto la sopravvivenza degli animali sia legata a quella degli organismi più semplici, i quali provvedono a fornire l'habitat ideale ed il sostentamento attraverso il cibo agli organismi più complessi.

La ragione per cui si effettua una differenziazione tra la frazione di specie potenzialmente *affette e scomparse* è in parte dovuta al fatto che modelli diversi forniscono diversi risultati, e in parte dovuta al fatto che:

- Per l' ecotossicità il valore del NOEC è molto in uso per determinare l' effetto tossico. Misure alternative sono le Lethal Concentrations, come l'LC50 e l'LC5. Queste rappresentano il livello di concentrazione per il quale il 50% o il 5% di una popolazione scompare completamente. Questo tipo di valore però presenta un problema, le specie inferiori possono adattarsi abbastanza facilmente a livelli più alti di stress tossico, per cui i test di laboratorio effettuati per determinare il valore dell'LC sono difficili da riportare alle condizioni osservate sul campo là dove si effettua una esposizione da lungo tempo.
- Risulta difficoltoso stabilire il limite per il quale si può dire che una pianta vascolare risulta affetta da una certa condizione. Molto più semplice è determinare se una specie risulta scomparsa o semplicemente le condizioni di campo osservate non sono idonee affinché questa sia presente.

7.6.3.1 Relazione tra PAF e PDF

Proprio le differenze tra PAF e PDF non ci permettono di esprimere il valore del danno inferto alla qualità dell'ecosistema mediante una semplice somma dei due valori.

Il problema più rilevante è la differenza tra i livelli di danno per i quali le specie risultano affette e quello per il quale le specie si estinguono.

Un altro ostacolo da superare si è presentato nella sezione dedicata ad acidificazione ed eutrofizzazione: non era giustificabile una equivalenza fra le diverse specie oggetto della valutazione. Il problema nasce dal fatto che questi due meccanismi non comportano una diminuzione diretta degli organismi coinvolti ma modificano la delicata composizione di equilibrio tra le specie nell'ecosistema, ciò implica che spesso le specie più rare vengano soppiantate da varietà più comuni. Il riferimento alle specie potenzialmente scomparse riguarderà solamente un certo numero di esse, quelle potenzialmente più soggette ad essere sopraffatte: le specie target.

Una volta trovato un fattore di conversione per i due parametri (come si vedrà in seguito), il danno alla qualità dell'ecosistema sarà espresso in termini di $PDF * area * tempo$ in $[m^2*anni]$.

7.6.3.2 Il danno all'ecosistema causato da sostanze tossiche

La *fate analysis*, in questo caso, è condotta tramite il modello EUSES; il suo risultato è un legame tra l'emissione di una sostanza in aria, acqua, suolo agricolo ed industriale ed una concentrazione nelle acque superficiali e in quelle delle falde presenti nel suolo agricolo, industriale e naturale.

Il metodo utilizzato per stimare il danno è fondato su di un algoritmo; esso fornisce come risultato la frazione di specie esposta ad una concentrazione maggiore o uguale al NOEC. Il percorso principale di esposizione sono le acque superficiali per gli ecosistemi acquatici e le falde acquifere per i terrestri, mentre l'assunzione tramite il cibo è considerata irrilevante.

Per ciascuna sostanza è possibile stimare una curva rappresentativa della risposta degli organismi alle diverse dosi di sostanza. La relazione dose-effetto è con buona approssimazione descritta da una curva logistica (figura 7.6.5), funzione di distribuzione del NOEC. Il valore del PAF è

calcolato, perciò, tramite la combinazione della funzione di distribuzione stimata e la concentrazione valutata, in formula:

$$PAF(c) = (1 + e^{(\alpha - \log c) / \beta})^{-1}$$

dove:

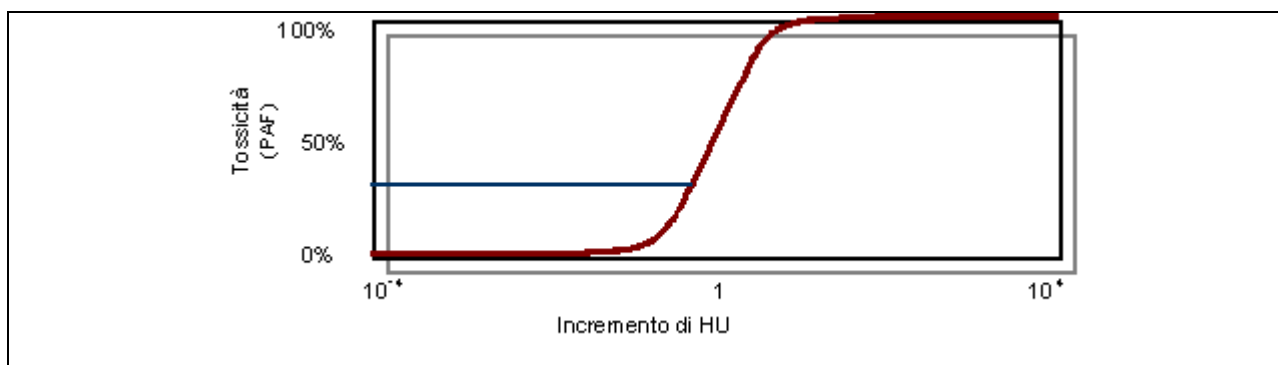
c = concentrazione della sostanza

α = parametro calcolato dal valore medio del NOEC per ciascuna sostanza su tutte le specie

β = coefficiente derivato dalla deviazione standard dei NOEC per la sostanza considerata.

Il problema da affrontare, in questo tipo di valutazione, è che il danno attribuibile ad un incremento marginale nella concentrazione di una specifica sostanza dipende non solo dall'entità dell'incremento stesso, ma anche dal livello di danno attuale raggiunto dall'ecosistema, dovuto alla combinazione delle sostanze già presenti nell'ambiente. Ciò significa che non è importante conoscere la pendenza della curva dose-effetto per ciascuna sostanza ma quella complessiva che ne comprenda la combinazione.

Figura 7.6.5 La curva logistica dose-effetto per una combinazione di sostanze



Una curva di questo tipo è stata creata standardizzando le concentrazioni di ciascuna sostanza in unità di tossicità media all'interno del mix totale di sostanze nell'ambiente, chiamate Hazard Unit (HU); i valori da attribuire si ottengono dividendo l'incremento marginale di concentrazione per il NOEC medio (10^0). Si ottiene ancora una curva logistica nella quale la tossicità totale, la porzione cioè di specie per cui è stata superata la soglia del NOEC, è funzione della somma delle diverse HU delle sostanze presenti nell'ambiente.

La procedura per la valutazione del danno all'ecosistema può essere così sintetizzata, per una emissione di 1 kg di sostanza inquinante in Europa:

- si determina un incremento temporaneo e marginale della concentrazione di ogni sostanza per ciascun comparto ambientale, attraverso il modello di dispersione EUSES.

Nel modello EUSES sono considerati le emissioni dannose in quattro compartimenti: aria, acqua, suolo agricolo e suolo industriale.

La concentrazione risultante nei compartimenti considerati provoca un danno all'ecosistema.

Si calcola la concentrazione dell'acqua di infiltrazione del terreno mediante dei fattori di trasferimento delle sostanze dal suolo all'acqua di infiltrazione ($K_{\text{suolo/acqua}}$) e la densità del suolo (1700 kg/m^3 di acqua) con la seguente formula:

$$C_{\text{porewater}} (\text{mg/l}) = C_{\text{soil}} (\text{mg/kg}) * \rho_{\text{soil}} (\text{kg/m}^3) / K_{\text{soil/pw}} (\text{m}^3/\text{m}^3) * 10^{-3}$$

$$\Delta C = E * \text{FateFactor}$$

dove E: emissione in Europa, [$\text{mg y}^{-1} / \text{m}^2$];

ΔC : incremento di concentrazione [mg/l];

- si determina l'incremento in unità di tossicità standardizzate HU tramite l'incremento di concentrazione della sostanza per ciascuna sostanza emessa che può risultare dannosa alla qualità dell'ecosistema utilizzando il valore medio del NOEC.

$$\Delta HU = \frac{\Delta C}{NEC}$$

dove ΔHU : incremento Hazard Units e NEC: media geometrica dei NOEC_s (riferiti alle sostanze emesse nel comparto ambientale considerato) di ciascuna sostanza per tutte le specie, [mg/l].

- si sceglie un valore di riferimento per la pendenza della curva del danno combinato che rappresenta l'attuale livello di tossicità dell'ambiente (*working point*), se si fa riferimento al valore medio europeo del combi-PAF = 24%

$$\text{SlopeFactor} = 0,593 \frac{\Delta \text{PAF}}{\Delta HU}$$

dove $\Delta \text{PAF} / \Delta HU$ è l'inclinazione della curva PAF corrispondente al valore relativo al danno attuale relativo all'Europa.

- si determina il danno marginale temporaneo per ciascun compartimento considerato.

Inserendo all'interno della curva del danno combinato il valore dell'incremento totale, valutato in HU, nel punto di riferimento corrispondente al workpoint si ottiene il valore dell'incremento del PAF:

$$\Delta \text{PAF} = \Delta HU * 0,593$$

Il valore dell'incremento del PAF si moltiplica per l'area del compartimento considerato e per l'intervallo di tempo ottenendo così il valore espresso come PAFm^2yr

Il danno totale sarà dato dalla somma dei danni marginali dei quattro compartimenti considerati.

7.6.3.2.1 Analisi del danno

Fino a quando le informazioni spaziali e temporali non saranno incluse nell'LCA, si dovrà assumere un valore medio di concentrazione per tutte le sostanze, omogeneo per tutte le zone d'Europa.

Un incremento marginale della concentrazione di una singola sostanza, risultante da un sistema di produzione, ha un effetto poco rilevante sulla situazione media in Europa.

In realtà il danno all'Ecosistema causato dall'incremento marginale della concentrazione di una singola sostanza è funzionale al livello di danno presente nell'ambiente a causa dell'insieme di sostanze tossiche già presenti in esso. Ciò implica che la pendenza della curva del PAF di una singola sostanza non è rilevante, infatti per stimare il danno marginale causato dall'emissione di una sostanza, sarà necessario determinare la pendenza di tutte le curve PAF, basata sulla miscela di tutte le sostanze presenti nell'ambiente.

La curva del PAF relativa alla miscela delle sostanze può essere costruita mediante la standardizzazione delle concentrazioni delle singole sostanze in unità di tossicità media della miscela totale, dette *Hazard Units* (HU). Per questo motivo l'incremento della concentrazione marginale di una sostanza deve essere diviso per il valore del NOEC medio ($=10^a$) per quella sostanza. Gli effetti dei differenti livelli di inquinamento provocati dalle miscele di sostanze presenti nell'ambiente, normalizzati mediante *Hazard Units* ci permettono di ricostruire l'ipotetica curva logistica mostrata in figura.

Questa curva riproduce il livello totale di tossicità (la proporzione delle specie per le quali si è superato il valore del NOEC = combi -PAF), mediante una funzione delle unità di rischio nella miscela. Un valore dell'HU pari ad uno implica che tutte le specie sono esposte, nell'ambiente in cui vivono, a un livello di tossicità pari proprio al NOEC (che è basato sulla distribuzione del NOEC per tutte le specie).

Se il 50 % delle specie è caratterizzata da un NOEC (riferito alla singola specie) al di sotto di questo valore medio ciò implica che il 50% di tutte le specie risulta *affetto*. Questo spiega come in corrispondenza di un HU=1 la frazione delle specie potenzialmente affette è del 50%.

Un valore appropriato della deviazione standard della miscela di tossicità può essere un valore di β pari a 0,4. Il punto di lavoro è determinato mediante la pendenza della curva del PAF riferita alla miscela di sostanze inquinanti presenti in Europa.

Si è stabilito che il valore del combi-PAF per l'acqua e il suolo nel territorio Olandese si attesta tipicamente nel range 10% - 50%, assumiamo quindi che il valore Europeo del combi-PAF sia assimilabile a questo stesso intervallo. Fino a quando non saranno disponibili informazioni addizionali, la media geometrica (24%) verrà utilizzata come combi- Paf medio europeo.

7.6.3.3 Il danno all'ecosistema causato da acidificazione ed eutrofizzazione

Acidificazione ed eutrofizzazione sono fenomeni causati da deposizioni di sostanze inorganiche come solfati, nitrati e fosfati.

Le deposizioni che derivano principalmente da emissioni atmosferiche o da immissioni dirette nell'acqua hanno come effetto principale la variazione dei livelli di nutrienti e dell'acidità del suolo. Mentre nel caso delle sostanze tossiche era sufficientemente chiaro il legame tra l'incremento nella concentrazione di una sostanza e il livello di danno arrecato, in questo contesto la questione risulta molto più delicata e sottile.

Per la maggior parte delle specie di piante è stato definito un livello ottimale di combinazione tra i livelli nutritivi e l'acidità del suolo. La modificazione dei livelli di nutrienti e di acidità da questi valori ottimali non comporta un danno visibile e concreto, ma soltanto uno squilibrio fra le popolazioni delle diverse specie presenti nell'ecosistema considerato. Il problema è perciò stimare fino a che punto uno scostamento dell'equilibrio fra le specie possa essere valutato come un danno ed attribuire a ciascuna specie un giudizio gerarchico distinguendo tra quelle più o meno "desiderabili". Nello sviluppare la metodologia è stata stilata una lista di specie target per più di 40 ecosistemi, utilizzando un criterio di scelta che privilegiasse la tipicità e la rappresentatività di ciascuna specie all'interno del proprio ecosistema.

Saremo quindi in grado di monitorare gli effetti delle deposizioni su queste specie target, questo può essere fatto solamente per ecosistemi, da qui la necessità di integrare il modello con un GIS (Geographic Information System), selezionando l'ecosistema 'progettato' in ogni cella, sarà possibile modellare gli effetti della deposizione in termini di PDF tramite le specie target presenti nella cella considerata.

Poiché le sostanze responsabili di fenomeni di acidificazione ed eutrofizzazione sono inorganiche non sarà possibile utilizzare il modello EUSES per l'analisi del danno, si ricorre quindi a un particolare fate model, basato sui preesistenti livelli caratteristici di ogni cella.

Nel modello utilizzato si tengono in considerazione solamente i cambiamenti nelle aree naturali, poco rilevanti sono infatti considerate le variazioni di acidità e di livelli nutritivi nelle aree agricole. Al momento un problema rilevante è la mancanza di un modello che quantifichi l'eutrofizzazione e l'acidificazione nei modelli acquatici.

Finora l'unico modello utilizzabile è in grado di creare una relazione tra l'incremento di deposizione e la variazione del PDF per le piante nel territorio olandese.

Soluzione temporanea è quindi quella di assumere che le aree naturali olandesi siano caratterizzate da un livello di sensibilità paragonabile a quelle europee. Naturalmente questa ipotesi comporta un certo numero di errori dovuti alle particolari caratteristiche geo-morfologiche del territorio olandese.

7.6.3.3.1 The 'Nature planner'

Per gli Eco-indicator 99 abbiamo accesso al 'Nature planner'. Il 'Nature planner' usa una griglia di 250 per 250 per l'Olanda, che contiene diversi databases con informazioni sulla vegetazione, le condizioni del suolo e i fate models, che sono direttamente combinati con gli effect models. Questo punta alla determinazione degli effetti combinati dell'eutrofizzazione, acidificazione, desertificazione, cambiamento del clima e dell'inquinamento da sostanze tossiche sulle specie e sull'ecosistema.

Il *Nature planner* si compone di due parti: un modello del suolo (SMART) e un modello di risposta della vegetazione (MOVE):

- SMART può essere assimilato ad un fate model, poiché calcola il livello del PH e dei nutrienti, espressi come disponibilità di azoto e di acqua.
- MOVE può essere considerato un come un modello di danno in quanto restituisce gli effetti dei valori ottenuti tramite SMART in termini di PDF per ogni cella.

7.6.3.3.2 La fate analysis con SMART

SMART è un modello dinamico del suolo che include il ciclo dell'azoto, i processi geochimici (erosione e scambio cationico) e un semplice ciclo idrologico che include il trasporto in soluzione e tramite risalita capillare.

Questo modello predice le variazioni del PH nel suolo e la disponibilità di azoto nella zona in cui si sviluppa l'apparato radicale anno dopo anno. Generalmente i risultati di questo modello si trovano in accordo con altri presenti in letteratura.

Normalmente SMART è usato con deposizioni in atto o previste per celle e restituisce come risultato l'effetto totale del danno.

Per il nostro modello siamo interessati agli effetti marginali di incremento a un certo flusso in un determinato periodo. Nel calcolo si considera una situazione di partenza relativa alle informazioni più recenti riguardo le deposizioni e consideriamo di aggiungere una deposizione di 10 moli di NO_x , SO_x , e NH_3 per km^2 per ciascuna cella.

Le deposizioni sono usualmente dell'ordine di parecchie centinaia di Moli, pertanto questo incremento può essere considerato un cambiamento marginale.

Naturalmente il deposito di dieci moli non corrisponde all'emissione di 10 moli. Si suppone che l'Europa sia un sistema chiuso, per cui ogni mole emessa in Europa si deposita lì, tuttavia è necessario considerare che solo una parte di queste emissioni si deposita sul suolo naturale.

Se noi ipotizziamo una distribuzione uniforme, possiamo assumere che solo il 60 % delle emissioni si deposita sul suolo naturale, poiché la superficie del territorio europeo è coperta da aree naturali proprio per il 60%.

Il modello MOVE è utilizzato per calcolare l'abbassamento del PH e l'incremento della disponibilità di azoto causato dall'incremento della deposizione per ogni sostanza in ogni cella.

Figura 7.6.6 Principali risultati della modellizzazione assumendo tutte le sostanze depositate sul suolo naturale.

	Deposizione incrementale [mole/anno ettaro]	Deposizione incrementale [Kg/m^2 anno]	Acidità risultante [pH]	Variazione del pH	Disponibilità di nutrienti risultante	Variazione dei nutrienti
riferimento	0		4.648		7077.33	
SO_x	10	6.4 E-5	4.646	-0.0018	7075.61	-1.72
NO_x	10	4.6 E-5	4.547	-0.1010	7089.31	11.98
NH_3	10	1.7 E-5	4.648	-0.0004	7090.22	12.89

Dai risultati in tabella si possono trarre alcune osservazioni:

- esiste una forte relazione tra la deposizione di NH_3 e l'incremento nella disponibilità di nutrienti, mentre la deposizione di SO_x ne comporta un lieve decremento
- la relazione fra la deposizione di NH_3 e la variazione di acidità è molto debole, contrariamente a quanto avviene per l' NO_x .

7.6.3.3.3 Analisi del danno

I risultati forniti dal modello SMART costituiscono l'input per il modello MOVE della vegetazione. Questo modello fornisce una relazione, per più di 900 specie di piante olandesi, tra il valore del PDF e l'acidità del suolo, il livello di nutrienti e la misura dell'umidità del suolo, nonché le interazioni tra questi diversi fattori.

Ciascuna specie è considerata sottoposta a condizioni sfavorevoli se la probabilità di scomparire è più bassa del valore soglia fissato al 2.5%.

Queste specie saranno soggette a un certo livello di stress causato dalla combinazione degli effetti di eutrofizzazione ed acidificazione, si conteggia il numero delle specie target che sono soggette a stress in ogni cella e si aggregano i risultati per tutta l'area naturale dell'Olanda ottenendo la

percentuale di specie minacciate dalla deposizione di alcune sostanze.

La tabella seguente mostra i risultati ottenuti nella modellizzazione del danno in termini di PDF m² anno per kg di sostanza emessa.

Figura 7.6.7 *Stima del danno da acidificazione ed eutrofizzazione.*

Emissioni	Deposizione incrementale [Kg/m ² anno]	PDF medio sul suolo olandese	Danno all'EQ in PDF·m ² ·y/kg di sostanza emessa (deposizione completa, 100%, in aree naturali)	Danno all'EQ in PDF·m ² ·y/kg di sostanza emessa (deposizione parziale, 60%, nelle aree naturali)
riferimento		0.746429		
SO _x	6.4 E-5	0.74654	1.73	1.04
NO _x	4.6 E-5	0.746867	9.52	5.71
NH ₃	1.7 E-5	0.74687	25.94	15.56

La terza colonna fornisce dei risultati per la deposizione di un kg di sostanza per metro quadrato in una area a copertura naturale di dimensione indefinita ed è riferito a una copertura naturale del 100%, nell'ultima colonna invece i risultati sono dati per l'Europa in cui solo il 60 % del territorio è coperto da aree naturali.

Chiaramente il modello presenta carenze e limitazioni:

- dal punto di vista delle sostanze esaminate; ad esempio, non è valutato l'impatto delle emissioni di composti del fosforo
- si è accettata una brutale approssimazione attribuendo come valore rappresentativo della sensibilità delle diverse aree naturali la sensibilità media delle aree olandesi.

7.6.3.4 Il danno all'ecosistema causato dal land-use

L'impatto di cambiamenti nello sfruttamento del territorio sugli ecosistemi è certamente molto significativo; in molte parti dell'Europa la sua influenza è addirittura più importante di molte altre categorie di impatto.

Come si vedrà, lo studio dell'impatto risulta estremamente delicato poiché tali cambiamenti non inducono effetti localizzati esclusivamente nell'area in cui si verificano ma possono coinvolgere anche le regioni limitrofe. Inoltre sarà necessario distinguere tra occupazione permanente del territorio e trasformazione.

Diversamente dagli altri modelli utilizzati, in questo caso si utilizzeranno esclusivamente dati sperimentali, come osservazioni sul numero delle specie presenti in ciascuna categoria di terreno, piuttosto che informazioni provenienti da sperimentazioni di laboratorio o simulazioni computerizzate.

Questi aspetti influenzano in modo rilevante il modello:

- Il numero di specie osservato è il risultato dell'influenza di una serie di fattori, quali la concentrazione delle sostanze tossiche, il livello di acidità o di nutrienti o per esempio il cambiamento di clima. Questo implica che non è possibile separare gli effetti dei cambiamenti dell'uso del suolo dalle altre categorie di impatto.

- Esistono diversi tipi di copertura del suolo, e per ciascun tipo il numero di specie presenti può variare ampiamente nelle diverse zone d'Europa. Per la lettura dei vari tipi di uso del suolo noi utilizziamo la classificazione Corine.
- La disponibilità di informazioni provenienti da osservazioni sul campo è un problema sostanziale per due motivi:
 - Vi sono sufficienti informazioni solo per pochi tipi di uso del suolo.
 - I tipi di uso del suolo per cui sono disponibili le informazioni non sono sempre adattabili con facilità alle applicazioni pratiche dell'LCA.

7.6.3.4.1 Relazione Specie- Area

Un fattore importante nello sviluppo dello studio è la relazione specie-area, che lega l'incremento delle specie esistenti in un territorio all'aumento della superficie disponibile per la loro sopravvivenza. Il legame, descritto per primo da Arrhenius nel 1921, può essere espresso come:

$$S = a * A^b$$

dove:

S = diversità delle specie

a = fattore di ricchezza della specie, (tra 20 e 2.000)

A = area della superficie disponibile (in ettari)

b = fattore di accumulo delle specie, (tra 0.2 e 0.5)

La relazione precedente significa, ad esempio, che la coltivazione di un campo di grano in una area naturale genererà due effetti principali:

- un effetto locale nell'area convertita, dovuto al mero sfruttamento, che comporterà un decremento nelle specie in essa presenti
- un effetto regionale, allargato all'area circostante che, seppure non interessata dalla conversione, subirà un impoverimento della varietà delle specie viventi causato dal restringimento dell'area per esse disponibile.

Entrambi gli effetti, locale e regionale, sono stati considerati nello sviluppo della metodologia di valutazione. D'altra parte è stato considerato trascurabile il leggero incremento di specie che dovrebbe verificarsi, secondo la relazione già vista, conseguentemente all'ampliamento dell'area coltivata: nelle condizioni attuali l'impoverimento della varietà delle specie nelle aree naturali è da ritenersi molto più rilevante del rispettivo incremento nelle aree modificate.

Una prima distinzione fra i vari tipi di sfruttamento del territorio va fatta considerando la differenza tra un terreno convertito attualmente da uno stato ad un altro ed un terreno convertito tempo addietro ed occupato per diversi anni.

È necessario specificare come questi due effetti siano valutati all'interno del modello. Un esempio tipico riguarda le coltivazioni agricole: la valutazione dell'LCA non può ritenere la coltivazione responsabile della conversione da area naturale se questa è avvenuta molti anni fa, tuttavia il fatto che tale zona rimanga dedicata alle colture le impedisce di tornare allo stato originario. Per questa ragione il danno dovuto ad una occupazione duratura del territorio è visto come un danno causato non più dalla semplice trasformazione, troppo lontana nel tempo, ma dall'impedimento a tornare

alla sua condizione naturale.

Il fatto che si abbiano due distinte aree di impatto (locale e regionale) per due differenti tipi di processi (conversione ed occupazione) implica che il modello si sviluppi in quattro differenti versioni.

7.6.3.4.2 Principi generali per la modellizzazione del danno

Il concetto espresso dal PDF può essere agevolmente applicato alla modellizzazione del danno regionale o locale causato dall'uso del suolo.

La frazione di specie di piante vascolari potenzialmente scomparsa è espressa come differenza relativa tra il numero di specie S nella condizione di riferimento e in quelle derivanti da una conversione o una occupazione del terreno. In termini matematici:

$$PDF = \frac{S_{reference} - S_{use}}{S_{reference}}$$

essendo:

$S_{reference}$ = il fattore di riferimento rappresentante la diversità delle specie per ciascun tipo di area

S_{use} = il fattore rappresentante la diversità delle specie nel territorio convertito o occupato

Il danno finale alla EQ sarà calcolato moltiplicando il valore del PDF ottenuto precedentemente per l'area interessata ed il lasso di tempo corrispondente:

$$EQ = PDF \bullet area \bullet time = \frac{S_{reference} - S_{use}}{S_{reference}} \bullet A \bullet t$$

Questa è una formula generale valida per tutte e quattro le versioni considerate.

La stima del tempo di recupero da assegnare a ciascun tipo di sfruttamento del territorio è una questione molto delicata, molti ambienti infatti, seppure lasciati liberi dall'occupazione, difficilmente sono in grado di tornare nelle condizioni originarie. Si è deciso di scegliere un lasso di tempo in cui l'area non tornerà ad essere esattamente com'era ma raggiungerà un livello di qualità perlomeno comparabile a quello di partenza:

- per una conversione da area agricola ad area urbana si è scelto un tempo di recupero di cinque anni
- per una conversione da area naturale ad area agricola o urbana si è preferito un periodo più lungo, trenta anni, anche se è ovvio che il ripristino della situazione originaria richiederebbe un tempo notevolmente più elevato.

Un ulteriore problema da affrontare durante la valutazione riguarda la distinzione delle innumerevoli tipologie di rivestimento del suolo terrestre (land-cover): una tale varietà di esemplari può rendere difficoltoso lo sviluppo di un insieme coerente di valori di caratterizzazione. Si è scelto a tale scopo un sistema di classificazione delle aree [Corine, 1991] che caratterizza i diversi tipi di uso del suolo a differenti livelli di dettaglio. Sono state attentamente analizzate le informazioni disponibili principalmente per le zone coperte artificialmente e quelle ad uso agricolo. Da una analisi effettuata su otto tipi diversi di uso del suolo si è ricavata una relazione specie-area in scala log-log. I risultati mostrano come il legame specie-area sia fortemente influenzato dal numero e dal

tipo di osservazioni effettuate. Anche se la relazione specie-area si adatta bene alla interpretazione del fenomeno, non è facile da utilizzare in un LCA. Come abbiamo già visto nella descrizione del problema flusso-impulso, non sempre è possibile stabilire con certezza le dimensioni dell'area influenzata dal ciclo di vita di un prodotto.

Se per esempio analizziamo il ciclo di vita di un rasoio elettrico, sappiamo che la fabbrica produttrice occupa un certo valore di spazio, supponiamo pari a 1 ettaro. Se la produzione è di 1 milione di rasoi per anno, possiamo dire che per produrre un rasoio sarà necessario per un anno un milionesimo di ettaro, allo stesso modo potremmo anche dire che un singolo rasoio necessita di un metro quadro per 3,65 giorni. Entrambe le affermazioni sono corrette.

L'esempio dimostra come la curva specie-area non abbia un significato diretto nell'applicazione di un LCA, poiché non siamo in grado di stabilire l'area senza un valore specifico del tempo.

Vi sono diversi modi per ricavare il valore di S (numero di specie) da introdurre nella relazione sopra riportata, utilizzando la relazione specie-area:

- Utilizzare il fattore di accumulazione delle specie (b);
- Utilizzare il fattore di ricchezza delle specie (a).

Da una analisi dei due fattori si è visto come il fattore di accumulazione non è un buon indicatore per la determinazione della qualità di un ecosistema. Infatti la maggior parte degli ecosistemi naturali sono caratterizzati da un basso fattore di accumulazione se confrontato con i sistemi artificiali o agricoli. Questo significa che il numero di specie aumenta rapidamente quando si aumenta di poco l'area considerata, man mano però che l'area diventa più grande la diversità delle specie non crescerà più allo stesso modo. Il fattore di ricchezza delle specie è una proprietà inerente al tipo di uso del suolo, per cui si utilizza il fattore di ricchezza per caratterizzare le differenze tra i diversi tipi di uso del suolo. Ciò implica che il numero di specie S può essere sostituito dal fattore di ricchezza delle specie nella equazione vista sopra ($PDF = S_{reference} - S_{use} / S_{reference}$).

Per l'occupazione il valore di riferimento deve essere il fattore di ricchezza delle specie relativo ai sistemi naturali. Tuttavia non si deve sottovalutare il fatto che non esiste una definizione esatta di "sistema naturale" e inoltre i sistemi naturali hanno caratteristiche diverse nelle diverse parti d'Europa. Come soluzione temporanea, si propone di assumere il fattore di ricchezza delle specie calcolato per il territorio svizzero.

In figura 8.6.8 sono riportati i fattori di ricchezza delle specie di cui si riportano i limiti più alti e più bassi del 95% dell'intervallo di confidenza. I valori del PDF sono calcolati mediante la ricchezza delle specie del territorio svizzero come valore di riferimento, questi valori del PDF possono essere direttamente utilizzati per l'occupazione.

In figura 7.6.8 sono riportati i valori del PDF per l'effetto locale, usando come riferimento le foreste caratterizzate da un misto di alberi a foglia larga.

Figura 7.6.8 Elencazione dei valori del PDF per un effetto locale; n è il numero delle osservazioni attraverso le quali è calcolato il fattore a.

	Classificazione [Corine]	n	a	a _{min}	a _{max}	PDF _{nat} ural→use	σ _g ²
--	-----------------------------	---	---	------------------	------------------	--------------------------------	-----------------------------

Area urbana continua	1.1.1	9	11.0	0.7	164.0	0.96	2.4
Area urbana discontinua	1.1.2	59	54.6	36.6	90.0	0.80	1.2
Area industriale	1.2.1	29	81.5	27.1	244.7	0.70	7.3
Area ferroviaria	1.2.2.2	41	81.5	73.7	90.0	0.70	1.05
Verde urbano	1.4.1	75	81.5	73.7	90.0	0.70	1.05
Campo arabile convenzionale	2.2.1.1	16	12.2	11.0	13.5	0.91	1.2
Campo arabile integrato	2.2.1.2	18	12.2	11.0	13.5	0.91	1.2
Campo arabile biologico	2.2.1.3	12	24.5	24.5	27.1	0.82	1.5
Coltivazione intensiva	2.3.1.1	20	14.9	13.5	14.9	0.89	1.2
Coltivazione meno intensiva	2.3.1.2	17	40.4	36.6	40.4	0.70	2.1
Coltivazione biologica	2.3.1.3	20	40.4	40.4	44.7	0.70	2.5
Foresta a foglie larghe	3.1.1	126	244.7	244.7	244.7	0.10	1.0
Pianura svizzera (riferimento ambiente naturale)		46	270.4	200.3	330.3	0.00	

7.6.3.4.3 La modellizzazione del danno locale

Attraverso i dati precedentemente illustrati è possibile calcolare:

il danno locale attribuibile ad una conversione dal tipo **1** al tipo **2** mediante la formula seguente:

$$EQ_{local,conversion,1\rightarrow 2} = \frac{a_1 - a_2}{a_2} \bullet A \bullet t_{rest} = PDF_{1\rightarrow 2} \bullet A \bullet t_{rest} = (PDF_2 - PDF_1) \bullet A \bullet t_{rest}$$

Nella formula il valore di S inteso come numero di specie per il calcolo del PDF locale, viene sostituito dal fattore di ricchezza della specie poiché il fattore di ricchezza delle specie è una proprietà inerente al tipo di uso del suolo, per cui si utilizza il fattore di ricchezza per caratterizzare le differenze tra i diversi tipi di uso del suolo.

L'area A è riferita all'area di uso, cioè all'area soggetta alla conversione, mentre il tempo di restituzione è inteso come il tempo necessario affinché questa conversione di uso del suolo sia

assunta completa.

Il danno locale attribuibile ad una occupazione è espresso mediante la formula seguente:

$$EQ_{local,occupation} = \frac{a_{natural} - a_{use}}{a_{natural}} \bullet A \bullet t_{occupation} = PDF_{natural \rightarrow use} \bullet A \bullet t_{occupation}$$

Dove A è ancora l'area che viene occupata con un nuovo utilizzo del suolo e t è il tempo in cui si perpetua l'occupazione.

7.6.3.4.4 La modellizzazione del danno regionale

Quando un'area naturale è convertita ad uso industriale, la relazione specie-area impone che il numero delle specie nella rimanente area naturale subisca una diminuzione. Allo stesso tempo però vi sarà un piccolo incremento nell'area industriale, dovuto all'aumento della sua estensione. Nell'introduzione del modello di uso del suolo abbiamo appena affermato che questo incremento è insignificante, per cui può essere ritenuto trascurabile. Il decremento di una specie in un'area naturale è l'effetto regionale di una conversione del suolo.

Il danno regionale può essere facilmente valutato attraverso la relazione precedentemente descritta fra varietà delle specie presenti in un'area e la propria estensione superficiale. Quanto più si allunga il periodo in cui un'area è sottratta, attraverso l'uso, al ripristino della situazione originaria, tanto più il livello di varietà delle specie è mantenuto basso rispetto ad un valore naturale. In questo caso, perciò, l'unica differenza rilevabile fra occupazione e conversione è il diverso orizzonte temporale dal quale sono caratterizzate.

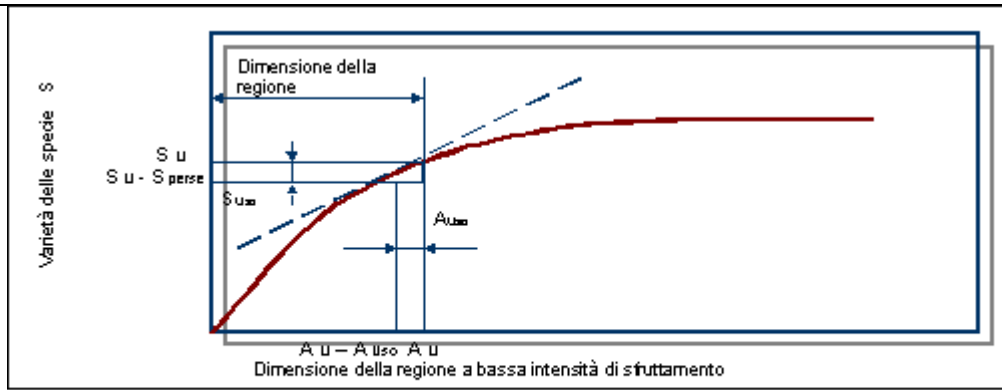
Il concetto di danno regionale ci è stato introdotto da Muller-Wenk, secondo cui il danno regionale può essere calcolato tramite la dimensione dell'area di una intera regione (per esempio a livello di uno stato) e non in relazione all'area del solo suolo naturale.

Per semplificare il calcolo si sono assunti esclusivamente due tipi di land-use, ad alta (Hi) e bassa (Li) intensità di sfruttamento del suolo, il secondo dei quali può essere interpretato come aree esenti da alcuna pressione derivante da attività umane. I territori a bassa intensità di sfruttamento possono essere considerati quelli che non sono soggetti a sfruttamento da parte dell'uomo, anche se non sono necessariamente le foreste. Alcune foreste sono soggette a un elevato livello di sfruttamento mentre linee ferroviarie o aree ormai in disuso sono caratterizzate dalla presenza di diverse specie. La ragione di questa apparente contraddizione è da ricercare proprio nel diverso livello di sfruttamento con cui si fa uso della risorsa naturale: ad esempio un'area boschiva sfruttata per la produzione di legname, sarà soggetta ad un livello di sfruttamento più elevato di una zona attraversata da una linea ferroviaria di cui però non si fa altro uso, e che si conserva quindi quasi allo stato naturale.

In questo approccio semplificato, la diversità di specie per le zone ad intenso sfruttamento non è tenuta in conto.

L'effetto regionale su di un'area di tipo Li per una ipotetica specie è descritto in Figura. 7.6.9.

Figura 7.6.9 La relazione specie-Area per i territori a bassa (Li) intensità di sfruttamento é rappresentata su scala lineare. Un decremento dell'area Li comporterà come effetto un decremento del numerosi specie. L'area evidenziata in grigio rappresenta l'effetto regionale.



Quando l'estensione di una regione A_{Li} viene ridotta di un certo valore A_{Use} , il numero di specie dell'intera area passa da S_{Li} a $S_{Li} - S_{Uso}$. Il danno regionale è dunque illustrato dall'area grigia del grafico, la cui dimensione può essere valutata attraverso la relazione $A_{Li} \times S_{Uso}$. A sua volta, il valore di S_{Uso} può essere derivato considerando il valore della pendenza della curva:

$$S_{use} = \frac{dS(A_{Li})}{d(A_{Li})} \cdot A_{use}$$

Poiché, infine, il danno all'ecosistema è un danno relativo, è necessario dividere S_{Uso} per S_{Li} , in modo da rendere la misura del danno relativa alla regione in cui esso è apportato.

Questo è ciò che risulta nella seguente equazione, nella quale considerando l'espressione $S = a \cdot A^b$ risulta:

$$EQ_{reg_{Li \rightarrow Hi}} = \frac{S_{use}}{S_{Li}} \cdot A_{Li} \cdot t = \frac{\frac{dS(A_{Li})}{d(A_{Li})} \cdot A_{use}}{S_{Li}} \cdot A_{Li} \cdot t = \frac{a \cdot b \cdot A_{Li}^{b-1} \cdot A_{use}}{a \cdot A_{Li}^b} \cdot A_{Li} \cdot t = b \cdot A_{use} \cdot t$$

Dalla formula risulta chiaro come il danno all'ecosistema risulta direttamente proporzionale al fattore di accumulazione delle specie (b) nell'area Li , alla dimensione dell'area convertita e al tempo, mentre contrariamente a quanto ci si aspetterebbe l'effetto regionale risulta indipendente dalla dimensione della regione.

Le ragioni di questo fenomeno sono :

- Sottraendo un ettaro di terreno da una piccola regione si causerà una perdita di specie maggiore di quella che si verificherebbe sottraendo un territorio di uguale dimensione a un'area più vasta. Tuttavia nel calcolo del danno effettuato il valore maggiore della perdita in specie sarà moltiplicato per una dimensione del territorio abbastanza piccola, mentre la piccola perdita di specie osservata in una regione più grande dovrà essere moltiplicata per un valore più grande.
- Vi sono alcune similitudini con il problema flusso impulso. Non sarà possibile conoscere la dimensione dell'area o il cambiamento in numero di specie separatamente, ma noi conosciamo il prodotto dell'area e il cambiamento in specie.

– Una delle proprietà della curva esponenziale è che entrambi gli effetti si compensano completamente l'uno con l'altro.

Un problema rilevante è il valore del fattore di accumulazione delle specie b per le aree Li . Dalle informazioni raccolte è chiaro che i sistemi naturali tendono ad avere un basso fattore di accumulazione e un alto fattore di ricchezza delle specie. Per i territori svizzeri si è ritrovato un fattore di accumulazione pari a 0.13 e un valore pari invece a 0.36 per i boschi di latifoglie, si propone quindi di considerare un fattore di accumulazione pari a 0.2.

7.6.3.4.5 Differenze tra i vari tipi di uso del suolo a livello regionale

La distinzione effettuata tra le due tipologie di land-use, Hi e Li , è molto semplificativa per modellare la situazione reale, convertendo un ettaro di area naturale in un “prato meno intensivo” avremo un effetto regionale minore se lo paragoniamo al cambiamento di un ettaro in un'area urbana di tipo continuo, poiché una parte delle specie naturali continueranno a esistere in quel territorio.

L'effetto regionale risulta infatti ridimensionato quando il tipo di land-use installato presenta un alto fattore di ricchezza della specie.

Per tenere conto di tutto ciò viene utilizzato, con buona approssimazione, il PDF locale.

Per l'occupazione useremo un $PDF_{natural \rightarrow use}$, per la conversione utilizziamo un $PDF_{1 \rightarrow 2}$.

Per la conversione il danno regionale si può quantificare come:

$$EQ_{regionalconversion,1 \rightarrow 2} = PDF_{1 \rightarrow 2} \cdot b \cdot A_{use} \cdot t_{restoration}$$

Per l'occupazione l'effetto regionale sarà:

$$EQ_{regional,occupation} = PDF_{natural \rightarrow use} \cdot b \cdot A_{use} \cdot t_{occupation}$$

7.6.3.4.6 La combinazione dei due effetti

Per riflettere il danno totale causato dallo sfruttamento del territorio sarà necessario sommare i due effetti, locale e regionale

$$EQ_{occupation} = EQ_{regional} + EQ_{local} = PDF_{natural \rightarrow use} \cdot b \cdot A_{use} \cdot t_{occupation} + PDF_{natural \rightarrow use} \cdot A_{use} \cdot t_{occupation} = (b + 1) \cdot PDF_{natural \rightarrow use} \cdot A_{use} \cdot t_{occupation}$$

Per la conversione l'effetto totale è:

$$EQ_{conversion,1 \rightarrow 2} = EQ_{regional} + EQ_{local,1 \rightarrow 2} = PDF_{1 \rightarrow 2} \cdot b \cdot A_{use} \cdot t_{restoration} + PDF_{1 \rightarrow 2} \cdot A_{use} \cdot t_{restoration} = (b + 1) \cdot PDF_{1 \rightarrow 2} \cdot A_{use} \cdot t_{restoration}$$

In figura 2.6.10 sono riportati i valori per l'effetto locale e regionale dell'occupazione e della conversione dell'uso del suolo. Il danno alla qualità dell'Ecosistema può essere quindi calcolato

tramite il prodotto tra il valore del PDF relativo all'uso del suolo, ricavabile tramite la tabella, l'area di occupazione e il tempo di restituzione.

Sono riportate per righe le voci relative alla legenda Corine modificata per le quali sono stati calcolati da Kollner i valori del *PDF Occupation* per il danno locale; i valori del *PDF Occupation* rappresentanti il danno locale più quello regionale si ottengono, come illustrato sopra, dal prodotto del PDF locale per il fattore (1+b) assumendo b=0.2. Per quanto riguarda invece la conversione dell'uso del suolo si entra nella tabella con la condizione di partenza che deve essere individuata tra le voci in colonna, e il valore del PDF di conversione sarà quello in corrispondenza della riga relativa alla condizione di uso.

Naturalmente da un'analisi dei valori attribuiti al PDF Occupation si può determinare quale sia il livello di dannosità dovuto a un particolare uso del suolo. Dal confronto tra i vari tipi di Land-Use si evince, alla luce delle considerazioni sopra esposte, come la dannosità di un utilizzo sia proporzionale all'intensità del livello di sfruttamento che questo implica.

Ciò risulta ancora più chiaro se si analizzano le voci introdotte nella nuova classificazione, queste tendono infatti a meglio definire l'intensità dell'uso del territorio (2.3.1.1. Prati stabili e campi (da foraggio) a coltivazione intensiva, 2.3.1.1. Prati stabili e campi (da foraggio) a coltivazione estensiva) cosa che non è messa in evidenza dalla classificazione Corine originale. In quest'ottica si giustifica un valore di PDF Occupation relativo alle coltivazioni di tipo intensivo (0.94) maggiore di quello attribuito per esempio alle aree industriali (0.70) o alle aree urbane discontinue (0.80).

Figura 7.6.10 Valori per l'effetto locale e regionale dall'occupazione e dalla conversione dell'uso del suolo

Part of world	Region	Estimated popula- tion 2025 (million)	Average monthly temp (deg. C)	Average monthly temp (deg. C)	Average monthly temp (deg. C)	Average monthly temp (deg. C)	Excess mortality million Yoll/yr	Excess mortality million Yoll/yr	Excess mortal. million Yoll/yr	Excess mortal. million Yoll/yr
			Jan-March	April-June	July-Sept	Oct-Dec	Jan-March	April-June	July-Sept	Oct-Dec
Europe	west	150	5	14	17	7	-0,0463	-0,0463	-0,0463	-0,0463
	south	159	11	15	23	14	-0,0491	-0,0491	-0,0491	-0,0491
	east	131	-10	8	15	-8	-0,0404	-0,0404	-0,0404	-0,0404
	north	84	2	9	14	6	-0,0259	-0,0259	-0,0259	-0,0259
Africa	west	558	27	26	25	25	1,0044	1,0044	1,0044	1,0044
	east	537	25	36	33	26	0,967	0,967	0,967	0,967
	north	261	14	20	25	18	-0,0805	-0,0805	0,4698	-0,0805
	central	170	26	27	26	25	0,306	0,306	0,306	0,306
	south	91	17	14	14	18	-0,0281	-0,0281	-0,0281	-0,0281
Latin America	middle	779	19	22	22	20	-0,24	-0,24	-0,24	-0,24
	tropical south	223	26	24	24	25	0,401	0,401	0,401	0,401
	temperate	429	22	15	12	17	-0,132	-0,132	-0,132	-0,132
	Carribean	58	20	20	20	20	-0,018	-0,018	-0,0179	-0,0179
North America		345	4	17	22	18	-0,106	-0,106	-0,106	-0,106
East Asia	China	1475	8	22	24	14	-0,455	-0,455	2,655	-0,455
	Japan	132	7	18	24	14	-0,0407	-0,0407	0,238	-0,0407
	Rest	114	0	17	21	4	-0,0352	-0,0352	-0,0352	-0,0352
South Asia	south central	1855	24	33	29	22	3,339	3,339	3,339	-0,572
	southeast	688	25	28	27	25	1,238	1,238	1,238	1,238
	southwest	271	8	20	26	10	-0,0836	-0,0836	0,4878	-0,0836
Oceania	Australia/ NZ	27	21	16	14	18	-0,0083	-0,0083	-0,0083	-0,0083
	Melanesia	10	20	20	20	20	-0,0031	-0,0031	-0,0031	-0,0031

	M and Polynesia	1	20	20	20	20	-0,0003	-0,0003	-0,0003	-0,0003
Former Sovjet		368	-10	8	15	-8	-0,113	-0,113	-0,113	-0,113
SUM							5,7484	5,7484	10,258	1,8370

7.6.3.4.7 La combinazione dei differenti danni all'ecosistema

Come già visto, questa categoria di danno è meno omogenea rispetto alle altre due, poiché utilizza due differenti unità di misura per la definizione del danno provocato all'ecosistema: lo stress tossico, espresso come frazione di specie potenzialmente affette da danno (PAF); l'estinzione di specie di piante, espressa come frazione potenzialmente estinta (PDF).

Il danno provocato all'ecosistema è quindi misurabile mediante il prodotto di questi due valori per l'area e per un intervallo di tempo.

La questione è dunque stabilire se, e come, le due unità di misura possano essere combinate fra di loro per ottenere una stima del danno totale.

La combinazione degli effetti dell'uso del suolo e della eutrofizzazione e acidificazione è abbastanza semplice, entrambe le misure del danno esprimono il numero relativo delle specie di piante vascolari che si estingueranno in una certa area. Oltre a questa similitudine però vi è un certo numero di differenze:

- Nella modellizzazione degli effetti del danno provocato da acidificazione ed eutrofizzazione una specie di pianta è considerata scomparsa se il valore del PDF è più alto del 97.5% (per cui la probabilità che la specie si possa ritrovare nell'area considerata è del 2.5%). Per l'uso del suolo non sono disponibili dati sufficienti, per cui si utilizzano dati empirici.
- Nella modellizzazione dell'uso del suolo non vengono fatte differenze tra le specie target e tutte le altre, anche la definizione del concetto di scomparsa delle specie è la stessa.

Nonostante queste differenze sembra comunque ragionevole la combinazione degli effetti del danno provocati dall'uso del suolo e dalla acidificazione/eutrofizzazione.

La combinazione dello stress tossico sugli organismi e la frazione di specie di piante a rischio di estinzione è abbastanza complicata per un certo numero di motivazioni:

- I gruppi di specie selezionati per il calcolo dello stress tossico giocano un ruolo diverso nell'ecosistema rispetto alle piante. Non è ancora chiaro se sia giustificabile attribuire lo stesso peso alla scomparsa del 10% delle piante vascolari e a 10 gruppi di specie utilizzate per il calcolo del PAF.
- Lo stress tossico (basato sul NOEC) non rappresenta un danno reale, lo dimostra il fatto che solo un irrilevante numero, tra quelle che hanno un alto valore del PAF, sono in pericolo di estinzione.

Il primo punto è sostanzialmente un problema di valutazione, per il momento si considerano uguali i due casi. Il secondo punto è invece un problema di misurazione in scala.

Se infatti basiamo la curva che rappresenta il PAF sul valore dell' LC_{50} anziché sul NOEC, la stima del danno effettuata tramite il valore del PAF potrebbe essere paragonabile, in maniera più ragionevole, con la frazione di piante che potenzialmente può scomparire.

Il valore del PAF basato sulla stima dell' LC_{50} esprime infatti un danno reale proprio perché l' LC_{50}

indica che il 50% della popolazione è morta. Tuttavia è comunque difficile creare una generale formulazione circa la relazione che intercorre tra i valori del NOEC e dell'LC₅₀. Alcuni esempi mostrano che la curva del PAF basata sull'LC₅₀ si posiziona a un livello di concentrazione che è 5 volte il PAF originale.

Figura 7.6.11 Valori de LC₅₀

Sostanza	Selezione dei dati	LC ₅₀ /NOEC	Numero di Tests effettuati
Benzene	tutti i dati provenienti dalle specie acquatiche	1,7	36
Toluene	tutti i dati provenienti dalle specie acquatiche	4,0	28
Naftalene	tutti i dati provenienti dalle specie acquatiche	1,7	17
Cadmio	dati sui crostacei	2,8	17
	tutti i dati provenienti dalle specie acquatiche	4,9	47
Mercurio	dati sui crostacei	17,0	19
Nickel	tutti i dati provenienti dalle specie acquatiche	3,0	15
PCP	tutti i dati provenienti dalle specie acquatiche	4,6	62
Fluoranthene	tutti i dati provenienti dalle specie acquatiche	4,3	31
Valore medio		4,9	

Un valore del PAFLC₅₀ pari al 50% implica che per il 50% delle specie la popolazione si è dimezzata. Cioè un PAFLC₅₀ medio per tutte le specie implica che per il 50 % delle specie il 50% della popolazione è morta, di conseguenza si avrà una perdita complessiva di tutti gli organismi pari al 25%. Quando consideriamo il significato del PAFLC₅₀, potremmo aspettarci una relazione tra gli effetti sulla diminuzione della popolazione (più del 50% della popolazione è morta) e il numero delle specie che sono solamente scomparse.

In termini generali, un valore del PAFLC₅₀ di un x% indica che un x/2 % di specie è scomparso. Dalla combinazione delle osservazioni fatte si è proposto di dividere il valore del PAFLC₅₀ per un fattore 10 prima che questo possa essere addizionato alle categorie di danno acidificazione/eutrofizzazione e land-use. Quindi si pone:

$$PDF = \frac{PAF_{LC_{50}}}{2} = \frac{PAF_{NOEC}}{2 \cdot 5} = \frac{PAF_{NOEC}}{10}$$

7.6.3.4.8 Le categorie di impatto trascurate

Nella valutazione del danno all'ecosistema sono state tralasciate alcune importanti categorie d'impatto poiché non si conoscono modelli sufficientemente significativi:

- acidificazione ed eutrofizzazione derivanti da emissioni in acqua;
- danni derivanti da cambiamenti climatici;
- danni derivanti dall'incremento di radiazione UV.

7.6.4 L'esaurimento delle risorse

La categoria di danno "Resources" è stata introdotta per la prima volta con la nuova versione della metodologia. Diversamente dalle altre categorie di danno non è stato possibile trovare uno standard di valutazione internazionalmente accettato che potesse esprimere il danno arrecato, e si è dovuto perciò sviluppare un concetto del tutto originale:

- nella prima parte della valutazione è modellato il decremento della concentrazione della risorsa a causa dell'estrazione di materiale grezzo;
- nella seconda le concentrazioni decrescenti vengono collegate al concetto di "*surplus energy*".

Con il termine risorse si è soliti indicare:

- risorse minerali, come i metalli;
- materiali sfusi come sabbia, ghiaia e calce;
- risorse energetiche come i combustibili fossili;
- risorse rinnovabili come energia solare, idroelettrica, ecc.;
- risorse ambientali come suolo, aria e acqua;
- risorse biologiche come la biodiversità e prodotti naturali (legname, pesci, ecc.).

Questa definizione di risorse, tuttavia, si sovrappone parzialmente all'area di influenza delle altre categorie di danno: nel modello, sotto la categoria "*Resources*", sono considerati solamente le risorse minerali e i combustibili fossili.

In generale, tre sono stati i problemi affrontati durante lo sviluppo della metodologia:

- l'ammontare delle risorse è fortemente collegato allo sforzo sopportato per l'estrazione;
- fino ad un certo punto, la maggior parte delle risorse sono sostituibili;
- alcuni tipi di risorse non sono consumate, nel senso che non scompaiono dopo l'uso, come accade per i combustibili fossili; tutti i minerali sulla terra, infatti, possono teoricamente essere riciclati. Si distinguerà, allora, tra risorse dissipative e non-dissipative.

Il modello sviluppato avrebbe dovuto rispondere ad alcuni di requisiti:

- non basarsi sul quantitativo di risorse rimaste, poiché è impossibile determinare una quantità senza definire una qualità della risorsa richiesta. Ciò significa che nella valutazione il fattore determinante non è la quantità bensì la qualità della risorsa;
- non basarsi direttamente su scenari futuri, impossibili da predire con una certa significatività;
- riflettere la vera ragione per la quale l'umanità si preoccupa del consumo di risorse minerali e fossili.

Il metodo proposto tiene in considerazione il fatto che, se la qualità di una risorsa si riduce,

dall'altra parte, cresce lo sforzo per l'estrazione della risorsa rimanente. Si sa che l'umanità, in virtù delle forze che regolano il mercato, tende ad estrarre per prime le risorse di qualità migliore. Ciò significa che, per ogni kg di risorsa utilizzata, decresce la qualità delle risorse rimanenti e, dunque, aumenta lo sforzo necessario alle successive estrazioni. Il decremento della qualità di una risorsa ed il corrispettivo incremento dello sforzo futuro necessario all'estrazione sono i parametri utilizzati per la valutazione del danno alle risorse.

A tutto ciò va aggiunto il fatto che i processi che hanno portato alla formazione delle due tipologie di risorse sono completamente differenti. Le risorse minerali si sono formate grazie ad una serie di processi molto complessi nei primi stadi di formazione della terra, mentre le risorse fossili sono state ottenute attraverso processi molto più recenti (risalenti a mezzo miliardo di anni fa) e relativamente più semplici e conosciuti. A causa di questa differenza la modellizzazione delle due risorse avverrà separatamente:

- per le risorse minerali (incluso l'uranio) il parametro che ne determina la qualità è la concentrazione
- per le risorse fossili il concetto di concentrazione non è utilizzabile, per cui si passa direttamente a quello di sforzo di estrazione.

Il modello presenta alcuni punti deboli:

- i modelli geologici dimostrano che la diminuzione della qualità delle risorse è graduale e non discontinua;
- tutti i minerali vengono considerati parimenti importanti per l'umanità;
- non viene presa in considerazione la possibilità di sostituzione di un minerale con un altro;

ma anche alcune vantaggi fondamentali:

- il modello non dipende direttamente dalle stime di consumi annuali, fortemente influenzate da riciclo, sostituzione o da fattori di congiuntura economica;
- l'incremento atteso nello sforzo di estrazione di una risorsa sembra essere un concetto che riesce a riflettere le reali preoccupazioni dell'umanità.

7.6.4.1 Le risorse minerali

Nei modelli geostatici si assume che, riportando in un grafico la quantità del minerale estratto in funzione della sua concentrazione (in [ppm]), la distribuzione della concentrazione ottenuta è normal-logaritmica, cioè le maggiori quantità di minerale vengano estratte con valori di concentrazioni medie. Agli scopi dello studio, non si è interessati alla distribuzione completa delle concentrazioni ma solo agli effetti marginali delle estrazioni correnti.

Lo stato attuale dello sfruttamento delle risorse riguarda ancora la parte sinistra del grafico che, partendo dalle concentrazioni più elevate (104 ppm), va verso il valore medio di 1 ppm. Immaginando di raccordare l'istogramma in una curva continua, nel tratto vicino alle concentrazioni più elevate, dove la pendenza è ripida, si ha che un forte aumento della quantità di minerale estratto comporta una piccola riduzione della sua concentrazione. Avvicinandosi alla parte centrale della curva la pendenza comincia a diminuire e un piccolo aumento della quantità di minerale estratto comporta una sempre maggiore riduzione della sua concentrazione.

7.6.4.2 I combustibili fossili

I combustibili fossili sono un tipo di risorsa per la quale il parametro della concentrazione all'estrazione non risulta significativo della loro qualità, in questo caso, perciò, non è possibile utilizzare il grafico della distribuzione normal-logaritmica.

Il parametro scelto per la valutazione della qualità si può notare osservando la Figura 7.6.12 che riporta la classificazione dei combustibili considerata nel metodo; sono riportate tre categorie principali di combustibili fossili ciascuna a sua volta suddivisa in alcune sottocategorie.

Figura 7.6.12 La classificazione dei combustibili considerati dal metodo.

Categoria di combustibile	Sotto categoria	Tipo di combustibile
OIL	Conventional oil	Olio direttamente ottenibile
	Unconventional oil	Olio secondario
		Olio terziario
GAS	Conventional gas	Gas con olio
		Gas secco
	Unconventional gas	Gas condensato
		Gas in concentrazione solida
		Gas di profondità
		Gas da giacimenti di carbone
COAL	Conventional coal	Giacimenti
		Miniera

Risulta evidente, esaminando la tabella, che esistono diverse fonti alternative non convenzionali per l'estrazione del petrolio e del gas naturale, ma queste non sono ancora sfruttate a causa dell'alto sforzo richiesto. Solo quando le risorse convenzionali cominceranno a scarseggiare l'umanità potrà pensare di ricorrere alle risorse alternative, di gran lunga più impegnative dal punto di vista dell'estrazione. Per i combustibili fossili l'impegno per lo sfruttamento delle risorse non diminuisce, quindi, in maniera graduale con l'estrazione, ma si osserva un andamento "a gradini" nel quale lo sforzo richiesto tra due livelli è teoricamente costante, ed è proprio questo sforzo necessario all'estrazione che discrimina la qualità del combustibile stesso.

7.6.4.3 Il danno causato dall'esaurimento dei minerali e dei combustibili fossili

La valutazione del danno arrecato avviene attraverso il concetto di surplus energy. Esso è definito come la differenza fra l'energia necessaria all'estrazione di una risorsa attualmente e quella indispensabile in un istante futuro. Seguendo il pensiero di Muller e Wenk [1998], si calcola il surplus di energia, valutato in [MJ], che sarà necessario per estrarre 1 kg di materiale nel momento in cui il consumo di quel materiale sarà cinque volte quello estratto dall'umanità prima del 1990. La scelta del fattore $N = 5$ è totalmente arbitraria poiché non si è interessati ai valori assoluti, ma solo a misurazioni relative.

7.6.4.3.1 Il surplus energy per i minerali

Chapman e Roberts [1983] hanno analizzato la relazione tra l'incremento di energia necessario

nell'estrazione dei minerali più comuni e la relativa diminuzione di concentrazione del minerale stesso nel grezzo ottenuto. Essi hanno rilevato tre effetti principali:

- il quantitativo di energia necessario a modificare i legami chimici presenti nel minerale grezzo è per definizione costante. Non è possibile diminuire questa richiesta di energia attraverso miglioramenti nell'efficienza delle reazioni o sviluppi della tecnologia;
- la richiesta di energia per estrarre, macinare, purificare un minerale grezzo cresce al diminuire della concentrazione;
- la richiesta di energia per estrarre, macinare, purificare un minerale grezzo diminuisce all'aumentare dell'efficienza delle lavorazioni e con lo sviluppo della tecnologia.

A tutt'oggi, il terzo meccanismo prevale sul secondo, per cui un decremento della concentrazione del minerale nel grezzo comporta una corrispondente riduzione del consumo di energia. Si stima che questo andamento continuerà ancora per molti decenni in futuro. D'altra parte, però, lo studio del LCA non tiene conto della possibilità di un futuro aumento dell'efficienza dell'estrazione, così come non si tiene conto di possibili futuri miglioramenti nella cura di alcune gravi malattie, per cui, nello studio, ad una diminuzione della concentrazione è associato un incremento di energia richiesta.

7.6.4.3.2 Il surplus energy per i combustibili fossili

Per la determinazione del surplus di energia necessaria, nel caso dei combustibili fossili, occorre tenere presente il carattere discontinuo della qualità del fossile quando si passa dal combustibile convenzionale a quello non convenzionale e la possibilità che un combustibile in via di esaurimento possa essere sostituito (completamente o parzialmente) da un altro più abbondante.

7.6.4.4 Il ruolo delle prospettive culturali

La prospettiva individualista:

- non considera la risorsa rappresentata dal combustibile fossile come argomento di discussione ma come un affare di routine;
- non considera l'esaurimento del combustibile fossile come un problema reale sulla base dell'esperienza della crisi del petrolio;
- non dà molto peso a problemi futuri poiché non considera importante la prospettiva di lungo periodo;
- nel caso dei minerali, invece, accetta come reale la costante diminuzione della concentrazione delle risorse.

La prospettiva egalaritaria:

- ritiene che, nonostante le risorse non possono essere regolate, possano esserlo i bisogni
- accetta il concetto della sostituzione delle risorse
- ritiene che le fonti energetiche alternative debbano sostituire i combustibili fossili

La prospettiva gerarchica:

- ritiene che, nonostante le risorse non possano essere regolate, possano esserlo i

bisogni;

- ritiene importante evidenziare le differenze tra le risorse per sviluppare strategie di gestione e regolamentazione.

7.6.5 La stima del danno

Il calcolo del punteggio totale per le tre categorie di danno conclude la struttura del modello di valutazione.

Per ottenere la stima del danno sono ancora necessarie due fasi: la normalizzazione, che rende le diverse categorie di danno confrontabili fra di loro, e la valutazione, che attribuisce ai valori ottenuti dalla fase precedente i pesi relativi alla prospettiva prescelta.

7.6.5.1 La Normalizzazione

Per la valutazione del danno occorre confrontare fra di loro i valori ottenuti per le tre categorie. Poiché essi sono caratterizzati da tre differenti unità di misura (DALY, PDF, MJ surplus), si rende necessaria la fase di normalizzazione, nella quale i risultati ottenuti saranno rapportati ad un valore di riferimento.

Il sistema di riferimento può essere scelto in molte maniere differenti, ma, solitamente, rappresenta la somma di tutte le emissioni e le estrazioni di risorse riferita ad un certo territorio in un dato periodo di tempo (di norma un anno). Se lo si desidera, tale valore può anche essere diviso per il numero di abitanti residenti nella regione considerata.

7.6.5.1.1 Le categorie *Human Health e Ecosystem Quality*

Per la determinazione dei fattori peso della normalizzazione per le categorie *Human Health* e *Ecosystem Quality* il metodo degli *Eco-indicator 99* segue la seguente procedura:

esegue l'LCA calcolando il danno dovuto alle emissioni, alle radiazioni e all'uso del territorio riferendosi a tutta l'Europa nel periodo di un anno

calcola, per ogni categoria di impatto, la somma dei danni relativi ai quattro compartimenti di emissione considerati (aria, acqua, suolo industriale e suolo agricolo)

valuta, per ogni categoria di danno, il danno totale, somma dei danni di ciascuna delle categorie di impatto

divide il valore totale di ciascuna categoria di danno per il numero degli abitanti dell'Europa (380×10^6), ottenendo il danno medio subito dal cittadino europeo in un anno

assume l'inverso di tale valore come il fattore peso della normalizzazione delle categorie di impatto afferenti la categoria di danno considerata.

7.6.5.1.2 La categoria *Resources*

Per la determinazione dei fattori peso della normalizzazione per la categoria *Resources* il metodo degli *Eco-indicator 99* procede, suddividendo le due categorie di impatto, secondo il seguente schema:

Minerali

- considera i dati di consumo dei minerali negli USA;
- divide tale valore per il numero degli abitanti USA ($266 \cdot 10^6$) e lo moltiplica per il numero di abitanti dell'Europa;
- calcola il surplus di energia necessario per estrarre 1 kg di ciascun minerale nel momento in cui la quantità estratta sarà cinque volte quella estratta fino al 1990;
- moltiplica il surplus unitario per il consumo dei minerali del cittadino europeo.

Combustibili fossili

- considera i dati di consumo dei combustibili fossili in Europa;
- divide tale valore per il numero degli abitanti dell'Europa;
- calcola il surplus di energia necessario per estrarre 1 kg di ciascun combustibile fossile nel momento in cui la quantità estratta sarà cinque volte quella estratta fino al 1990;
- moltiplica il surplus unitario per il consumo dei combustibili del cittadino europeo.

Al fine di calcolare un valore di normalizzazione unitario per la categoria *Resources* si effettuano le seguenti operazioni:

- si sommano i surplus di energia per cittadino medio europeo relativi all'estrazione dei minerali e dei combustibili fossili
- si assume l'inverso di tale valore come il fattore peso per la normalizzazione relativo ad entrambe le categorie di impatto afferenti a *Resources*.

7.6.5.2 La Valutazione

Per risolvere il problema del livello di scientificità richiesto dallo studio del LCA e quindi del livello di soggettività ammesso, il metodo degli Eco-indicator 99, come già visto, segue il modello della Cultural Theory proposto da Thompson.

Figura 7.6.13 Contributi in peso delle categorie di danno nelle tre diverse prospettive culturali.

PROSPETTIVA	Salute umana	Qualità dell'ecosistema	Risorse
Gerarchica	40%	40%	20%
Ugualitaria	30%	50%	20%
Individualista	55%	25%	20%

Per la stima dei parametri di valutazione si è costituito un campione di individui, rappresentativo delle diverse prospettive culturali, al quale sottoporre un questionario. Tale procedura non risulta statisticamente corretta a causa della scarsa dimensione del gruppo, ma l'approssimazione ottenuta risulta accettabile ai fini dello studio. La Tabella 7.6.14 riporta, in percentuale, i fattori peso attribuiti nella fase di valutazione alle tre categorie di danno secondo le tre diverse prospettive culturali

Figura 7.6.14 Il contributo al danno delle diverse categorie di impatto nella prospettiva gerarchica ($HH = 40\%$, $EQ = 40\%$, $R = 20\%$)

PROSPETTIVA GERARCHICA	
Carcinogenic effects	2%
Respiratory effects (inorganics)	11%
Respiratory effects (organics)	0%
Climate change	27%
Radiation	0%
Ozone depletion	0%
Ecotoxicity	6%
Acidification/eutrophication	3%
Land-use	31%
Minerals	0%
Fossil	20%

Si possono inoltre calcolare i contributi percentuali delle diverse categorie di impatto relative alle tre categorie di danno nelle tre differenti prospettive culturali (rispettivamente gerarchica, ugualitaria ed individualista). Tali contributi tengono conto, per ogni categoria di impatto, dei diversi pesi attribuiti alle emissioni e alle risorse nelle fasi di normalizzazione e valutazione.

Figura 7.6.15 Il contributo al danno delle diverse categorie di impatto nella prospettiva ugualitaria ($HH = 30\%$, $EQ = 50\%$, $R = 20\%$)

PROSPETTIVA UGUALITARIA	
Carcinogenic effects	1%
Respiratory effects (inorganics)	9%
Respiratory effects (organics)	0%
Climate change	20%
Radiation	0%
Ozone depletion	0%
Ecotoxicity	8%
Acidification/eutrophication	4%
Land-use	38%
Minerals	1%
Fossil	19%

Figura 7.6.16 Il contributo al danno delle diverse categorie di impatto nella prospettiva individualista ($HH = 55\%$, $EQ = 25\%$, $R = 20\%$)

PROSPETTIVA INDIVIDUALISTA	
Carcinogenic effects	0%
Respiratory effects (inorganics)	10%
Respiratory effects (organics)	0%
Climate change	46%
Radiation	0%
Ozone depletion	0%
Ecotoxicity	1%
Acidification/eutrophication	2%
Land-use	20%
Minerals	21%
Fossil	0%

Dall'osservazione dei grafici precedenti si possono dedurre le alcune conclusioni:

- nella prospettiva gerarchica *land-use*, *climate change* e *fossil fuel* sono le categorie di impatto più importanti
- specialmente nella prospettiva ugualitaria, si nota l'elevata importanza del *land-use*, rispetto ad *acidification/eutrophication* ed *ecotoxicity*
- nella prospettiva individualista è dominante *respiratory effects (inorganics)*; il danno *carcinogenic* risulta di minore importanza (sono considerate solamente le sostanze con accertato effetto cancerogeno)
- nella prospettiva individualista *fossil fuel* non è tenuto in considerazione, di conseguenza assume una importanza relativa maggiore *minerals*.

7.7 Il Metodo EDIP 96

Il metodo EDIP si sviluppa attraverso quattro fasi, ognuna delle quali risponde ad un certo numero di domande:

1) definizione della meta	Qual è lo scopo dello studio LCA? Qual è il gruppo target? Quali decisioni deve supportare lo studio LCA? Quale grado di approfondimento si deve raggiungere?
2) definizione dello scopo	Quale prodotto deve essere valutato? Che funzione assolve il prodotto? Quanta parte del ciclo di vita del prodotto deve essere incluso nell'LCA? Quali cambiamenti ambientali devono essere attribuiti al sistema prodotto?
3) inventario	Quali dati sono necessari? Quanto sono attendibili i dati raccolti? Com'è modellato il sistema prodotto? Come sono aggregati i dati e come sono trattate le incertezze?
4) valutazione dell'impatto	A quali impatti ambientali e al consumo di quali risorse contribuisce il prodotto? Quali di questi contributi sono più rilevanti? Quali risorse sono più importanti? Quali lacune nei dati sono più rilevanti?

Nella definizione della meta viene descritto l'obiettivo dell'LCA.

Nella definizione dello scopo è deciso quanta parte del ciclo di vita del prodotto deve essere incluso nell'LCA.

Nell'inventario sono raccolte diverse informazioni sugli scambi che il prodotto ha con l'ambiente attraverso i vari processi interni al sistema del prodotto (questi scambi includono sia il consumo e l'emissione della sostanza da e verso l'ambiente, sia le interazioni tra i processi e gli impieghi).

Infine nella valutazione dell'impatto vengono interpretate le informazioni contenute nell'inventario.

7.7.1 Definizione della meta

La prima fase dell'LCA consiste nella definizione dei suoi obiettivi. Questo comporta la determinazione dell'uso al quale l'analisi ambientale verrà destinata e allo stesso tempo la stima di ciò per cui può o non può essere utilizzata. La definizione della meta potrebbe essere interpretata come un esercizio che risponde alle seguenti questioni: per cosa saranno usati i risultati dell'LCA?; quali decisioni possono essere prese sulla base dell'LCA?; qual è la natura e l'estensione di queste

decisioni?

Il metodo EDIP identifica quattro principali applicazioni dell'LCA nello sviluppo del prodotto che sono raccolte in due principali obiettivi, chiamati *focusing* e *selecting*.

Focusing è utilizzato nell'LCA per:

- generare le informazioni ambientali relative al ciclo di vita atteso del prodotto;
- identificare i miglioramenti potenziali, includere un confronto con le alternative, designare un punto focale riferito all'ambiente e determinare dove esso risiede nel prodotto.

Selecting è utilizzato nell'LCA per:

- confrontare le soluzioni alternative a livello di concetto;
- confrontare le soluzioni alternative a livello di dettagli.

Pertanto la definizione della meta si propone di chiarire per cosa l'LCA può o non può essere utilizzato, di includere le decisioni che esso deve sostenere e le conseguenze ambientali a cui queste decisioni possono portare.

7.7.2 Definizione dello scopo

L'obiettivo della definizione dello scopo è identificare e definire l'oggetto della valutazione e limitarlo per includere ciò che è significativo per la meta dell'LCA. La definizione dello scopo include:

- definire l'oggetto dello studio includendo la definizione dell'unità funzionale;
- selezionare uno o più prodotti di riferimento o sistemi di riferimento per rappresentare l'oggetto dello studio;
- scegliere i parametri di valutazione ambientale che sono importanti per la meta dell'LCA;
- identificare i processi significativi dal punto di vista ambientale nel sistema del prodotto, prestando attenzione alla meta dell'LCA; proporre un modello per il sistema di prodotto sulla base dei riferimenti selezionati, che includeranno i processi più significativi escludendone altri; determinare l'ossatura geografica del sistema del prodotto;
- definire l'orizzonte temporale entro cui le decisioni basate sull'LCA sono applicate; definire l'orizzonte temporale al di sotto del quale l'impatto ambientale dovrebbe essere visto;
- distribuire gli scambi ambientali presenti in un sistema prodotto tra l'oggetto studiato e gli altri servizi a cui i processi del sistema del prodotto contribuiscono.

Nell'applicazione dell'LCA che implica un confronto tra soluzioni alternative, prodotti o tecnologie, l'oggetto della valutazione è generalmente il servizio fornito all'utente. Questo servizio deve essere definito e quantificato. Nella terminologia dell'LCA è chiamato *unità funzionale* del prodotto.

7.7.2.1 Il concetto di unità funzionale

L'unità funzionale deve includere sia una descrizione qualitativa del servizio sia una quantificazione. La quantificazione deve specificare la durata del servizio, includendo il periodo di vita del prodotto. La descrizione qualitativa deve definire il livello di qualità del servizio così che i prodotti possono essere confrontati a un livello di qualità abbastanza uniforme. La descrizione quantitativa deve specificare la grandezza e la durata del servizio. Nel confronto ambientale delle alternative, la durata del servizio deve essere la stessa, e il servizio deve essere sperimentato come confrontabile dall'utente, rispettando sia le caratteristiche quantitative sia quelle qualitative.

7.7.2.2 Reference products

L'impatto ambientale derivante da un nuovo prodotto avrà inizio quando il ciclo di vita del prodotto stesso ha origine. Ogni singolo incontro tra il prodotto e la comunità nella quale questo esiste, sarà occasione di scambio con i dintorni e in conseguenza di ciò verrà colpito l'ambiente. Uno dei primi obiettivi della valutazione ambientale resta quello di selezionare uno o più prodotti esistenti o tecnologie che possono rappresentare questi incontri anticipati o processi nel ciclo di vita del prodotto. Questo è chiamato *reference*, ed è un elemento fondamentale del metodo Edip. Si può operare una distinzione tra due tipi di *references*, nella fattispecie un *service reference*, chiamato più semplicemente prodotto di riferimento, e un *data references*. Il prodotto di riferimento è selezionato per rappresentare la previsione del servizio. I riferimenti delle informazioni sono selezionati come rappresentativi dei processi nel ciclo di vita del prodotto di riferimento e servono per rappresentare gli scambi ambientali dei processi. Un compito significativo per il progettista è quello di creare diverse soluzioni e poi di scegliere fra le alternative.

7.7.2.3 Criteri di valutazione

Il metodo Edip comprende le seguenti generali categorie di danno:

- impatto ambientale
- consumo delle risorse
- impatto nell'ambiente di lavoro

Queste tre categorie hanno tra loro la stessa importanza. Gli impatti interni a queste categorie principali sono ulteriormente divisi a seconda della loro estensione geografica in:

- impatto globale
- impatto regionale
- impatto locale

Questa suddivisione è significativa per la parte finale della valutazione, dove i contributi alle varie categorie di impatto sono normalizzati e pesati, perché il carattere e il modo dell'azione differiscono per differenti estensioni geografiche. Il consumo delle risorse non rinnovabili è un impatto globale. L'impatto ambientale può essere globale, regionale e locale, mentre il consumo delle risorse rinnovabili e l'impatto sull'ambiente di lavoro sono locali, o in alcuni casi regionali.

7.7.2.4 Impatto ambientale

L'impatto ambientale include gli impatti sull'ambiente esterno e tra questi la salute umana. Nella

definizione di ciò che costituisce un impatto ambientale, è possibile riferirsi agli impatti che presto o tardi sono presenti nella catena di cause-effetti per vari impatti sull'ambiente.

Gli impatti e le conseguenze che hanno origine in una catena di causa-effetto sono spesso le ragioni per le quali l'impatto è visto come un problema. Mentre la rilevanza degli impatti per la comunità è tipicamente destinata a crescere percorrendo la catena, le relazioni di causa-effetto divengono via via più complesse.

Dato che non è possibile predire quali saranno gli effetti e le conseguenze degli scambi ambientali nel ciclo di vita del prodotto, al fine di arrivare ad una valutazione chiara degli impatti sull'ambiente esterno, il metodo Edip definisce le categorie dell'impatto ambientale sulla base degli impatti che si trovano ad un livello precedente nella catena di causa-effetto. Su questa base, le categorie degli impatti ambientali mostrate nella tabella di figura 8.7.1 sono inclusi tra i criteri di valutazione. Il "waste for landfill" (rifiuto da discarica) è considerato un tipo separato di impatto ambientale perché non siamo ancora nella posizione di mettere in relazione le emissioni provenienti da differenti discariche ai prodotti presenti in esse.

Come mostrato in tabella di figura 7.7.1, alcune sostanze possono contribuire più di altre all'impatto ambientale. Ne è un esempio l'ossido di azoto (NO_x) che contribuisce all'acidificazione, all'eutrofizzazione, alla formazione di ozono e alla tossicità nell'uomo attraverso l'atmosfera.

Figura 7.7.1 I criteri di valutazione del metodo EDIP

	Environment	Resources	Working environment
Global	<u>Global warming</u> , <u>Stratospheric ozone depletion</u>	<u>Fossil fuel</u> , e.g. oil, coal, brown coal, natural gas. <u>Metals</u> , e.g. Fe, Al, Cu, Zn, Ni, Cr, Mn, Ag, Au. <u>Other minerals</u> , e.g. lime, phosphate and salt. <u>Others</u>	
Regional	<u>Photochemical ozone formation</u> , <u>Acidification</u> , <u>Nutrient enrichment</u> , <u>Persistent toxicity</u> : human toxicity from the water compartment, human toxicity from the soil compartment, chronic ecotoxicity in the water compartment, chronic ecotoxicity in the soil compartment		
Local	<u>Ecotoxicity</u> -acute ecotoxicity in the water compartment; <u>human toxicity</u> -human toxicity from the air compartment; <u>land filling</u> : -bulk waste (non-hazardous),-hazardous waste,-slag and ashes,-nuclear waste	<u>Biomass</u> , e.g. wood, straw and grain, <u>water</u> , e.g. Groundwater, surface water and water for hydro electric power, <u>others</u>	Cancer due to chemical substances, damage to the reproductive system due to chemical substances, allergy due to chemical substances, damage to the nervous system due to chemical substances, musculoskeletal injuries due to monotonous repetitive work, hearing impairments due to noise, grievous bodily

			harm due to accidents
--	--	--	-----------------------

Per alcuni impatti ambientali, il contributo a uno degli impatti può escludere il contributo agli altri. Se, per esempio, una molecola di NO_x è inalata da una persona e con ciò contribuisce alla tossicità per l'uomo, la molecola è rimossa dall'atmosfera in modo tale da non potere simultaneamente contribuire all'acidificazione o all'eutrofizzazione. D'altra parte, se la molecola di NO_x determina un impatto acidificante in una foresta, non può allo stesso tempo contribuire alla tossicità per l'uomo. I contributi alla tossicità e all'acidificazione, o alla tossicità e all'eutrofizzazione, sono pertanto mutualmente esclusivi (tabella di figura 7.7.2)

Figura 7.7.2 Esempi di sostanze che possono contribuire a differenti impatti ambientali.

Impact	HCFC 22	CH ₄	Toluene	PCB	SO ₂	NO _x
Global warming	x	x	x		(x)	(x)
Stratospheric ozone depletion	x	(x)				
Photochemical ozone formation		x	x			(x)
Nutrient enrichment						x
Human toxicity			x	x	x	x
Ecotoxicity			x	x		

Il ciclo di vita del prodotto può anche causare degli scambi che a livello locale hanno un impatto fisico sull'ambiente. Tuttavia questo tipo di impatto è stato sino ad ora trascurato dal metodo Edip per la valutazione ambientale. Per certi tipi di prodotti, ad esempio i prodotti agricoli, può risultare importante includere gli impatti fisici come criteri di valutazione nell'LCA.

7.7.2.5 Consumo delle risorse

Le "risorse" sono considerate per poter stabilire le materie prime da cui i vari materiali nel sistema prodotto derivano: l'energia coinvolta, i materiali da costruzione e le sostanze dipendenti. Il consumo delle risorse include il consumo delle risorse sia rinnovabili che non rinnovabili. Le risorse rinnovabili sono definite come risorse che possono essere rigenerate e che non si esauriranno necessariamente a causa dello sfruttamento umano. Esempi di risorse rinnovabili sono le biomasse di piante come il legno, la paglia e il grano, o le risorse d'acqua come l'acqua sotterranea, l'acqua di superficie o l'acqua arginata per la produzione di energia idroelettrica. Il metodo Edip include le risorse rinnovabili nell'inventario, ponendole sullo stesso piano delle risorse non rinnovabili. Le risorse non rinnovabili sono quelle che non sono rigenerate, o che sono rigenerate così lentamente per cui il tasso di rigenerazione è senza significato pratico se riferito alla loro quantità utilizzabile. Le risorse fossili come il petrolio, il carbone, il gas e tutti i metalli sono esempi di risorse non rinnovabili.

7.7.2.6 Impatti nell'ambiente di lavoro

L'ambiente di lavoro è coinvolto da tutta una serie di influenze a cui un essere umano risulta esposto durante l'attività lavorativa. Queste influenze possono essere positive o negative se riferite

alla sicurezza e alla salute personale. Solo le influenze negative per la sicurezza e la salute sono chiamate *impatti* nell'ambiente di lavoro. Gli impatti nell'ambiente di lavoro sono dei fenomeni interamente locali e sono spesso una parte integrante dei processi che vengono utilizzati nello studio del ciclo di vita di un prodotto. La persona nell'ambiente di lavoro è esposta a influenze di natura fisica, chimica, biologica o psicosociale che possono creare fastidi e danneggiare la salute.

Tuttavia non è possibile includere tutti i tipi di influenze nell'LCA; lo spettro è semplicemente troppo largo e molte di queste influenze non possono essere riferite a processi individuali o prodotti, ma dipendono dal modo in cui la produzione è organizzata.

7.7.3 Inventario

L'obiettivo dell'inventario è quello di raccogliere quelle informazioni, rilevanti dal punto di vista ambientale, relative ai vari processi emersi durante la definizione dello scopo e inclusi nel modello del sistema del prodotto. L'inventario ha pertanto lo scopo di raccogliere i dati per ogni processo in maniera trasparente. La raccolta delle informazioni segue lo stesso modello per tutti i processi. Questo modello è chiamato "*data format*" e considera le informazioni che devono essere raccolte per un certo processo.

I dati devono sempre possedere tre categorie di informazioni:

- una descrizione del processo;
- un inventario degli scambi del processo con l'ambiente;
- una caratterizzazione dei dati, una delimitazione del processo e una descrizione delle origini e della qualità dei dati.

La relazione tra un processo e i suoi scambi ambientali deve essere chiarita. Gli scambi devono essere riferiti ad un'unità funzionale. Per i materiali, l'unità corretta è tipicamente il *peso* del materiale e gli scambi sono espressi in *Kg*. Ma per un processo di pittura o un processo di placcatura viene spesso considerata l'*area superficiale*, e per altri processi può essere utilizzato il *tempo*. Se consideriamo l'estrazione di materie prime e la successiva produzione, l'unità che viene utilizzata è il *peso* del materiale. Per la produzione di elettricità l'unità ricorrente è 1 *kWh* di elettricità generata. Per la produzione di calore l'unità è 1 *MJ* di calore fornito. Al contrario per i processi di produzione non c'è un'unica unità. La tabella di figura 7.7.3 mostra differenti unità per vari tipi di processi.

Figura 7.7.3 Esempi di unità di misura per otto processi in un sistema prodotto.

Process	Energy consumption	Consumption of materials and ancillary substances	Discharges
anodizing	surface area	surface area	Surface area
production of recycled steel	Weight	weight	Weight
electroplating	surface area	surface area	Surface area
milling	kg removed material	kg removed material	kg removed material
power coating	residence time in cabinet	surface area	Residence time in Cabinet
haulage by lorries >16 tonnes	Km*Kg+driving mode+ Speed	Km*Kg+driving mode+ speed	Km*Kg+driving mode+ Speed
production of	1 kWh	1 kWh	1 kWh

electricity			
-------------	--	--	--

La descrizione di un processo deve specificare le condizioni operative che costituiscono i dati per gli scambi.

Gli scambi del processo con l'ambiente si distinguono in:

- inputs che nel metodo Edip sono divisi in energia elettrica, energia termica, trasporto, materiali, sostanze dipendenti e risorse;
- outputs che sono divisi in emissioni aeree, emissioni acquatiche, emissione al suolo e rifiuti.

Gli impatti nell'ambiente di lavoro sono divisi in sette tipologie (impatti implementati nel metodo E cancer)

- damage to the reproductive system
- allergy
- damage to the nervous system
- hearing impairments
- musculoskeletal injuries
- accidents

Una parte molto importante dell'inventario è la caratterizzazione del processo e dei dati che lo descrivono.

Questo implica:

- delimitazione di ciò che non si conosce;
- descrizione della mancanza di dati e della qualità dei dati;
- descrizione dello sviluppo tecnologico per un processo.

La raccolta dei dati è una parte fondamentale per la realizzazione del Life Cycle Assessment di un prodotto. Generalmente esso comporta un lavoro costante per stabilire le informazioni qualitative e quantitative riguardanti i molti processi di un sistema prodotto. Ma una volta che queste informazioni sono state raccolte si creerà una base di conoscenze ambientali fondamentali e l'inventario dei prodotti successivi risulterà molto semplificato. La procedura per la raccolta dei dati relativi agli impatti in un ambiente di lavoro varia a seconda dei tipi di impatto. Il cancro, i danni riproduttivi, le allergie e i danni al sistema nervoso sono conseguenze di impatti chimici. I danni tanto al sistema muscolare e a quello scheletrico sono una conseguenza di un lavoro ripetitivo e monotono, pertanto l'inventario si deve basare sull'analisi del processo di lavoro. A questi deve essere aggiunto un inventario sugli incidenti sul lavoro, che parte dalla considerazione di numerose statistiche. Per ciascuno dei sette tipi di impatto, il tempo viene considerato misurando l'esposizione di un lavoratore a un certo effetto. Secondo il metodo Edip, l'esposizione ad una certa concentrazione di una sostanza genera un impatto solo se tale concentrazione supera il valore soglia del 10%. Un impatto è pertanto definito come una esposizione per inalazione ad una sostanza di concentrazione eccedente del 10% il valore limite esistente.

7.7.3.1 Modello di calcolo

I dati sono raccolti in un inventario, poi per ogni scambio ambientale vengono sommati i valori corrispondenti. Il risultato è la somma di tutti gli scambi finali, cioè di tutti gli input che provengono direttamente dalla natura (consumo delle risorse), di tutti gli output che si riversano direttamente in acqua, aria e suolo, infine di tutti gli impatti presenti nell'ambiente di lavoro. Il compito è quello di seguire tutti gli scambi non-finali risalendo fino agli input finali o avanzando verso gli output finali al fine di sommare tutti gli scambi finali relativi all'intero sistema prodotto, separatamente per ogni tipo di scambio.

L'oggetto dello studio dell'LCA è l'unità funzionale, e gli scambi finali con l'ambiente devono essere espressi per unità funzionale. L'inventario per ogni scambio finale individuale può essere espresso con:

$$Q_i = T * \sum_{up} Q_{i,up} + T/L * \sum_p Q_{i,p}$$

dove:

Q_i è la somma degli scambi finali (i) calcolati per unità funzionale,

T è la durata dell'unità funzionale (years),

L è il periodo di vita del prodotto (years),

$Q_{i,p}$ è lo scambio finale dal processo (p) calcolato per un numero di unità chiavi del processo interno al sistema prodotto, (p) designa tutti i processi eccetto il processo d'uso,

$Q_{i,up}$ è lo scambio finale per anno dal processo d'uso (up).

Se la vita dell'unità funzionale coincide con il periodo di vita del prodotto, allora $T=L$ e l'espressione nella formula diventa semplice. Ma prodotti con differenti periodi di vita devono spesso essere comparati tra di loro, così $\sum Q_{i,p}$ deve essere modificato con il valore T/L (come mostra la formula), in modo che i prodotti possono essere comparati sulla base dello stesso servizio.

7.7.3.2 Il sistema prodotto

Waste	1000g
incineration, PE	
Input:	
ID2 Danish el. 0,05kWh	
Output:	
Air	
T Carbon dioxide 2700g	

Coal	1000g
Germany	
Input:	
ID 12	
ID 13	

Danish electricity 1kWh	
<u>Input:</u>	
ID9 Coal	306g
ID8 Oil. North Sea	15g
ID2 Natural	
<u>Output:</u>	
Air	
T carbon	
T sulphur	
Waste	
ID11 Slag	

Natural gas 1000g The North Sea	
<u>Input:</u>	
T Natural Gas	1060g
ID8 Oil	50g
<u>Output:</u>	
Air	
T Methane	5g
T Carbon dioxide	150g

Secondary Al 1000g	
<u>Input:</u>	
1.Energy	
ID 1 Danish electricity	0,14kWh
ID 2 Natural gas	125g
2.Materials	
ID 3 Silica	120g
ID 14 Scrap Al	1010g
<u>Output:</u>	
1.Air	
T Carbone dioxide	340g
T Hydrocarbons	70g
2.Waste water	
ID 4 BOD	1,5g
ID 5 Aluminium oxides	0,5g
3.Waste	
T Sand	2g
ID 6 PE-packaaging	5g

Danish electricity	1kWh
<u>Input:</u>	
ID 9	
ID 8	
ID 7	
<u>Output</u>	

Incineration Sludge	1000g
<u>Input:</u>	
1.Energy	
ID1 DKelectricity 0,05kWh	
ID8 Oil 10g	
<u>Output</u>	

Oil TheNorthSea	1000g
<u>Input:</u>	
ID10 Drillingmud 0,3g	
ID2 Naturalegas 60g	
<u>Output:</u>	
Air	
T Hydrocarbons 0,1g	

T= Terminal environmental exchanges;	
ID6=Nonterminal environmental exchanges	

Waste water treatment, BOD	1000g
<u>Input:</u>	
1.Energy	
ID 1 Danish	
<u>Output:</u>	
1.Air	
T Carbon	
2.Waste	
ID 7 Sludge	

L'esempio dell'alluminio riciclato mostra che il sistema del prodotto sviluppa rapidamente dei rami. Ciascuno degli input non-finali ha un numero di scambi che deve concludersi. Infiniti loops potrebbero sorgere durante la fase terminale degli scambi. L'esempio dell'alluminio riciclato contiene al suo interno diversi loop: il processo include *Danish electricity*, che contiene *North Sea Oil*, che a sua volta include *drilling mud* usato per l'estrazione, e l'alluminio fa parte del *drilling mud*. *North Sea Oil* è anche utilizzato nell'estrazione dell'alluminio. Come l'esempio mostra, non è

possibile terminare tutti gli scambi. Quanti più livelli si risalgono, tanto maggiori saranno gli scambi non finali. La grandezza degli scambi diviene naturalmente sempre più piccola quanto più si risale di livello e gli scambi stessi divengono sempre meno significativi. È tuttavia necessario una opportuna delimitazione. L'esempio dell'alluminio riciclato mostra solo la fase finale di una parte degli scambi e solo per un processo. Nel programma PC sviluppato per il metodo Edip, la fase terminale diventa automatica quando il sistema del prodotto è modellato da processi unitari raccolti in un database.

L'LCA si risolve nei valori aggregati relativi agli scambi ambientali e nel loro impatto potenziale per l'intero sistema del prodotto espresso per unità funzionale. Questi valori aggregati restituiscono un quadro del contributo totale ai vari tipi di impatto e mostrano quali tipi di impatti sono più significativi. Ma nello sviluppo del prodotto è perfino più interessante cercare quali fonti dei vari scambi e dei potenziali impatti sono significative nel quadro totale.

Quando l'LCA si rivolge a decisioni di maggiore importanza strategica ed economica, è necessario includere una valutazione dell'incertezza. Tale valutazione può essere condotta manualmente identificando i processi e gli scambi delle grandezze significative per il consumo delle risorse totali e dei potenziali impatti per poi stimare un coefficiente di variazione per questi scambi e calcolare quale variazione ha avuto luogo nel risultato totale. La procedura maggiormente preferibile per la stima della variazione totale di una variabile calcolata come somma di un largo numero di variabili, ognuna con la sua propria variazione, è la simulazione.

7.7.4 Valutazione dell'impatto

L'inventario fornito mette insieme i dati per gli scambi ambientali per l'intero sistema prodotto. Alcuni degli scambi sono importanti dal punto di vista ambientale, altri lo sono di meno. I dati nell'inventario devono essere interpretati. Le interpretazioni devono essere basate su una valida conoscenza dell'ambiente, delle risorse e dell'ambiente di lavoro e devono mostrare quali scambi sono più significativi e quanto grande può essere il loro contributo.

Un esempio che si basa sui dati raccolti in un inventario è mostrato nella tabella di figura 2.7.4, che offre un estratto degli inventari per due soluzioni alternative a un refrigeratore che utilizza il CFC. I refrigeratori si distinguono fra loro per l'uso di differenti refrigeranti e di differenti agenti schiumogeni nel loro isolamento. Ambedue le soluzioni rappresentano una valida alternativa al problema dell'impovertimento dell'ozono che al contrario il CFC favorisce. Una soluzione utilizza l'R134a come refrigerante e gas schiumogeno (l'R134a è un HFC). L'altra soluzione utilizza al contrario l'isobutano come refrigerante e il pentano come agente schiumogeno (l'isobutano e il pentano sono degli idrocarburi). Come emerge dalla tabella di figura 7.7.4 stimare, sulla base degli inventari disponibili, quale alternativa sia la migliore da un punto di vista ambientale non è cosa semplice. Le alternative che sono comparate implicheranno l'uso di differenti materiali e di processi. Sono pertanto consumate differenti risorse e differenti sono le sostanze emesse nell'ambiente. L'inventario può includere informazioni sulle emissioni di molte sostanze, alcune delle quali risulteranno pericolose per l'ambiente mentre altre saranno innocue. Per essere nella posizione di decidere quale alternativa è preferibile da un punto di vista ambientale, è necessario

interpretare l'inventario, pesando i vari scambi sulla base della rilevanza dell'impatto che essi generano nell'ambiente.

Figura 7.7.4 Confronto tra l'utilizzo di isobutano/pentano e di R134a come refrigeranti e schiumogeni

Substance	Unit	Pentane/isobutane	R 134a
Emission to air			
Carbon dioxide	g	850	997
Carbon monoxide	g	1	1,03
Nitrous oxide	g	50	59
Sulphur dioxide	g	4,57	5,36
Nitrogen oxides	g	3,1	3,64
Lead	g	0,38	0,41
Cadmium	g	0,001	0,001
Chromium	g	0,02	0,02
Copper	g	0,06	0,08
Vanadium	g	0,95	1,05
Hydrocarbons	g	5,66	6,79
Methane	g	14	17
Isobutane	g	6	
Pentane	g	126	
R 134a	g		737
Emission to water			
BOD	g	1,11	1,12
H ⁺ (hydrogens ions)	g	2,33	2,43
NH ₄ ⁺ -N	g	0,22	0,22
NO ₃ ⁻ -N	g	0,09	0,09
Phenol	g	0,009	0,01

Nel metodo Edip l'interpretazione dell'inventario è condotta sulla stima del contributo che ogni scambio produrrà, al fine di conoscere l'impatto ambientale. L'inventario è così trasformato in una lista del consumo delle risorse e dei potenziali per gli impatti nell'ambiente e sul luogo di lavoro. Il metodo Edip considera le categorie d'impatto all'interno di tre gruppi principali:

- impatto ambientale;
- consumo delle risorse;
- impatto sull'ambiente di lavoro;

inoltre nello strumento di interpretazione ambientale del metodo Edip, la trasformazione dell'inventario contiene tre elementi:

1. *Calcolo degli impatti ambientali potenziali per emissioni*: quante emissioni contribuiscono ai vari tipi di impatti ambientali?
2. *Normalizzazione*: quanto sono grandi il consumo delle risorse e i potenziali per gli impatti nell'ambiente e sul luogo di lavoro?
3. *Ponderazione*: quali consumi delle risorse e impatti potenziali sono i più importanti?

7.7.4.1 Calcolo dei potenziali impatti ambientali

I potenziali impatti per un prodotto sono la somma dei potenziali impatti dovuti alle emissioni

presenti per tutta la durata del sistema del prodotto.

$$\sum \text{Impact potentials} = \sum \text{Quantity of substance} \times \text{substance's impact potential}$$

L'impatto potenziale di una qualunque sostanza è espresso nella forma di un fattore equivalente. Tutte le sostanze che possono contribuire a più di un impatto ambientale hanno un fattore di equivalenza per ogni tipo di impatto.

7.7.4.1.1 Metodo

Se l'emissione di una sostanza (i) ha un'intensità Q_i , e se il fattore di equivalenza di una sostanza per una categoria di impatto ambientale (j) è chiamato $EF(j)_i$, il contributo potenziale dell'emissione $EP(j)_i$ all'impatto ambientale (j) è dato da:

$$EP(j)_i = Q_i * EF(j)_i$$

e quindi:

$$EP(j) = \sum EP(j)_i$$

7.7.4.1.2 Scelta del fattore di equivalenza

Il fattore di equivalenza esprime la forza di una certa sostanza calcolata rispetto a una sostanza di riferimento. Per esempio nel global warming la sostanza di riferimento è il diossido di carbonio (CO_2) e i vari fattori esprimono in questo modo gli impatti potenziali delle sostanze come grammi di CO_2 equivalenti per un grammo di sostanza. Scrivere che il metano ha un fattore di impatto pari a 25, significa scrivere che 1 g di metano contribuisce al global warming quanto 25 g di anidride carbonica.

7.7.4.1.3 Consumo delle risorse

Nel metodo Edip il consumo delle risorse viene considerato come consumo di materie prime, per esempio di ferro e di materiale non ferroso. Questi consumi di risorse appaiono come parametri di valutazione, e nel metodo viene tentata una conversione delle emissioni negli impatti ambientali potenziali. Il consumo delle risorse dall'inventario entra così direttamente nella normalizzazione e nel metodo di valutazione. Il consumo $RC(j)$ della risorsa j è semplicemente la quantità della risorsa Q_i :

$$RC(j) = Q_i$$

Per le risorse rinnovabili è importante considerare il luogo o, più correttamente, gli aspetti specifici della regione.

7.7.4.1.4 Potenziali per impatti sui luoghi di lavoro

Il potenziale impatto sui luoghi di lavoro è calcolato come durata dell'impatto per ogni categoria d'impatto, Q_i per ognuna delle sette categorie di impatto (j) (Cancer due to chemical substances, damage to the reproductive system due to chemical substances, allergy due to chemical substances, damage to the nervous system due to chemical substances, musculoskeletal injuries due to

monotonous repetitive work, hearing impairments due to noise, grievous bodily harm due to accidents). L'esposizione nell'ambiente di lavoro è espressa nell'inventario come potenziale d'impatto, e sia l'esposizione sia gli aspetti specifici del luogo sono inclusi. Si ha pertanto che la durata dell'impatto i-esimo è pari all'impatto potenziale della categoria j-esima:

$$WP(j) = Q_i$$

7.7.4.2 Normalizzazione

La normalizzazione ha due scopi :

- prevedere l'effetto della magnitudine relativa degli impatti potenziali e dei consumi delle risorse;
- presentare i risultati in una forma appropriata per la ponderazione (weighting) finale e il processo decisionale.

Nella normalizzazione gli impatti potenziali e le decisioni di consumo che sono stati determinati sono confrontati con un impatto che è comune a tutte le categorie di impatto, e del quale sono conosciute le conseguenze per il territorio, le risorse e l'ambiente di lavoro.

In questo modo si ottiene un'impressione sulla base della quale gli impatti potenziali sono grandi o piccoli in relazione all'impatto di riferimento conosciuto.

Come riferimenti di normalizzazione, il metodo Edip utilizza il consumo di risorse e i potenziali impatti che la società impone al territorio e all'ambiente di lavoro ogni anno.

Anche se alcune delle conseguenze future dell'attuale impatto della società sul territorio e sull'ambiente di lavoro sono sconosciute, si ha comunque un'idea di quanto sia seria la situazione per ogni categoria di impatto individuale, e questa conoscenza viene utilizzata nella successiva ponderazione.

7.7.4.2.1 Metodo

Nella normalizzazione, i potenziali di impatto o consumi delle risorse ($P(j)$) sono divisi per i corrispondenti riferimenti di normalizzazione.

I riferimenti di normalizzazione sono calcolati sulla base di un inventario di tutte le attività della società in un periodo di tempo che deve essere lo stesso della durata del periodo di tempo (ciclo di vita) del prodotto, come definito nell'unità funzionale.

Se l'unità funzionale definisce la durata del servizio (ciclo di vita) come T anni, il riferimento di normalizzazione è perciò espresso come $T \cdot R(j)$, dove $R(j)$ indica il riferimento di normalizzazione per un anno. Il riferimento di normalizzazione $T \cdot R(j)$ è il rapporto tra un impatto potenziale nell'area in questione nell'anno di riferimento e la popolazione della stessa area. In questo modo i fattori di normalizzazione assumono il significato di *"impatti potenziali per persona per anno"*.

I potenziali di impatto normalizzati (per i consumi di risorse) $NP(j)$, sono calcolati come segue:

$$NP(j) = P(j) \frac{1}{T \cdot R(j)}$$

Un impatto potenziale normalizzato rappresenta la frazione di un impatto annuale per persona attribuibile al fenomeno in questione.

Per gli scambi ambientali che si usano su scala globale, il metodo Edip utilizza l'impatto totale globale quale riferimento di normalizzazione. Per gli altri impatti di effetti regionali o locali, la base del metodo coincide completamente con il contributo danese.

Il metodo può, tuttavia, prevedere la possibilità di includere aspetti regionali specifici nella normalizzazione, e di utilizzare altri riferimenti di normalizzazione se esistono particolari ragioni per farlo. Tutti i valori di riferimento sono relativi all'anno **1990**.

Impatti globali	risorse non rinnovabili, riscaldamento terrestre, esaurimento dell'ozono nella stratosfera
Impatti regionali o locali	tutte le altre categorie

7.7.4.2.2 La normalizzazione del consumo di risorse

I riferimenti di normalizzazione per l'utilizzo di risorse non rinnovabili sono basati sul consumo totale delle risorse poiché le risorse sono scambiate nel mercato comune globale. L'area da cui le risorse traggono origine è dunque irrilevante dal punto di vista delle riserve. Nella conseguente ponderazione non è necessario considerare il luogo da cui vengono le risorse. I riferimenti di normalizzazione per il consumo di risorse non rinnovabili sono dunque ottenuti dalla durata T(anni), considerata come periodo di servizio definito nell'unità funzionale, moltiplicata per il consumo annuale di risorse nel 1990, $RR(j)_{90}$, conteggiata per persone nel mondo. Il consumo di risorse normalizzato $NR(j)$ è dunque:

$$NR(j) = RC(j) \frac{1}{T * RR(j)_{90}}$$

Nella normalizzazione i consumi delle risorse sono espressi nell'unità PE_{W90} - persone equivalenti (PE) calcolata come consumo di risorse per una persona media nel mondo (W) nel 1990.

Per le risorse rinnovabili è decisivo, nella ponderazione (weighting) conseguente, che il consumo ecceda la rigenerazione di una risorsa. Tutto ciò può variare da regione a regione e da area locale ad area locale. I riferimenti di normalizzazione per le risorse rinnovabili potrebbero quindi essere basati sul consumo totale nel 1990 in un'area significativa, calcolata per persona nell'area. Per il legno, che è una risorsa rinnovabile, non è stato tuttavia possibile trovare inventari regionali del consumo. Negli elementi di normalizzazione del metodo Edip il legno deve tuttavia essere trattato, per il tempo attuale, come se fosse una risorsa non rinnovabile; il consumo di legno è normalizzato attraverso la media globale del consumo di legno per persona nel 1990.

7.7.4.2.3 La normalizzazione dei potenziali per impatti sull'ambiente di lavoro

L'impatto potenziale normalizzato si ottiene dividendo l'impatto potenziale della categoria j-esima $WP(j)$ per il prodotto tra la durata T(anni) del servizio del prodotto e $WR(j)_{90}$, che rappresenta l'impatto potenziale sull'ambiente di lavoro per impiegato per anno in Danimarca.

$$NWP(j) = WP(j) \frac{1}{T * WR(j)_{90}}$$

Nella normalizzazione i potenziali impatti sull'ambiente di lavoro sono espressi nell'unità PE_{DK90} , *person-equivalent*, calcolata come durata media di esposizione all'impatto per lavoratore in Danimarca nel 1990.

7.7.4.3 Ponderazione

La normalizzazione permette di valutare quali tra i potenziali impatti sono grandi e quali piccoli, mettendoli in relazione agli impatti a cui è soggetta una persona media nel 1990. Ma anche se i potenziali impatti per due differenti categorie d'impatto sono ugualmente grandi nella normalizzazione, questo non significa che siano ugualmente seri. Occorre infatti attribuire un peso a ciascuna categoria d'impatto. La gravità delle categorie d'impatto è espressa da un insieme di fattori peso per categoria d'impatto riferiti alle principali aree: quella ambientale, delle risorse e dell'ambiente di lavoro. La ponderazione può essere fatta moltiplicando il potenziale impatto normalizzato o il valore del consumo di risorse, $NP(j)$, con il fattore peso, $WF(j)$, associato alla categoria d'impatto o al consumo di risorse in questione. Il potenziale impatto ponderato o il consumo di risorse $WP(j)$ è calcolato come:

$$WP(j) = WF(j) * NP(j)$$

$$WP(j) = WF(j)P(j) \frac{1}{T * R(j)}$$

Dove $P(j)$ è alle volte $EP(j)$, $RC(j)$ o $WP(j)$.

7.7.4.3.1 Metodo

L'anno 2000 è stato scelto come anno di riferimento finale, mentre il 1990, anno di riferimento per quanto riguarda la normalizzazione, è stato scelto come anno di riferimento iniziale. Il fattore peso $WF(j)$ per il tipo di categoria d'impatto ambientale j , è definito come il potenziale impatto ambientale delle emissioni nell'anno di riferimento 1990, $ER(j)_{90}$ diviso per il potenziale impatto ambientale delle emissioni previste nell'anno 2000, $ER(j)_{T2000}$.

$$WF(j) = \frac{ER(j)_{90}}{ER(j)_{T2000}}$$

Con tale definizione di fattore peso, la ponderazione può essere vista come un tipo di normalizzazione che considera l'emissione prevista nell'anno 2000 un riferimento per la normalizzazione, in cui il potenziale impatto ambientale ponderato $WEP(j)$ è determinato da:

$$WEP(j) = WF(j) * NEP(j), \quad WEP(j) = \frac{ER(j)_{90}}{ER(j)_{T2000}} * \frac{EP(j)}{ER(j)_{90}} * \frac{1}{T}$$

$$WEP(j) = \frac{EP(j)}{ER(j)_{T2000}} * \frac{1}{T}$$

In altre parole il potenziale impatto ambientale ponderato per il prodotto è espresso come una percentuale del person-equivalent quale può essere prevista nell'anno 2000 se i progetti sociali per una riduzione degli impatti saranno portati a termine.

7.7.4.3.2 Ponderazione del consumo di risorse

Il fattore peso di una risorsa deve mostrare il grado di insufficienza della risorsa rispetto al suo consumo, cioè la quantità di riserve conosciute rispetto al suo consumo annuale. Questo è chiamato "supply horizon" (orizzonte di riserva), e fornisce una misura della scarsità di una risorsa. L'orizzonte di riserva per una risorsa non rinnovabile è il numero di anni in cui il consumo corrente della risorsa può continuare prima che le riserve conosciute siano esaurite. Per le risorse non rinnovabili l'orizzonte di riserva può essere un tempo più o meno lungo, ma certamente finito (che presto o tardi terminerà). Se c'è un certo consumo di una risorsa, le riserve non si conserveranno mai. Per le risorse rinnovabili che non sono consumate più velocemente del loro tasso di rigenerazione, non ha alcun senso parlare di orizzonte di riserva.

Non-renewable resources: Supply horizon = Known reserves/Annual global consumption

Se una risorsa rinnovabile è consumata più velocemente della sua rigenerazione, l'orizzonte di riserva può essere definito come il numero di anni che trascorreranno prima che la risorsa sia esaurita e sarà dato dal rapporto tra le riserve conosciute e la differenza tra il tasso di consumo e il tasso di rigenerazione. L'orizzonte di riserva per le risorse rinnovabili è così definito sulla base del consumo attuale in una certa area geografica.

Renewable resources where consumption exceeds regeneration: Supply horizon = Known reserves/(Annual consumption - annual regeneration)

Renewable resources where consumption does not exceeds regeneration: Supply horizon = Infinite

7.7.4.3.3 Calcolo dei fattori peso

Risorse rinnovabili il cui consumo non eccede la rigenerazione

Il fattore peso è nullo.

Risorse non rinnovabili e risorse rinnovabili il cui consumo eccede la rigenerazione

Il fattore peso è dato dal reciproco dell'orizzonte di riserva della risorsa. Quest'ultimo viene calcolato sulla base del consumo, delle riserve conosciute e del tasso di rigenerazione relativi all'anno 1990.

Per la generica risorsa j il metodo Edip calcola il fattore peso WF(j) come:

$$WF(j) = 1/\text{Supply horizon for resource (j)}$$

Per le risorse non rinnovabili, questa definizione del fattore peso comporta che il consumo R(j)

della risorsa j all'interno del nostro sistema, venga confrontato con le riserve della risorsa in questione. Il consumo della risorsa ponderato, WR(j), è dato da:

$$WR(j) = WF(j) * NR(j)$$

$$WR(j) = (RR(j)_{90} / \text{Known reserves of } (j)) * \frac{R(j)}{RR(j)_{90}}$$

$$WR(j) = R(j) / \text{Known reserves of } (j)$$

dove RR(j)=consumo mondiale di risorsa j nel 1990

Il consumo della risorsa ponderato è espresso nell'unità "person-reserve" (riserva per persona), PR_{w90}, che indica la quantità di riserve conosciute per persona nel mondo nel 1990.

8 Il codice SimaPro 6.0

8.1 Premessa

SimaPro è un codice di calcolo basato sul metodo LCA per la valutazione del ciclo di vita dei prodotti e processi in relazione al loro impatto ambientale. In figura 8.1.1 è riportato lo schema di calcolo utilizzato dal metodo.

In figura i vari blocchi sono stati rappresentati con colori diversi, si è voluto mettere in evidenza la differenza tra i boxes rossi che servono alla raccolta dei dati, che sono riservati al prodotto e a ciascuno dei suoi componenti, tra quelli blu, relativi ai dati contenuti nel database, e quelli verdi relativi al calcolo e alla valutazione.

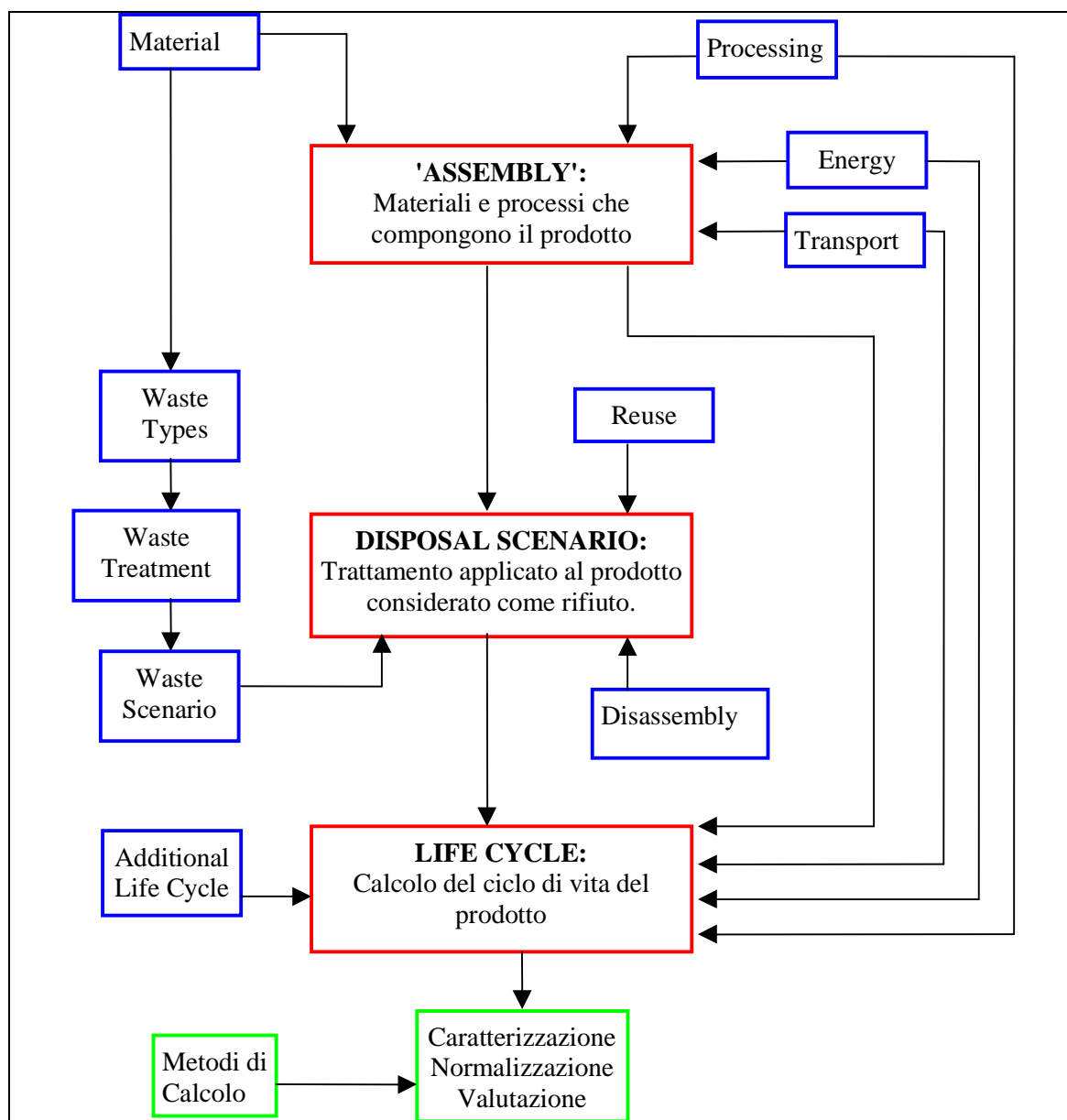
Nel momento in cui ci si appresta a realizzare l'LCA di un qualsiasi prodotto è necessario poter disporre di informazioni dettagliate riguardo a ciascuno dei suoi componenti, tali informazioni riguardano essenzialmente:

- I materiali di cui sono realizzati e il loro peso
- I processi di lavorazione
- I trasporti
- L'energia che, nei diversi momenti della produzione concorre alla realizzazione del prodotto.

L'LCA è un metodo di indagine iterativo, che permette di fare valutazioni anche solo parziali e di poter completare l'inserimento dei dati in qualsiasi momento; anche il SimaPro possiede questa caratteristica, di conseguenza i confini dello studio possono essere ampliati a piacere quando lo si ritenga necessario o quando si abbiano a disposizione le informazioni adeguate.

Per ogni componente del prodotto in esame è necessario creare un 'Assembly', un 'Disposal Scenario' e un 'Life Cycle', i dati che sono inseriti appartengono al database del metodo, che può essere implementato o modificato a seconda dell'esigenza dell'utente.

Figura 8.1.1 Lo schema a blocchi del codice SimaPro 6.0



8.2 Assembly

Il primo passo da compiere per la realizzazione dello studio consiste nel definire l' 'Assembly' dei vari componenti, al suo completamento concorrono i dati relativi ai materiali, alle lavorazioni (Processing) all'energia impiegata, nonché le informazioni relative ai trasporti. Come si evince dalla figura 3.1.1 è solo in questo momento che è possibile prendere in considerazione i materiali.

8.3 Disposal scenario

Il 'Disposal Scenario' deve far riferimento ad un determinato 'Assembly': in seguito si sceglie il tipo di smaltimento che si ritiene più verosimile, scegliendo tra il 'Reuse', il 'Disassembly' o tra una serie di 'Waste Scenario' riportati dal codice (Incineration, Landfill, Recycling etc.).

8.4 Life cycle

Il 'Life Cycle' permette di prendere in considerazione tutti gli aspetti legati all'utilizzo del prodotto o del componente (eventuali altri processing, 'Energy', 'Transport'), in particolare può fare riferimento ad un 'Assembly', ma anche ad 'Additional Life Cycle', ovvero a 'Life Cycle' di componenti che considerati in maniera globale concorrono alla valutazione dell'LCA del prodotto in esame.

8.5 I database

Per quanto riguarda i dati del Database sono organizzati come segue:

8.5.1 Materiali

I 'material' sono suddivisi in categorie (Building material, Chemical, Ferro metal, Fuels, Non ferro metals, etc.) e per ciascuno di questi è indicata la 'Waste Fraction', che come abbiamo visto servirà per attribuire a ciascun componente il trattamento adeguato ('Waste Treatment'), e lo scenario adeguato ('Waste Scenario'). Nel caso in cui non sia indicato, è necessario sapere che il codice non prevede di considerare tale materiale come rifiuto all'atto della dismissione.

8.5.2 Processi

I 'Processing' sono anch'essi suddivisi in categorie che raccolgono lavorazioni relative ad un certo tipo di materiale.

8.5.3 Trasporti

I Trasporti sono suddivisi in base al tipo (strada, ferrovia, acqua, aria) e per ciascuno di essi si riportano i possibili mezzi di trasporto.

8.5.4 Energia

L'Energy permette di valutare il tipo di energia utilizzata nelle fasi di produzione ed eventualmente in quelle di utilizzo del prodotto.

8.6 Il calcolo

Il calcolo vero e proprio riguarda la caratterizzazione, la normalizzazione, e la valutazione, di cui si è già discusso nel Capitolo precedente.

Di seguito (figura 8.6.1) sono riportate alcune definizioni fondamentali per capire le caratteristiche e la struttura del programma:

Figura 8.6.1 Definizione dei termini utilizzati dal codice SimaPro5

LCA LIFE CYCLE ASSESMENT	VALUTAZIONE DEL CICLO DI VITA DI UN PRODOTTO
ASSEMBLY	Il prodotto generato
DISPOSAL SCENARIO	Sono le possibilità di trattamento a cui può essere sottoposto un prodotto dopo il suo uso
ADDITIONAL LIFE CYCLE	Sono gli LCA dei prodotti o dei processi che si aggiungono al prodotto o al processo fondamentale.
MATERIALS	Materiali di cui è costituito il prodotto. La banca

	dati del codice fornisce l'impatto ambientale della loro produzione.
PROCESSES	L'energia (energy), il trasporto (transport), i processi di lavorazione (processing), necessari per la generazione di un prodotto
WASTE FRACTION	Famiglie di materiali a cui il codice attribuisce alcuni tipi di trattamento dei rifiuti (plastics, ferro metals, non ferro, textile...)
WASTE FRACTION NOT DEFINED / OTHERS	Il materiale considerato non ha una waste fraction e quindi il codice non lo considera come rifiuto
WASTE TREATMENT	Tipo di trattamento dei rifiuti che può essere attribuito alle famiglie di materiali landfill, recycling, incineration, compositing.
WASTE SCENARIO	Sono le possibilità di trattamento a cui può essere sottoposto un prodotto dopo il suo utilizzo, considerandolo come rifiuto (Municipal waste, household waste, landfill NL, Incineration NL, recycling only)
REUSE	Possibilità di riutilizzo del prodotto
DISASSEMBLIES	Le parti in cui il prodotto può essere scomposto prima di essere smaltito come rifiuto. Alcune di esse possono essere riutilizzate.
RAW MATERIALS	Materiale grezzo
AVOIDED PRODUCTS	Co-prodotti o prodotti secondari di un processo

9 Analisi del ciclo di vita di 1t di cippato

9.1 Obiettivo dello studio

Obiettivo dello studio è la determinazione del danno ambientale dovuto alla produzione di 1 tonnellata di cippato. Inoltre si vogliono confrontare i risultati di questo LCA con LCA della produzione di 1 tonnellata di pellet descritto nel capitolo successivo.

9.2 Scopo dello studio

9.2.1 Le funzioni del sistema

La funzione del sistema è la produzione di una tonnellata di cippato.

9.2.2 L'Unità funzionale

L'Unità funzionale è 1t di cippato.

9.2.3 Il sistema che dev'essere studiato

Il sistema che deve essere studiato è la produzione di cippato dai boschi dell'Appennino emiliano .

9.2.4 I confini del sistema

I confini del sistema vanno dall'esbosco della materia prima alla distribuzione all'utente finale di 1 t di cippato. Non si considera il ciclo di vita della produzione dei macchinari.

9.2.5 Qualità dei dati

Per lo studio viene usato il codice di calcolo SimaPro6.

Per alcuni elementi dell'inventario si sono usate le banche dati del codice, per gli altri elementi sono stati appositamente creati materiali e processi, sulla base di dati raccolti.

9.2.6 Metodologia di valutazione dell'impatto ambientale

I Metodi utilizzati sono Eco-Indicator99 H/HA, Cumulative Energy Demand e EDIP/UMIP 96 V2.1.

9.3 Inventario

9.3.1 I materiali e combustibili

9.3.1.1 Abbattimento con motosega

Figura 9.3.1 Il process abbattimento con motosega

SimaPro 6.0	Processo	Data:	05/06/2007	Periodo:	14.55.27
Progetto: Progetto CISA					
Process					
Tipo categoria Materiale					
Identificatore processo a.bonoli09359100002					
Tipo					
Nome					
PeriodoNon specificato					
Geografia Non specificato					
Tecnologia Non specificato					
Rappresentatività Non specificato					
Allocazione output multipla Non specificato					
Allocazione di sostituzione Non specificato					
Cut off rules Non specificato					
Capital goods Non specificato					
Limite con natura Non specificato					
Infrastruttura No					
Data 25/05/2007					
Registra					
Generatore					
Riferimenti bibliografici					
Metodo di raccolta					
Trattamento dei dati					
Verifica					
Commento					
Regole di allocazione					
Descrizione del sistema					
Products					
abbattimento con motosega	1	ton	100 %	non definito	Wood
Avoided products					
Resources					
Wood, unspecified, standing/kg	1	Undefined			ton
Materials/fuels					
Petrol B300	1,28	Undefined			kg
Oil light B300	0,026	Undefined			kg
Electricity/heat					
Emissions to air					
Benzene	0,01	Undefined			kg
Sulfur oxides	0,001	Undefined			kg

Methane	0,0059	Undefined	kg	
Carbon monoxide	1,76	Undefined	kg	
Carbon dioxide	4,03	Undefined	kg	
Nitrogen oxides	0,007	Undefined	kg	
NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin				0,338 Undefined
	kg			
Dinitrogen monoxide	0,0000559	Undefined		kg
Emissions to water				
Emissions to soil				
Final waste flows				
Non material emission				
Social issues				
Economic issues				
Waste to treatment				

9.3.1.2 Gru a cavo

Figura 9.3.2 Il *process* gru a cavo 10 km

SimaPro 6.0	Processo	Data:	17/06/2007	Periodo:	18.15.17
Progetto:	Progetto CISA				
Process					
Tipo categoria	Materiale				
Identificatore processo	a.bonoli09359100008				
Tipo					
Nome					
Periodo	Non specificato				
Geografia	Non specificato				
Tecnologia	Non specificato				
Rappresentatività	Non specificato				
Allocazione output multipla	Non specificato				
Allocazione di sostituzione	Non specificato				
Cut off rules	Non specificato				
Capital goods	Non specificato				
Limite con natura	Non specificato				
Infrastruttura	No				
Data	25/05/2007				
Registra					
Generatore					
Riferimenti bibliografici					
Metodo di raccolta					
Trattamento dei dati					
Verifica					
Commento					
Regole di allocazione					
Descrizione del sistema					
Products					
gru a cavo 10 km	1	ton	100 %	non definito	Wood
Avoided products					
Resources					
Materials/fuels					
Trattore SAME in bosco	0,01944	Undefined			tkm
trattore SAME strada	1,008	Undefined			tkm
Electricity/heat					
Heat diesel B250	1,915	Undefined			MJ
Emissions to air					

Emissions to water
Emissions to soil
Final waste flows
Non material emission
Social issues
Economic issues
Waste to treatment

Figura 9.3.3 Il *process* gru a cavo 20 km

SimaPro 6.0 Processo Data: 17/06/2007 Periodo: 18.15.35
Progetto: Progetto CISA
Process
Tipo categoria Materiale
Identificatore processo a.bonoli09359100009
Tipo
Nome
Periodo Non specificato
Geografia Non specificato
Tecnologia Non specificato
Rappresentatività Non specificato
Allocazione output multipla Non specificato
Allocazione di sostituzione Non specificato
Cut off rules Non specificato
Capital goods Non specificato
Limite con natura Non specificato
Infrastruttura No
Data 26/05/2007
Registra
Generatore
Riferimenti bibliografici
Metodo di raccolta
Trattamento dei dati
Verifica
Commento
Regole di allocazione
Descrizione del sistema
Products
gru a cavo 20 km 1 ton 100 % non definito Wood
Avoided products
Resources
Materials/fuels
Trattore SAME in bosco 0,01944 Undefined tkm
trattore SAME strada 1,8 Undefined tkm
Electricity/heat
Heat diesel B250 1,915 Undefined MJ
Emissions to air
Emissions to water
Emissions to soil
Final waste flows
Non material emission
Social issues
Economic issues
Waste to treatment

Figura 9.3.4 Il *process* gru a cavo 30 km

SimaPro 6.0	Processo	Data:	17/06/2007	Periodo:	18.15.53
Progetto: Progetto CISA					
Process					
Tipo categoria Materiale					
Identificatore processo a.bonoli09359100010					
Tipo					
Nome					
PeriodoNon specificato					
Geografia Non specificato					
Tecnologia Non specificato					
Rappresentatività Non specificato					
Allocazione output multipla Non specificato					
Allocazione di sostituzione Non specificato					
Cut off rules Non specificato					
Capital goods Non specificato					
Limite con natura Non specificato					
Infrastruttura No					
Data 26/05/2007					
Registra					
Generatore					
Riferimenti bibliografici					
Metodo di raccolta					
Trattamento dei dati					
Verifica					
Commento					
Regole di allocazione					
Descrizione del sistema					
Products					
gru a cavo 30 km	1	ton	100 %	non definito	Wood
Avoided products					
Resources					
Materials/fuels					
Trattore SAME in bosco	0,01944	Undefined			tkm
trattore SAME strada	2,68	Undefined			tkm
Electricity/heat					
Heat diesel B250	1,915	Undefined			MJ
Emissions to air					
Emissions to water					
Emissions to soil					
Final waste flows					
Non material emission					
Social issues					
Economic issues					
Waste to treatment					

9.3.1.3 Trattore

Figura 9.3.5 Il *process* trattore in bosco

SimaPro 6.0	Processo	Data:	05/06/2007	Periodo:	15.03.20
Progetto: Progetto CISA					
Process					
Tipo categoria Trasporto					
Identificatore processo a.bonoli09359100003					
Tipo					

Nome					
Periodo	Non specificato				
Geografia	Non specificato				
Tecnologia	Non specificato				
Rappresentatività	Non specificato				
Allocazione output multipla	Non specificato				
Allocazione di sostituzione	Non specificato				
Cut off rules	Non specificato				
Capital goods	Non specificato				
Limite con natura	Non specificato				
Infrastruttura	No				
Data	25/05/2007				
Registra					
Generatore					
Riferimenti bibliografici					
Metodo di raccolta					
Trattamento dei dati					
Verifica					
Commento					
Regole di allocazione					
Descrizione del sistema					
Products					
Trattore SAME in bosco	1	tkm	100 %	Road	
Avoided products					
Resources					
Materials/fuels					
Diesel B300	1,21	Undefined		kg	
Electricity/heat					
Emissions to air					
Carbon dioxide	3,824	Undefined		kg	
Carbon monoxide		0,021	Undefined		kg
Methane	0,0002	Undefined		kg	
Nitrogen oxides	0,0577	Undefined		kg	
Sulfur oxides	0,0072	Undefined		kg	
Particulates, < 10 um		0,009	Undefined		kg
NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin					0,0093 Undefined
		kg			
Benzene	0,0002	Undefined		kg	
Dinitrogen monoxide		0,00144	Undefined		kg
Lead	0,0128	Undefined		kg	
Emissions to water					
Emissions to soil					
Final waste flows					
Non material emission					
Social issues					
Economic issues					
Waste to treatment					

Figura 9.3.6 Il *process* trattore su strada

SimaPro 6.0	Processo	Data: 05/06/2007	Periodo: 15.03.28
Progetto: Progetto CISA			
Process			
Tipo categoria	Trasporto		
Identificatore processo	a.bonoli09359100004		
Tipo			

Tipo
Nome
PeriodoNon specificato
GeografiaNon specificato
TecnologiaNon specificato
RappresentativitàNon specificato
Allocazione output multiplaNon specificato
Allocazione di sostituzioneNon specificato
Cut off rulesNon specificato
Capital goodsNon specificato
Limite con naturaNon specificato
InfrastrutturaNo
Data25/05/2007
Registra
Generatore
Riferimenti bibliografici
Metodo di raccolta
Trattamento dei dati
Verifica
Commento
Regole di allocazione
Descrizione del sistema
Products
cippatrice ton 1 ton 100 % non definito Wood
Avoided products
Resources
Wood, unspecified, standing/kg 1 Undefined ton
Materials/fuels
Diesel B300 0,125 Undefined kg
Electricity/heat
Emissions to air
Carbon dioxide 0,395 Undefined kg
Carbon monoxide 0,002 Undefined kg
Methane 0,0000219 Undefined kg
Nitrogen oxides 0,0059 Undefined kg
Sulfur oxides 0,0007 Undefined kg
Particulates, < 10 um 0,00094 Undefined kg
NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin 0,00096
Undefined kg
Benzene 0,000021 Undefined kg
Lead 0,0013 Undefined kg
Dinitrogen monoxide 0,000149 Undefined kg
Emissions to water
Emissions to soil
Final waste flows
Non material emission
Social issues
Economic issues
Waste to treatment

9.3.2 Le fasi

9.3.2.1 Esbosco

Figura 9.3.8 Il *process* esbosco 1 fascia

SimaPro 6.0	Processo	Data: 05/06/2007	Periodo: 15.01.10
-------------	----------	------------------	-------------------

Progetto: Progetto CISA					
Process					
Tipo categoria Materiale					
Identificatore processo a.bonoli09359100005					
Tipo					
Nome					
PeriodoNon specificato					
Geografia Non specificato					
Tecnologia Non specificato					
Rappresentatività Non specificato					
Allocazione output multipla Non specificato					
Allocazione di sostituzione Non specificato					
Cut off rules Non specificato					
Capital goods Non specificato					
Limite con natura Non specificato					
Infrastruttura No					
Data 25/05/2007					
Registra					
Generatore					
Riferimenti bibliografici					
Metodo di raccolta					
Trattamento dei dati					
Verifica					
Commento					
Regole di allocazione					
Descrizione del sistema					
Products					
esbosco 1 fascia 1 ton 100 % non definito Wood					
Avoided products					
Resources					
Materials/fuels					
abbattimento con motosega 1 Undefined ton					
Trattore SAME in bosco 0,05 Undefined tkm					
Electricity/heat					
Emissions to air					
Emissions to water					
Emissions to soil					
Final waste flows					
Non material emission					
Social issues					
Economic issues					
Waste to treatment					

Figura 9.3.9 Il *process* esbosco 2 fascia

SimaPro 6.0	Processo	Data: 05/06/2007	Periodo: 15.01.24
Progetto: Progetto CISA			
Process			
Tipo categoria Materiale			
Identificatore processo a.bonoli09359100006			
Tipo			
Nome			
PeriodoNon specificato			
Geografia Non specificato			
Tecnologia Non specificato			
Rappresentatività Non specificato			

Allocazione output multipla	Non specificato
Allocazione di sostituzione	Non specificato
Cut off rules	Non specificato
Capital goods	Non specificato
Limite con natura	Non specificato
Infrastruttura	No
Data	25/05/2007
Registra	
Generatore	
Riferimenti bibliografici	
Metodo di raccolta	
Trattamento dei dati	
Verifica	
Commento	
Regole di allocazione	
Descrizione del sistema	
Products	
esbosco 2 fascia	1 ton 100 % non definito Wood
Avoided products	
Resources	
Materials/fuels	
Trattore SAME in bosco	0,139 Undefined tkm
abbattimento con motosega	1 Undefined ton
Electricity/heat	
Emissions to air	
Emissions to water	
Emissions to soil	
Final waste flows	
Non material emission	
Social issues	
Economic issues	
Waste to treatment	

Figura 9.3.10 Il *process* esbosco 3 fascia 10 km

SimaPro 6.0	Processo	Data:	05/06/2007	Periodo:	15.01.39
Progetto:	Progetto CISA				
Process					
Tipo categoria	Materiale				
Identificatore processo	a.bonoli09359100007				
Tipo					
Nome					
Periodo	Non specificato				
Geografia	Non specificato				
Tecnologia	Non specificato				
Rappresentatività	Non specificato				
Allocazione output multipla	Non specificato				
Allocazione di sostituzione	Non specificato				
Cut off rules	Non specificato				
Capital goods	Non specificato				
Limite con natura	Non specificato				
Infrastruttura	No				
Data	25/05/2007				
Registra					
Generatore					
Riferimenti bibliografici					

Metodo di raccolta					
Trattamento dei dati					
Verifica					
Commento					
Regole di allocazione					
Descrizione del sistema					
Products					
esbosco 3 fascia 10 km 1	ton	100 %	non definito	Wood	
Avoided products					
Resources					
Materials/fuels					
abbattimento con motosega	1	Undefined			ton
Trattore SAME in bosco	0,139	Undefined			tkm
gru a cavo 10 km 1	Undefined				ton
Electricity/heat					
Emissions to air					
Emissions to water					
Emissions to soil					
Final waste flows					
Non material emission					
Social issues					
Economic issues					
Waste to treatment					

Figura 9.3.11 Il process esbosco 3 fascia 20 km

SimaPro 6.0	Processo	Data:	05/06/2007	Periodo:	15.01.51
Progetto: Progetto CISA					
Process					
Tipo categoria Materiale					
Identificatore processo a.bonoli09359100012					
Tipo					
Nome					
PeriodoNon specificato					
Geografia Non specificato					
Tecnologia Non specificato					
Rappresentatività Non specificato					
Allocazione output multipla Non specificato					
Allocazione di sostituzione Non specificato					
Cut off rules Non specificato					
Capital goods Non specificato					
Limite con natura Non specificato					
Infrastruttura No					
Data 26/05/2007					
Registra					
Generatore					
Riferimenti bibliografici					
Metodo di raccolta					
Trattamento dei dati					
Verifica					
Commento					
Regole di allocazione					
Descrizione del sistema					
Products					
esbosco 3 fascia 20 km 1 ton 100 % non definito Wood					
Avoided products					
Resources					

Materials/fuels					
gru a cavo 20 km	1	Undefined		ton	
Trattore SAME in bosco	0,139	Undefined			tkm
abbattimento con motosega	1	Undefined			ton
Electricity/heat					
Emissions to air					
Emissions to water					
Emissions to soil					
Final waste flows					
Non material emission					
Social issues					
Economic issues					
Waste to treatment					

Figura 9.3.12 Il *process* esbosco 3 fascia 30 km

SimaPro 6.0	Processo	Data:	05/06/2007	Periodo:	15.01.59
Progetto:	Progetto CISA				
Process					
Tipo categoria	Materiale				
Identificatore processo	a.bonoli09359100014				
Tipo					
Nome					
Periodo	Non specificato				
Geografia	Non specificato				
Tecnologia	Non specificato				
Rappresentatività	Non specificato				
Allocazione output multipla	Non specificato				
Allocazione di sostituzione	Non specificato				
Cut off rules	Non specificato				
Capital goods	Non specificato				
Limite con natura	Non specificato				
Infrastruttura	No				
Data	26/05/2007				
Registra					
Generatore					
Riferimenti bibliografici					
Metodo di raccolta					
Trattamento dei dati					
Verifica					
Commento					
Regole di allocazione					
Descrizione del sistema					
Products					
esbosco 3 fascia 30 km	1	ton	100 % non definito	Wood	
Avoided products					
Resources					
Materials/fuels					
abbattimento con motosega	1	Undefined		ton	
gru a cavo 30 km	1	Undefined		ton	
Trattore SAME in bosco	0,139	Undefined			tkm
Electricity/heat					
Emissions to air					
Emissions to water					
Emissions to soil					
Final waste flows					
Non material emission					

Social issues
Economic issues
Waste to treatment

9.3.2.2 Trasporto fino all'imposto

Figura 9.3.13 Il process trasporto fino all'imposto

SimaPro 6.0	Processo	Data:	05/06/2007	Periodo:	15.03.05
Progetto: Progetto CISA					
Process					
Tipo categoria Materiale					
Identificatore processo a.bonoli09359100018					
Tipo					
Nome					
PeriodoNon specificato					
Geografia Non specificato					
Tecnologia Non specificato					
Rappresentatività Non specificato					
Allocazione output multipla Non specificato					
Allocazione di sostituzione Non specificato					
Cut off rules Non specificato					
Capital goods Non specificato					
Limite con natura Non specificato					
Infrastruttura No					
Data 26/05/2007					
Registra					
Generatore					
Riferimenti bibliografici					
Metodo di raccolta					
Trattamento dei dati					
Verifica					
Commento					
Regole di allocazione					
Descrizione del sistema					
Products					
trasporto fino all'imposto	1	ton	100 %	non definito	Wood
Avoided products					
Resources					
Wood, unspecified, standing/kg	1	Undefined			ton
Materials/fuels					
trattore SAME strada	1,49	Undefined			tkm
Electricity/heat					
Emissions to air					
Emissions to water					
Emissions to soil					
Final waste flows					
Non material emission					
Social issues					
Economic issues					
Waste to treatment					

9.3.2.3 Cippatura e trasporto cippato dall'imposto all'impianto

Figura 9.3.14 Il process cippatura distanza imposto impianto 10 km

SimaPro 6.0	Processo	Data:	05/06/2007	Periodo:	14.55.40
Progetto: Progetto CISA					

Process						
Tipo categoria Materiale						
Identificatore processo a.bonoli09359100011						
Tipo						
Nome						
PeriodoNon specificato						
Geografia Non specificato						
Tecnologia Non specificato						
Rappresentatività Non specificato						
Allocazione output multipla Non specificato						
Allocazione di sostituzione Non specificato						
Cut off rules Non specificato						
Capital goods Non specificato						
Limite con natura Non specificato						
Infrastruttura No						
Data 26/05/2007						
Registra						
Generatore						
Riferimenti bibliografici						
Metodo di raccolta						
Trattamento dei dati						
Verifica						
Commento						
Regole di allocazione						
Descrizione del sistema						
Products						
cippatura distanza impianto imposto 10 km	1	ton	100 %	non definito	Wood	
Avoided products						
Resources						
Materials/fuels						
cippatrice ton 1	Undefined	ton				
trattore SAME strada 0,25	Undefined			tkm		
Electricity/heat						
Truck 28t B250 10	Undefined	tkm				
Emissions to air						
Emissions to water						
Emissions to soil						
Final waste flows						
Non material emission						
Social issues						
Economic issues						
Waste to treatment						

Figura 9.3.15 Il process cippatura distanza imposto impianto 20 km

SimaPro 6.0	Processo	Data: 05/06/2007	Periodo: 15.00.35
Progetto: Progetto CISA			
Process			
Tipo categoria Materiale			
Identificatore processo a.bonoli09359100015			
Tipo			
Nome			
PeriodoNon specificato			
Geografia Non specificato			
Tecnologia Non specificato			

Rappresentatività	Non specificato
Allocazione output multipla	Non specificato
Allocazione di sostituzione	Non specificato
Cut off rules	Non specificato
Capital goods	Non specificato
Limite con natura	Non specificato
Infrastruttura	No
Data	26/05/2007
Registra	
Generatore	
Riferimenti bibliografici	
Metodo di raccolta	
Trattamento dei dati	
Verifica	
Commento	
Regole di allocazione	
Descrizione del sistema	
Products	
cippatura distanza impianto imposto 20 km	1 ton 100 % non definito Wood
Avoided products	
Resources	
Materials/fuels	
cippatrice ton	1 Undefined ton
trattore SAME strada	0,5 Undefined tkm
Electricity/heat	
Truck 28t B25020	Undefined tkm
Emissions to air	
Emissions to water	
Emissions to soil	
Final waste flows	
Non material emission	
Social issues	
Economic issues	
Waste to treatment	

Figura 9.3.16 Il process cippatura distanza imposto impianto 30 km

SimaPro 6.0	Processo	Data: 05/06/2007	Periodo: 15.00.44
Progetto: Progetto CISA			
Process			
Tipo categoria	Materiale		
Identificatore processo	a.bonoli09359100017		
Tipo			
Nome			
Periodo	Non specificato		
Geografia	Non specificato		
Tecnologia	Non specificato		
Rappresentatività	Non specificato		
Allocazione output multipla	Non specificato		
Allocazione di sostituzione	Non specificato		
Cut off rules	Non specificato		
Capital goods	Non specificato		
Limite con natura	Non specificato		
Infrastruttura	No		
Data	26/05/2007		
Registra			
Generatore			

Riferimenti bibliografici						
Metodo di raccolta						
Trattamento dei dati						
Verifica						
Commento						
Regole di allocazione						
Descrizione del sistema						
Products						
cippatura	distanza impianto	imposto 30 km	1	ton	100 %	non definito Wood
Avoided products						
Resources						
Materials/fuels						
trattore SAME strada	0,75	Undefined			tkm	
cippatrice ton	1	Undefined		ton		
Electricity/heat						
Truck 28t B25030	Undefined			tkm		
Emissions to air						
Emissions to water						
Emissions to soil						
Final waste flows						
Non material emission						
Social issues						
Economic issues						
Waste to treatment						

9.3.2.4 Distribuzione

Figura 9.3.17 Il *process* distribuzione

SimaPro 6.0	Processo	Data: 05/06/2007	Periodo: 15.01.00
Progetto: Progetto CISA			
Process			
Tipo categoria Materiale			
Identificatore processo a.bonoli09359100019			
Tipo			
Nome			
PeriodoNon specificato			
Geografia Non specificato			
Tecnologia Non specificato			
Rappresentatività Non specificato			
Allocazione output multipla Non specificato			
Allocazione di sostituzione Non specificato			
Cut off rules Non specificato			
Capital goods Non specificato			
Limite con natura Non specificato			
Infrastruttura No			
Data 26/05/2007			
Registra			
Generatore			
Riferimenti bibliografici			
Metodo di raccolta			
Trattamento dei dati			
Verifica			
Commento			
Regole di allocazione			
Descrizione del sistema			

Products
distribuzione 1 ton 100 % non definito Wood
Avoided products
Resources
Materials/fuels
Truck 28t B25020 Undefined tkm
Electricity/heat
Emissions to air
Emissions to water
Emissions to soil
Final waste flows
Non material emission
Social issues
Economic issues
Waste to treatment

9.4 Analisi dei risultati con il metodo Eco-indicator 99

I risultati vengono di seguito presentati suddivisi per fascia. Per ogni fascia vengono analizzati tre LCA relativi alla distanza impianto imposto come precedentemente descritto. Per la descrizione della *fase prodotto* viene riportata la tabella relativa ad una sola distanza, per le altre cambia solo la terza voce degli assemblaggi, si utilizza cioè quella relativa a 10, 20 o 30 km, le quantità sono le stesse.

9.4.1 Analisi LCA 1 fascia

Figura 9.4.1 Il *fase prodotto* LCA 1 fascia 10 km

SimaPro 6.0 Fase prodotto Data: 17/06/2007 Periodo: 18.32.43						
Progetto: Progetto CISA						
Assemblaggio:						
Nome						
LCA 1 fascia 10 km						
Materiali/assemblaggi	Quantità	Unità	Distribuzione	SD ² o 2*SD	Min	Max
Commento						
esbosco 1 fascia	2 ton	Undefined				
trasporto fino all'imposto	2 ton	Undefined				
cippatura distanza impianto	imposto 10 km	1 ton	Undefined			
distribuzione	1 ton	Undefined				

Figura 9.4.2 Il diagramma della caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 1 fascia 10 km

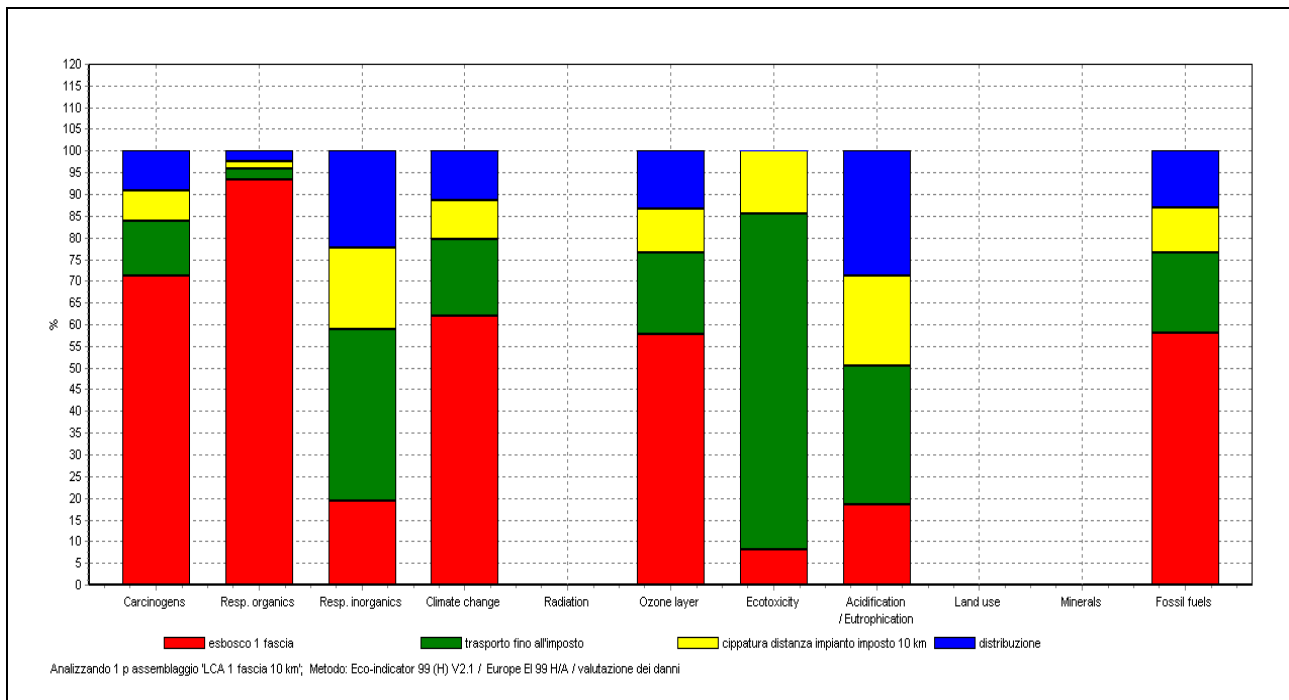


Figura 9.4.3 La caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 1 fascia 10 km

SimaPro 6.0 Data: 17/06/2007 Periodo: 18.43.44
 Progetto: Progetto CISA
 Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 1 fascia 10 km'
 Metodo: Eco-indicator 99 (H) V2.1 / Europe EI 99 H/A
 Valore: Caratterizzazione
 Per ogni categoria d'impatto: Sì
 Skip unused: Mai
 Modo relativo: Non

Categoria d'impatto	Unità	Totale esbosco 1 fascia			trasporto fino all'imposto		
	cippatura	distanza	impianto	imposto 10 km	distribuzione		
Carcinogens	DALY	3,56E-7		2,53E-7	4,57E-8	2,48E-8	3,23E-8
Resp. organics	DALY	1E-6	9,35E-7	2,51E-8	1,69E-8	2,44E-8	
Resp. inorganics	DALY	2,34E-5		4,5E-6	9,26E-6	4,36E-6	5,23E-6
Climate change	DALY	5,81E-6		3,6E-6	1,03E-6	5,24E-7	6,63E-7
Radiation	DALY	x	x	x	x		
Ozone layer	DALY	2,09E-8		1,2E-8	3,92E-9	2,13E-9	2,78E-9
Ecotoxicity	PAF*m2yr	417	33,7	323	60,2	0,166	
Acidification/	Eutrophication	PDF*m2yr		1,1	0,202	0,352	0,225
Land use	PDF*m2yr	x	x	x	x	x	0,317
Minerals	MJ surplus	x	x	x	x	x	
Fossil fuels	MJ surplus	44,7	25,9	8,33	4,52	5,9	

Figura 9.4.4 Il diagramma della valutazione danni macrocategorie della *fase prodotto* LCA 1 fascia 10 km

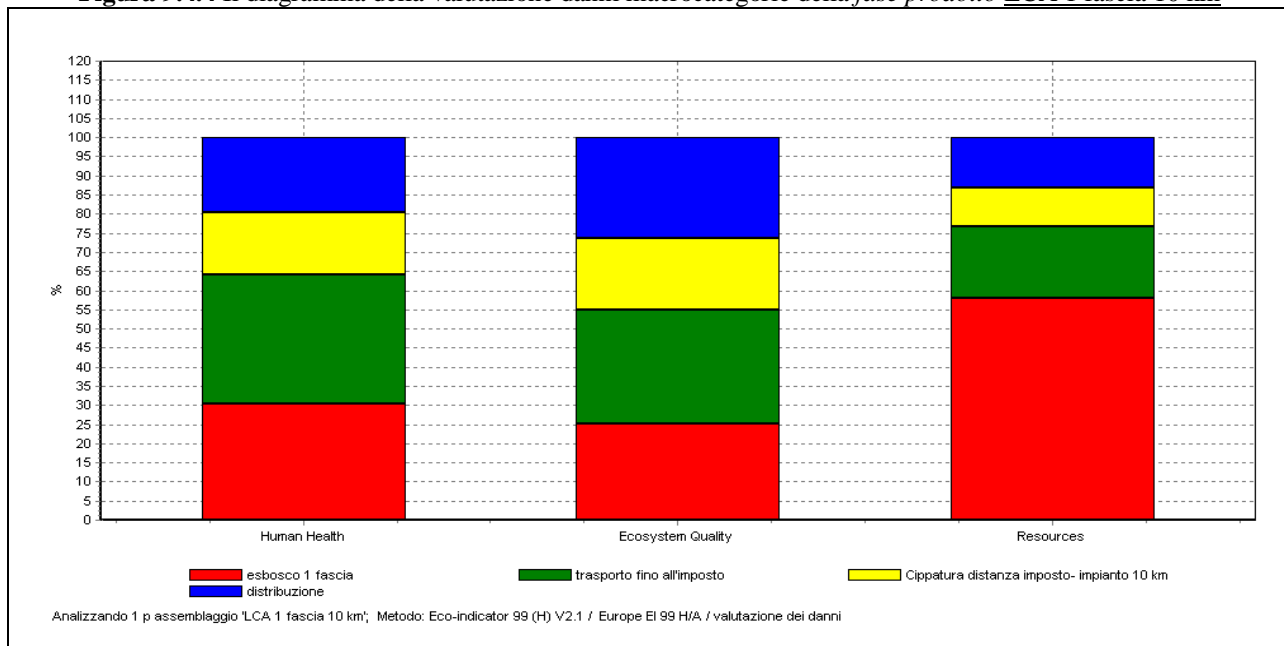


Figura 9.4.5 Il diagramma della caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 1 fascia 20 km

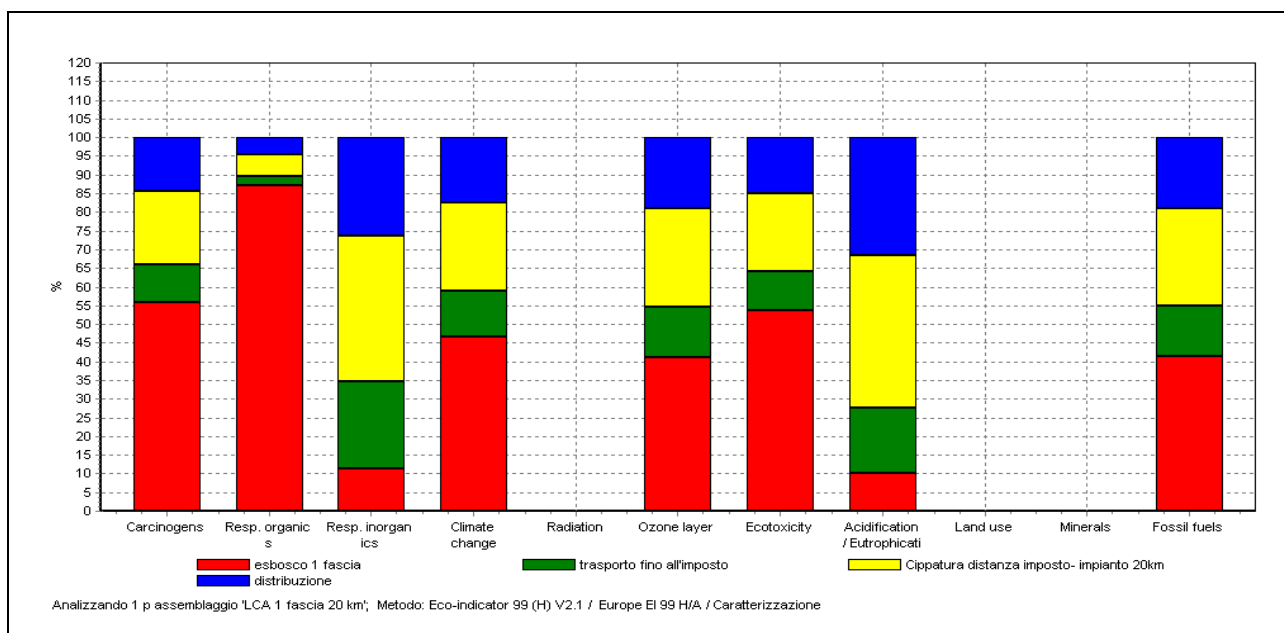


Figura 9.4.6 La caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 1 fascia 20 km

SimaPro 6.0 Data: 19/06/2007 Periodo: 16.04.20
 Progetto: Progetto CISA
 Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 1 fascia 20 km'
 Metodo: Eco-indicator 99 (H) V2.1 / Europe EI 99 H/A
 Valore: Caratterizzazione
 Per ogni categoria d'impatto: Sì
 Skip unused: Mai
 Modo relativo: Non

Categoria d'impatto	Unità	Totale	esbosco 1 fascia	trasporto fino all'imposto	Cippatura distanza imposto- impianto 20km	distribuzione
Carcinogens	DALY	2,26E-71,27E-72,28E-84,48E-83,23E-8				
Resp. organics	DALY	5,35E-74,67E-71,24E-83,12E-82,44E-8				

Resp. inorganics	DALY	1,99E-52,25E-64,63E-67,76E-65,23E-6
Climate change	DALY	3,83E-61,79E-64,64E-79,15E-76,63E-7
Radiation	DALY	x x x x x
Ozone layer	DALY	1,46E-86,01E-91,98E-93,86E-92,78E-9
Ecotoxicity	PAF*m2yr	1,09 0,588 0,113 0,227 0,166
Acidification/ Eutrophication	PDF*m2yr	1,01 0,101 0,176 0,413 0,317
Land use	PDF*m2yr	x x x x x
Minerals	MJ surplus	x x x x x
Fossil fuels	MJ surplus	31,2 13 4,2 8,18 5,9

Figura 9.4.7 Il diagramma della valutazione danni macrocategorie della *fase prodotto* LCA 1 fascia 20 km

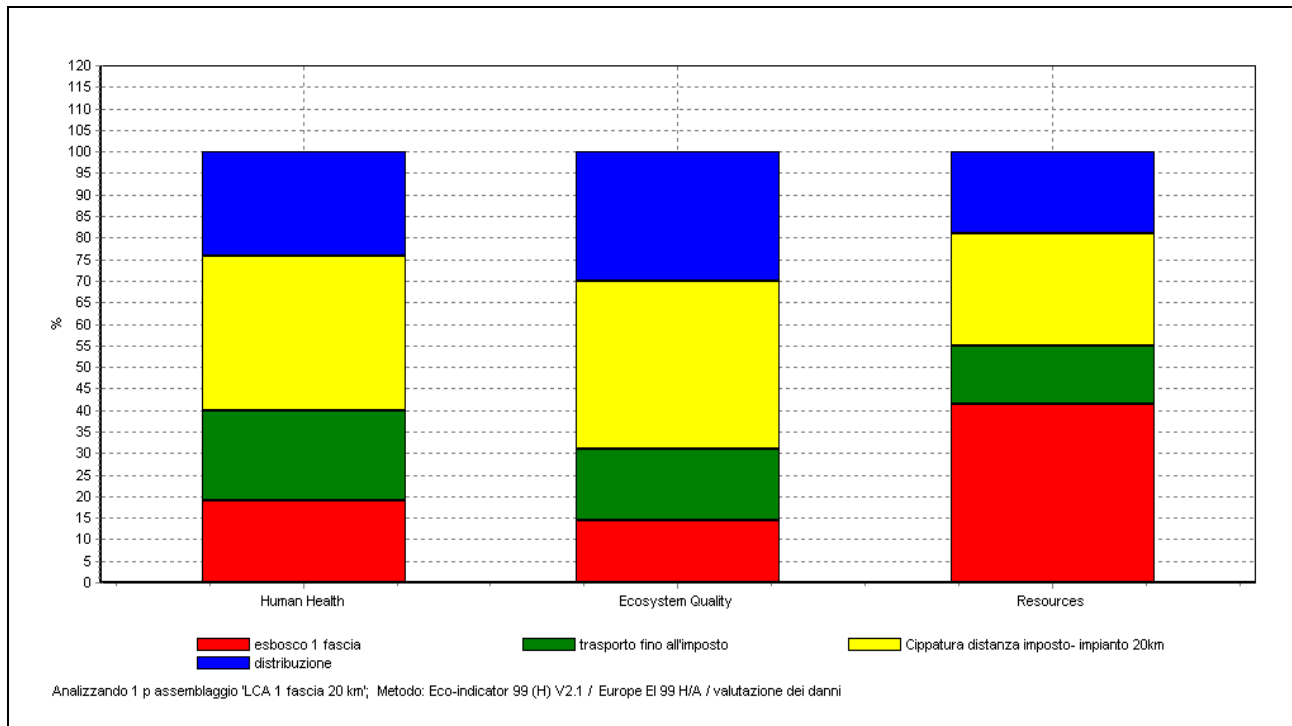


Figura 9.4.8 Il diagramma della caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 1 fascia 30 km

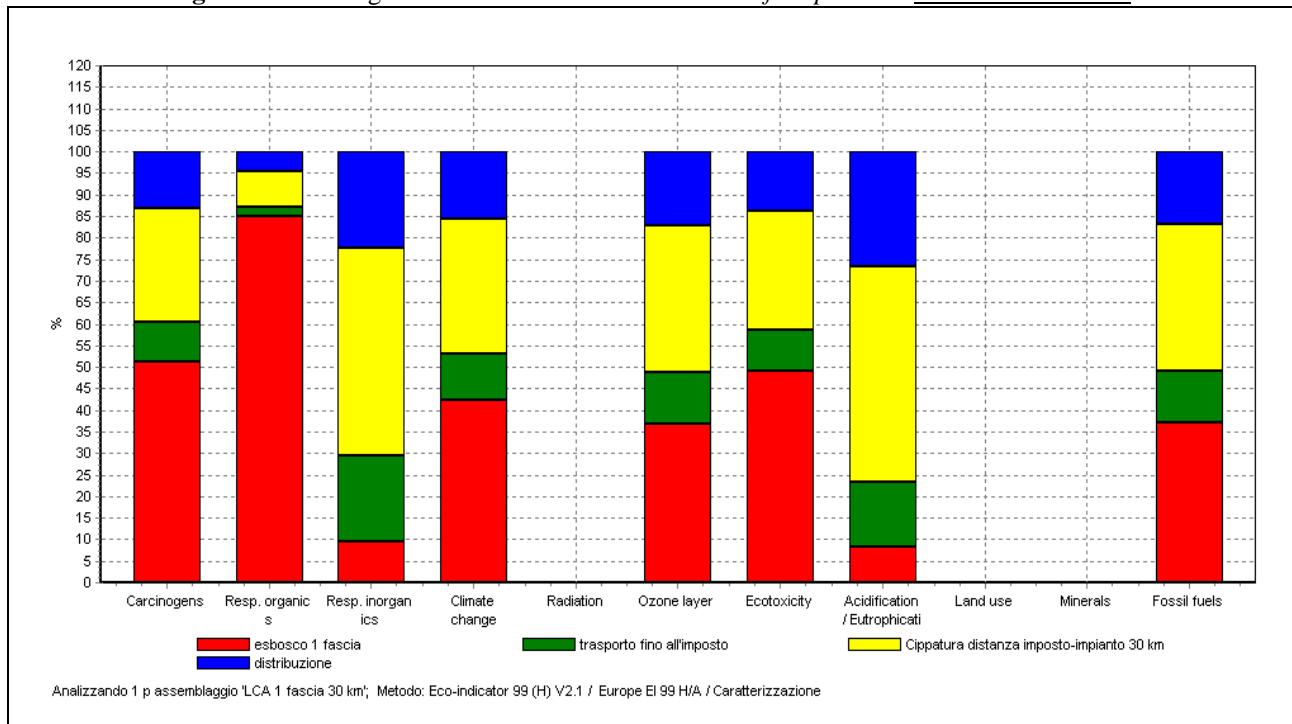
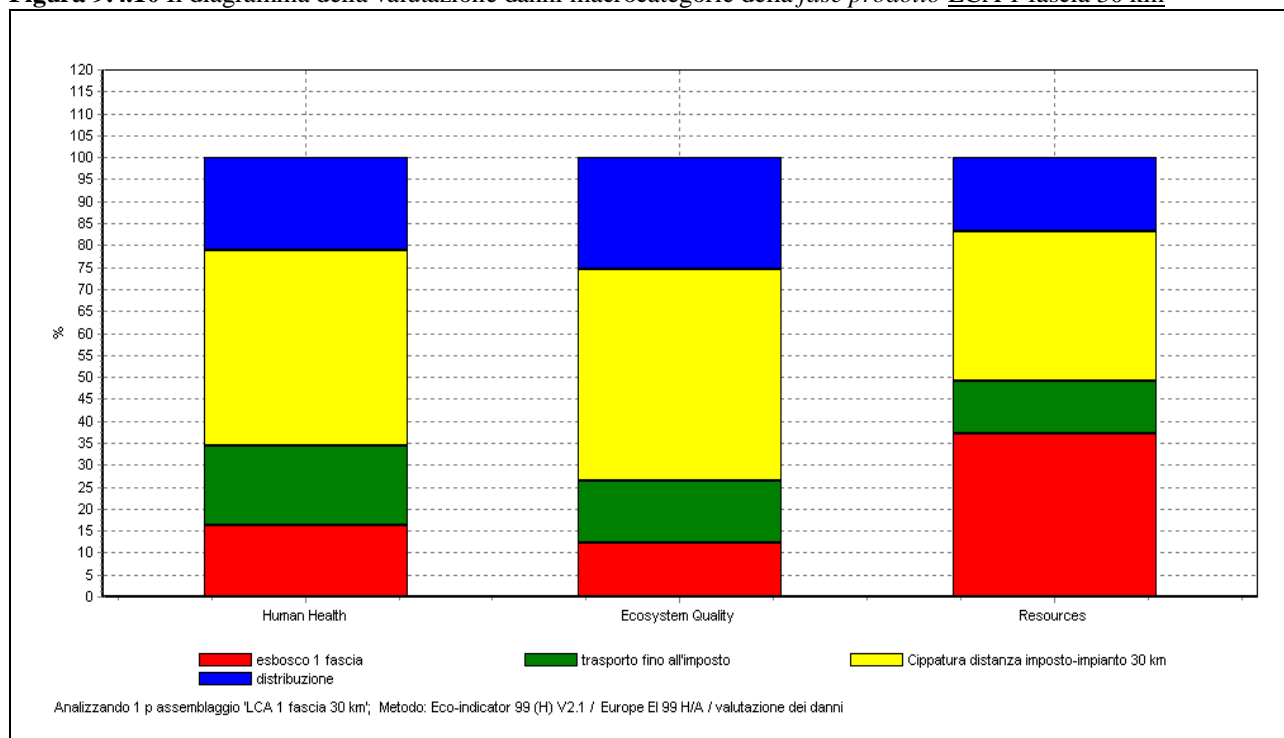


Figura 9.4.9 La caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 1 fascia 30 km

SimaPro 6.0	Data:	19/06/2007	Periodo:	16.05.01
Progetto: Progetto CISA				
Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 1 fascia 30 km'				
Metodo:	Eco-indicator 99 (H) V2.1 / Europe EI 99 H/A			
Valore:	Caratterizzazione			
Per ogni categoria d'impatto:	Sì			
Skip unused:	Mai			
Modo relativo:	Non			
Categoria d'impatto	Unità	Totale esbosco 1 fascia		
		trasporto fino all'imposto		
		Cippatura distanza imposto-impianto 30 km		
		distribuzione		
Carcinogens	DALY	2,46E-71,27E-72,28E-86,47E-83,23E-8		
Resp. organics	DALY	5,5E-7 4,67E-71,24E-84,54E-82,44E-8		
Resp. inorganics	DALY	2,33E-52,25E-64,63E-61,11E-55,23E-6		
Climate change	DALY	4,24E-61,79E-64,64E-71,32E-66,63E-7		
Radiation	DALY	x x x x x		
Ozone layer	DALY	1,63E-86,01E-91,98E-95,58E-92,78E-9		
Ecotoxicity	PAF*m2yr	1,2 0,588 0,113 0,329 0,166		
Acidification/ Eutrophication	PDF*m2yr	1,19 0,101 0,176 0,601 0,317		
Land use	PDF*m2yr	x x x x x		
Minerals	MJ surplus	x x x x x		
Fossil fuels	MJ surplus	34,9 13 4,2 11,8 5,9		

Figura 9.4.10 Il diagramma della valutazione danni macrocategorie della *fase prodotto* LCA 1 fascia 30 km



Dall'analisi dei risultati della caratterizzazione si può notare che:

- Nella categoria Human Health il danno vale:
 - 3,04 E-05 DALY per 1 fascia 10 km;
 - 3,43E-05 DALY per 1 fascia 20 km;
 - 3,81E-05 DALY per 1 fascia 30 km;

il danno per la 1, 2 e 4 fase rimane costante, mentre quello della 3 fase aumenta con l'aumentare della distanza di circa $0,384 \cdot 10^{-5}$.

- Nella categoria Ecosystem quality il danno vale:

- 1,27 PDFm2yr per 1 fascia 10 km
- 1,46 PDFm2yr per 1 fascia 20 km
- 1,66 PDFm2yr per 1 fascia 30 km

La categoria di impatto che produce il danno massimo è Acidification/Eutrophication dovuto principalmente a NO_x as NO_2 .

- Nella categoria Resources il danno vale

- 44,7 MJ surplus per 1 fascia 10 km
- 48,4 MJ surplus per 1 fascia 20 km
- 52 MJ surplus per 1 fascia 30 km

Il danno è dovuto principalmente alla fase di esbosco (50%). All'aumentare della distanza aumenta il danno dovuto alla fase di cippatura e trasporto, questo dipende dall'aumento della quantità di combustibile usata.

9.4.2 Analisi LCA 2 fascia

Figura 9.4.11 Il diagramma della caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 2 fascia 10 km

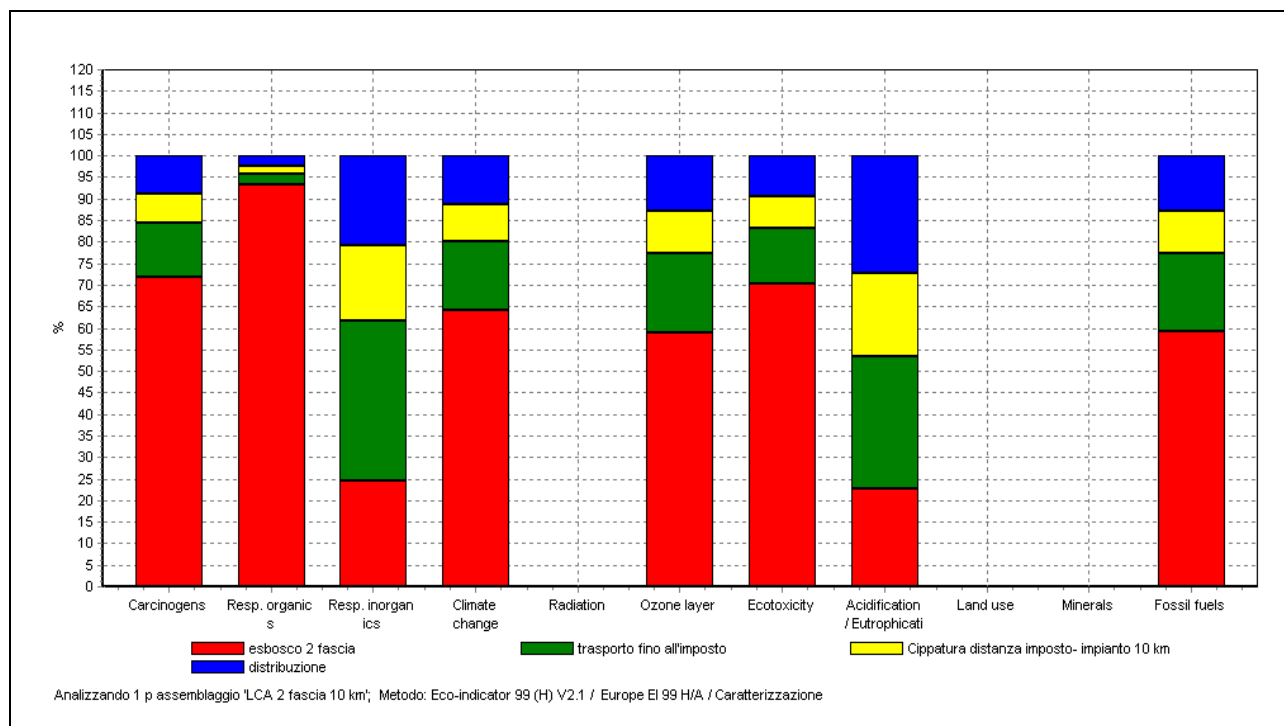


Figura 9.4.12 La caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 2 fascia 10 km

SimaPro 6.0	Data: 20/06/2007	Periodo: 15.49.56				
Progetto: Progetto CISA						
Titolo:	Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 2 fascia 10 km'					
Metodo:	Eco-indicator 99 (H) V2.1 / Europe EI 99 H/A					
Valore:	Caratterizzazione					
Per ogni categoria d'impatto: Sì						
Skip unused:	Mai					
Modo relativo:	Non					
Categoria d'impatto	Unità	Totale esbosco 2 fascia	trasporto fino all'imposto			
	Cippatura distanza imposto-	impianto 10 km	distribuzione			
Carcinogens	DALY	3,64E-7	2,61E-7	4,55E-8	2,48E-8	3,23E-8
Resp. organics	DALY	1,01E-6	9,39E-7	2,48E-8	1,69E-8	2,44E-8
Resp. inorganics	DALY	2,5E-5	6,17E-6	9,27E-6	4,36E-6	5,23E-6
Climate change	DALY	5,84E-6	3,75E-6	9,28E-7	5,06E-7	6,63E-7
Radiation	DALY	x	x	x	x	x
Ozone layer	DALY	2,16E-8	1,27E-8	3,95E-9	2,13E-9	2,78E-9
Ecotoxicity	PAF*m2yr	1,73	1,22	0,226	0,125	0,166
Acidification/ Eutrophication	PDF*m2yr	1,16	0,265	0,353	0,225	0,317
Land use	PDF*m2yr	x	x	x	x	x
Minerals	MJ surplus	x	x	x	x	x
Fossil fuels	MJ surplus	46,2	27,4	8,39	4,53	5,9

Figura 9.4.13 Il diagramma della valutazione danni macrocategorie della *fase prodotto* LCA 2 fascia 10 km

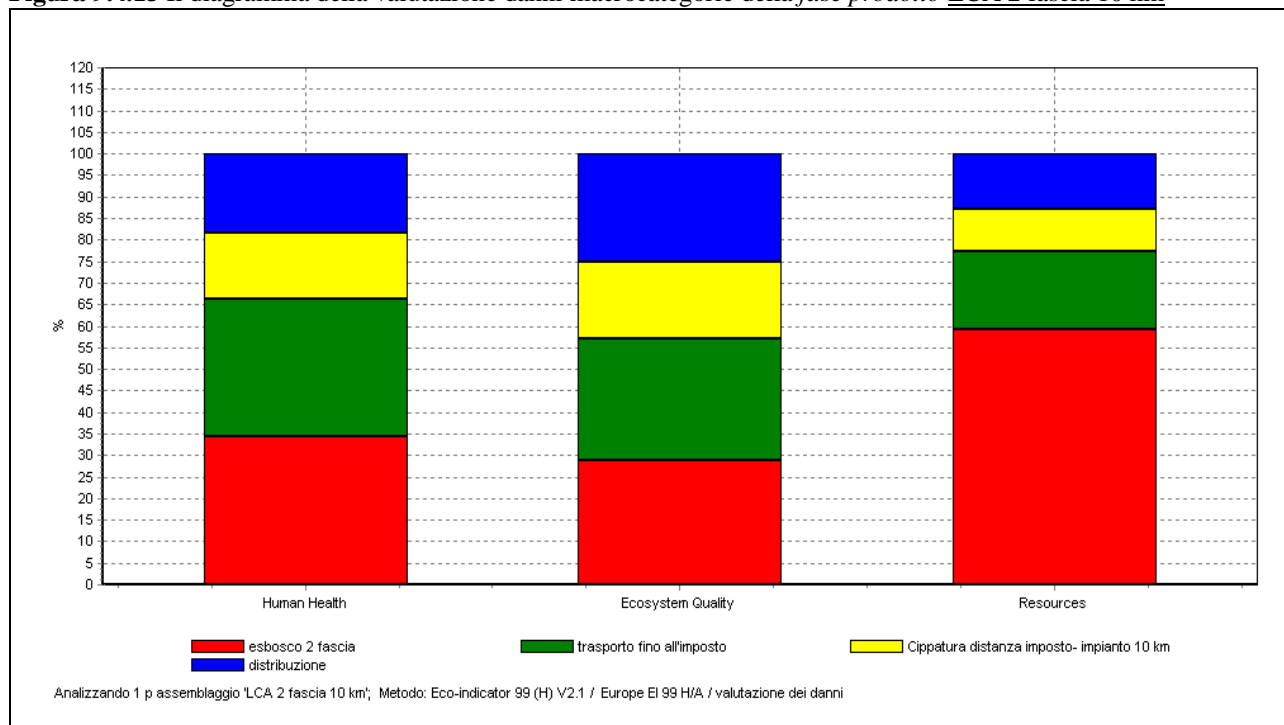


Figura 9.4.14 Il diagramma della caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 2 fascia 20 km

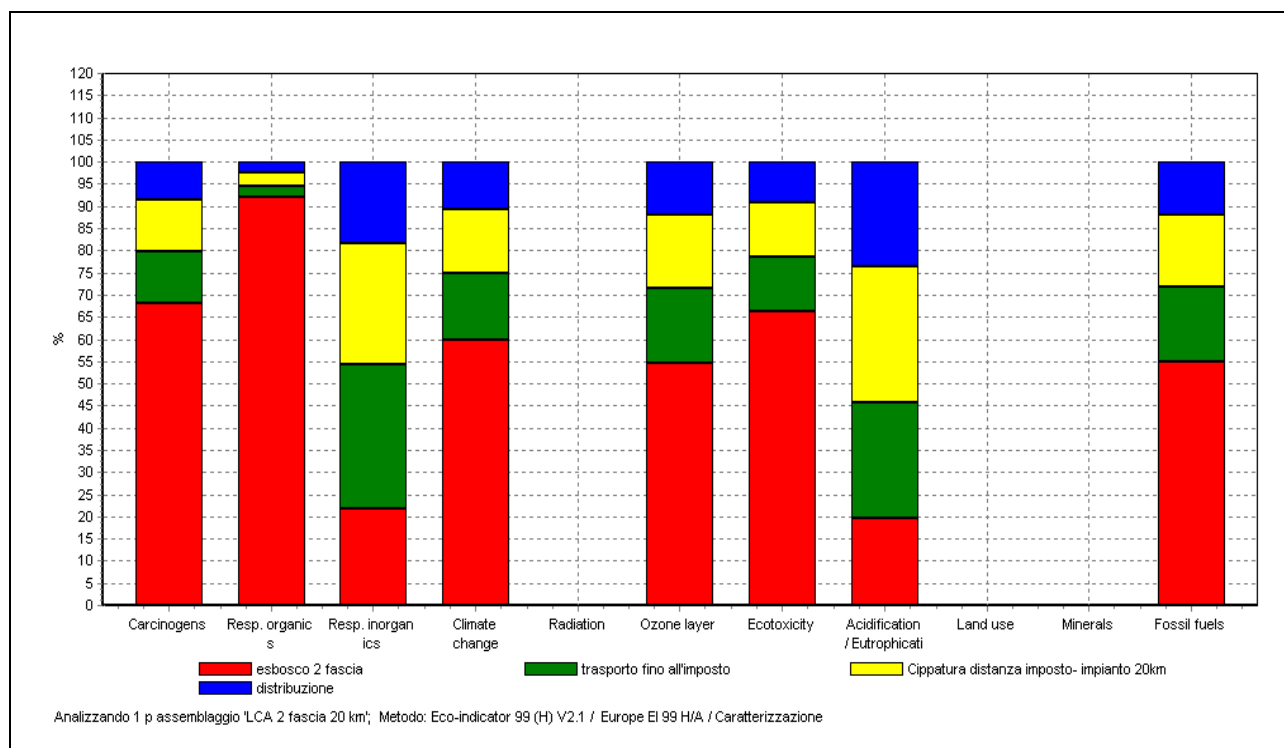


Figura 9.4.15 La caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 2 fascia 20 km

SimaPro 6.0 Data: 20/06/2007 Periodo: 15.51.19

Progetto: Progetto CISA

Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 2 fascia 20 km'

Metodo: Eco-indicator 99 (H) V2.1 / Europe EI 99 H/A

Valore: Caratterizzazione

Per ogni categoria d'impatto: Sì

Skip unused: Mai

Modo relativo: Non

Categoria d'impatto	Unità	Totale	esbosco 2 fascia	trasporto fino all'imposto	Cippatura distanza imposto- impianto 20km	distribuzione
Carcinogens	DALY	3,84E-7	2,61E-7	4,55E-8	4,48E-8	3,23E-8
Resp. organics	DALY	1,02E-6	9,39E-7	2,48E-8	3,12E-8	2,44E-8
Resp. inorganics	DALY	2,84E-5	6,17E-6	9,27E-6	7,76E-6	5,23E-6
Climate change	DALY	6,25E-6	3,75E-6	9,28E-7	9,15E-7	6,63E-7
Radiation	DALY x	x	x	x	x	x
Ozone layer	DALY	2,33E-8	1,27E-8	3,95E-9	3,86E-9	2,78E-9
Ecotoxicity	PAF*m2yr	1,84	1,22	0,226	0,227	0,166
Acidification/ Eutrophication	PDF*m2yr	1,35	0,265	0,353	0,413	0,317
Land use	PDF*m2yr	x	x	x	x	x
Minerals	MJ surplus	x	x	x	x	x
Fossil fuels	MJ surplus	49,9	27,4	8,39	8,18	5,9

Figura 9.4.16 Il diagramma della valutazione danni macrocategorie della *fase prodotto* LCA 2 fascia 20 km

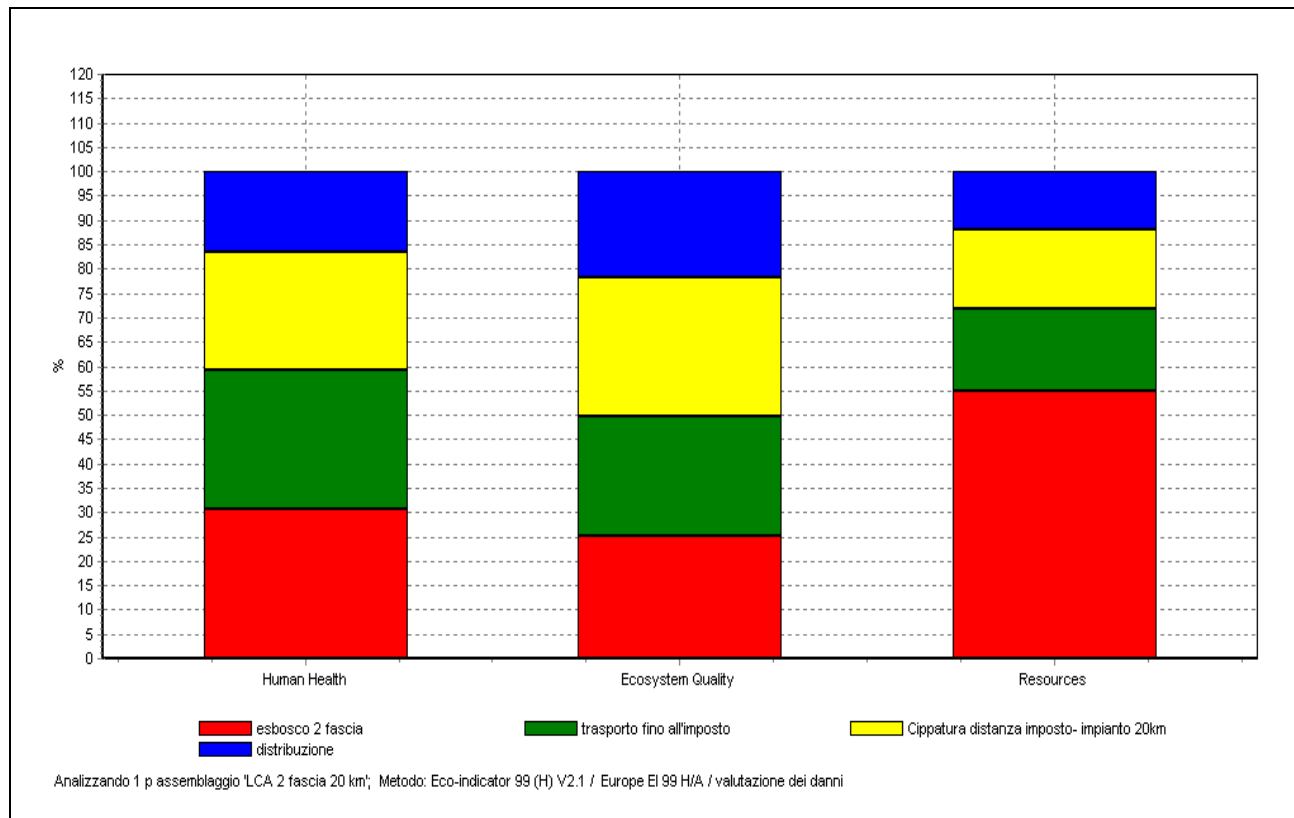


Figura 9.4.17 Il diagramma della caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 2 fascia 30 km

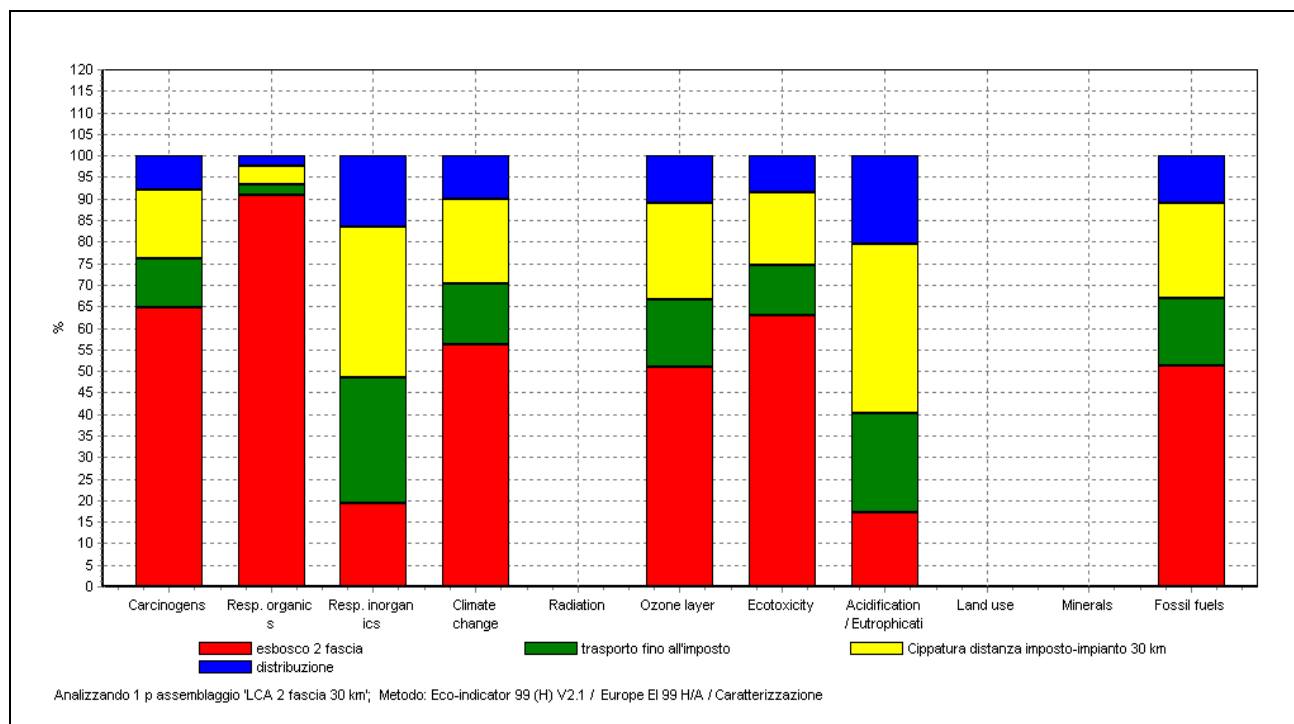


Figura 9.4.18 La caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 2 fascia 30 km

SimaPro 6.0 Data: 20/06/2007 Periodo: 15.51.56
 Progetto: Progetto CISA
 Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 2 fascia 30 km'
 Metodo: Eco-indicator 99 (H) V2.1 / Europe EI 99 H/A
 Valore: Caratterizzazione

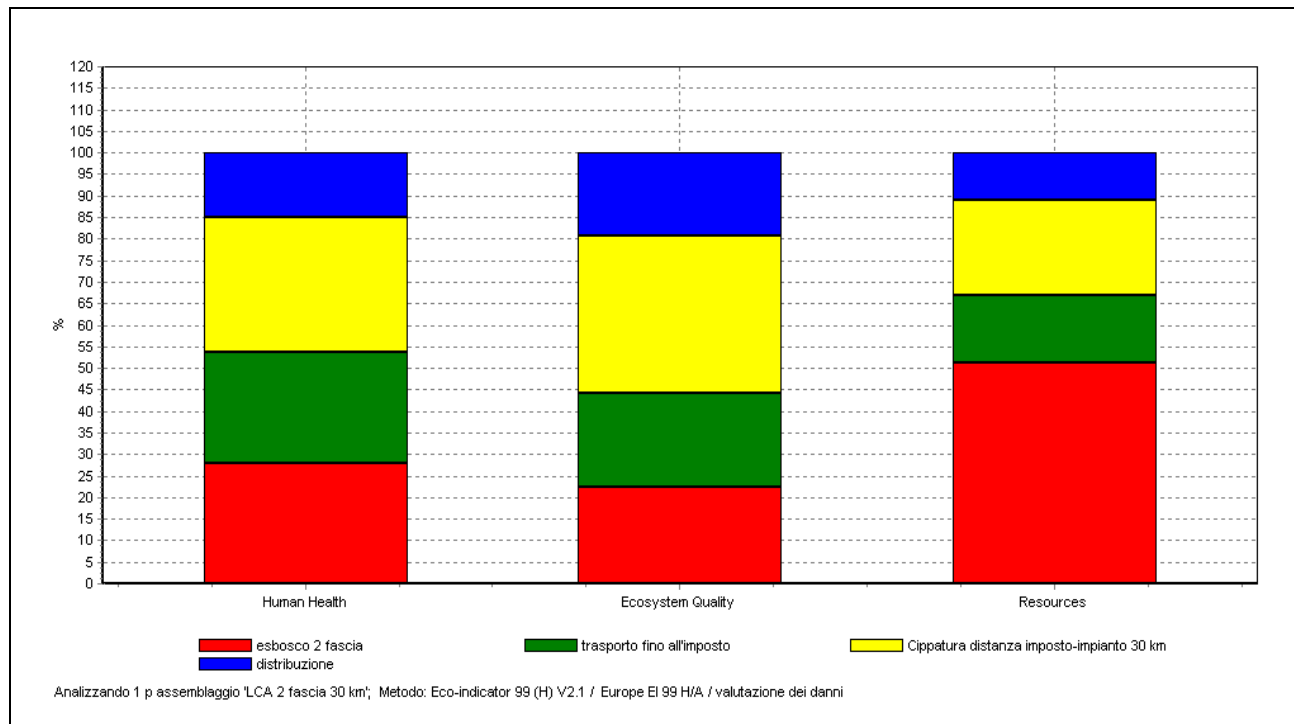
Per ogni categoria d'impatto: Sì

Skip unused: Mai

Modo relativo: Non

Categoria d'impatto	Unità	Totale	esbosco 2 fascia	trasporto fino all'imposto	Cippatura distanza imposto-impianto 30 km	distribuzione
Carcinogens	DALY	4,04E-7	2,61E-7	4,55E-8	6,47E-8	3,23E-8
Resp. organics	DALY	1,03E-6	9,39E-7	2,48E-8	4,54E-8	2,44E-8
Resp. inorganics	DALY	3,18E-5	6,17E-6	9,27E-6	1,11E-5	5,23E-6
Climate change	DALY	6,66E-6	3,75E-6	9,28E-7	1,32E-6	6,63E-7
Radiation	DALY	x	x	x	x	x
Ozone layer	DALY	2,5E-8	1,27E-8	3,95E-9	5,58E-9	2,78E-9
Ecotoxicity	PAF*m2yr	1,94	1,22	0,226	0,329	0,166
Acidification/ Eutrophication	PDF*m2yr	1,53	0,265	0,353	0,601	0,317
Land use	PDF*m2yr	x	x	x	x	x
Minerals	MJ surplus	x	x	x	x	x
Fossil fuels	MJ surplus	53,5	27,4	8,39	11,8	5,9

Figura 9.4.19 Il diagramma della valutazione danni macrocategorie della *fase prodotto* LCA 2 fascia 30 km



Dall'analisi dei risultati della caratterizzazione si può notare che:

- Nella categoria Human Health il danno vale:

- 3,23 E-05 DALY per 1 fascia 10 km;
- 3,61 E-05 DALY per 1 fascia 20 km;
- 3,99 E-05 DALY per 1 fascia 30 km;

il danno per la 1, 2 e 4 fase rimane costante, mentre quello della 3 fase aumenta con l'aumentare della distanza di circa 0,384 E-05.

- Nella categoria Ecosystem quality il danno vale:

- 1,33 PDFm2yr per 1 fascia 10 km

- 1,53 PDFm2yr per 1 fascia 20 km
- 1,73 PDFm2yr per 1 fascia 30 km

La categoria di impatto che produce il danno massimo è Acidification/Eutrophication dovuto principalmente a NOx as NO2.

- Nella categoria Resources il danno vale
 - 46,2 MJ surplus per 1 fascia 10 km
 - 49,9 MJ surplus per 1 fascia 20 km
 - 53,5 MJ surplus per 1 fascia 30 km

Il danno è dovuto principalmente alla fase di esbosco (55%). All'aumentare della distanza aumenta il danno dovuto alla fase di cippatura e trasporto, questo dipende dall'aumento della quantità di combustibile usata.

9.4.3 Analisi LCA 3 fascia

Figura 9.4.20 Il diagramma della caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 3 fascia 10 km

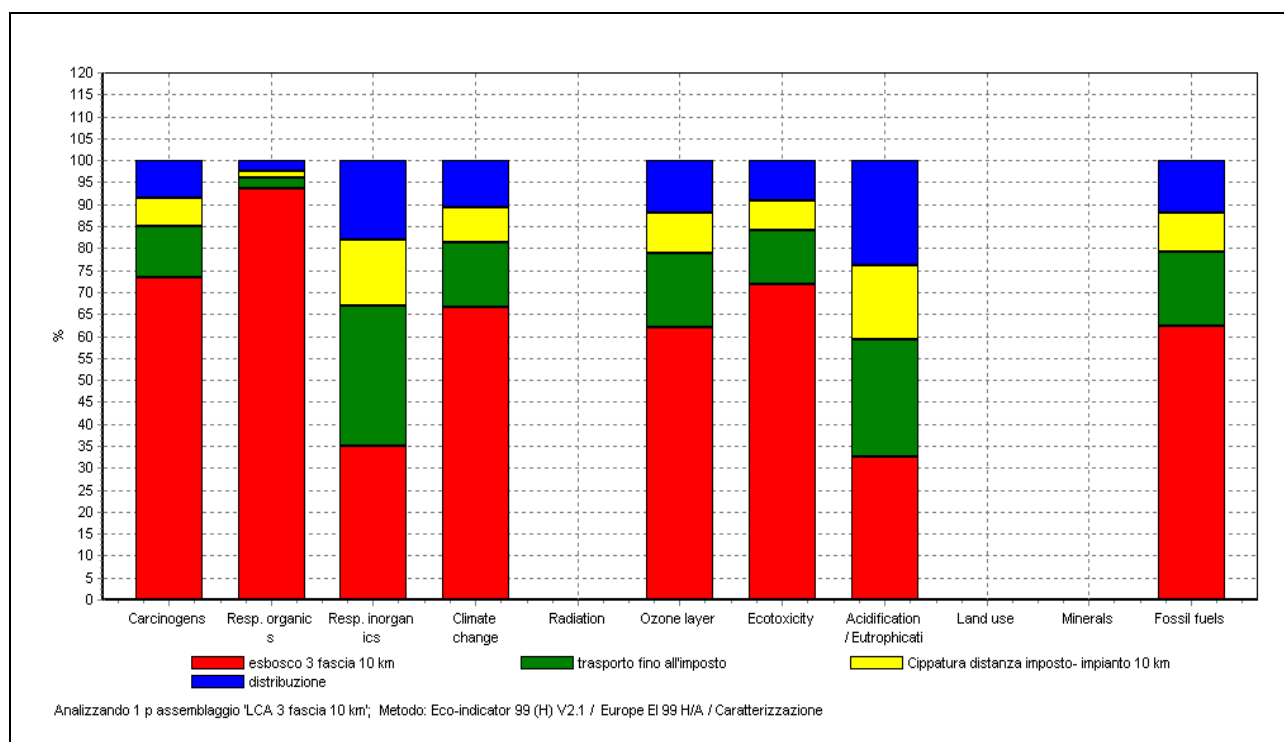


Figura 9.4.21 La caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 3 fascia 10 km

SimaPro 6.0 Data: 20/06/2007 Periodo: 15.52.35
 Progetto: Progetto CISA
 Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 3 fascia 10 km'
 Metodo: Eco-indicator 99 (H) V2.1 / Europe EI 99 H/A
 Valore: Caratterizzazione
 Per ogni categoria d'impatto: Sì
 Skip unused: Mai
 Modo relativo: Non

Categoria d'impatto	Unità	Totale	esbosco 3 fascia 10 km	trasporto fino all'imposto	Cippatura distanza imposto- impianto 10 km	distribuzione
Carcinogens	DALY	3,84E-7	2,82E-7	4,55E-8	2,48E-8	3,23E-8
Resp. organics	DALY	1,02E-6	9,51E-7	2,48E-8	1,69E-8	2,44E-8
Resp. inorganics	DALY	2,91E-5	1,02E-5	9,27E-6	4,36E-6	5,23E-6
Climate change	DALY	6,26E-6	4,17E-6	9,28E-7	5,06E-7	6,63E-7
Radiation	DALY	x	x	x	x	x
Ozone layer	DALY	2,34E-8	1,45E-8	3,95E-9	2,13E-9	2,78E-9
Ecotoxicity	PAF*m2yr	1,84	1,32	0,226	0,125	0,166
Acidification/ Eutrophication	PDF*m2yr	1,32	0,43	0,353	0,225	0,317
Land use	PDF*m2yr	x	x	x	x	x
Minerals	MJ surplus	x	x	x	x	x
Fossil fuels	MJ surplus	50	31,2	8,39	4,53	5,9

Figura 9.4.22 Il diagramma della valutazione danni macrocategorie della *fase prodotto* LCA 3 fascia 10 km

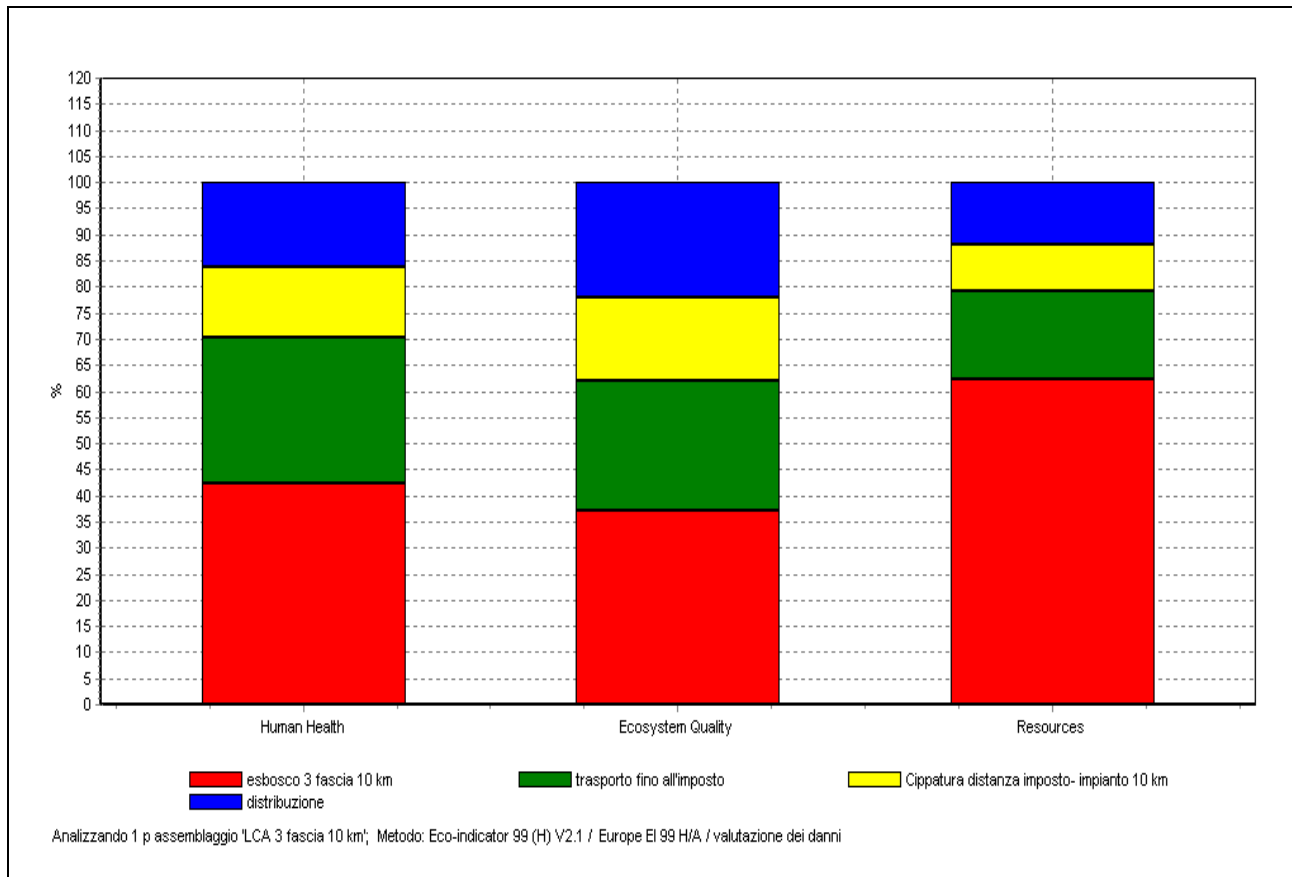


Figura 9.4.23 Il diagramma della caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 3 fascia 20 km

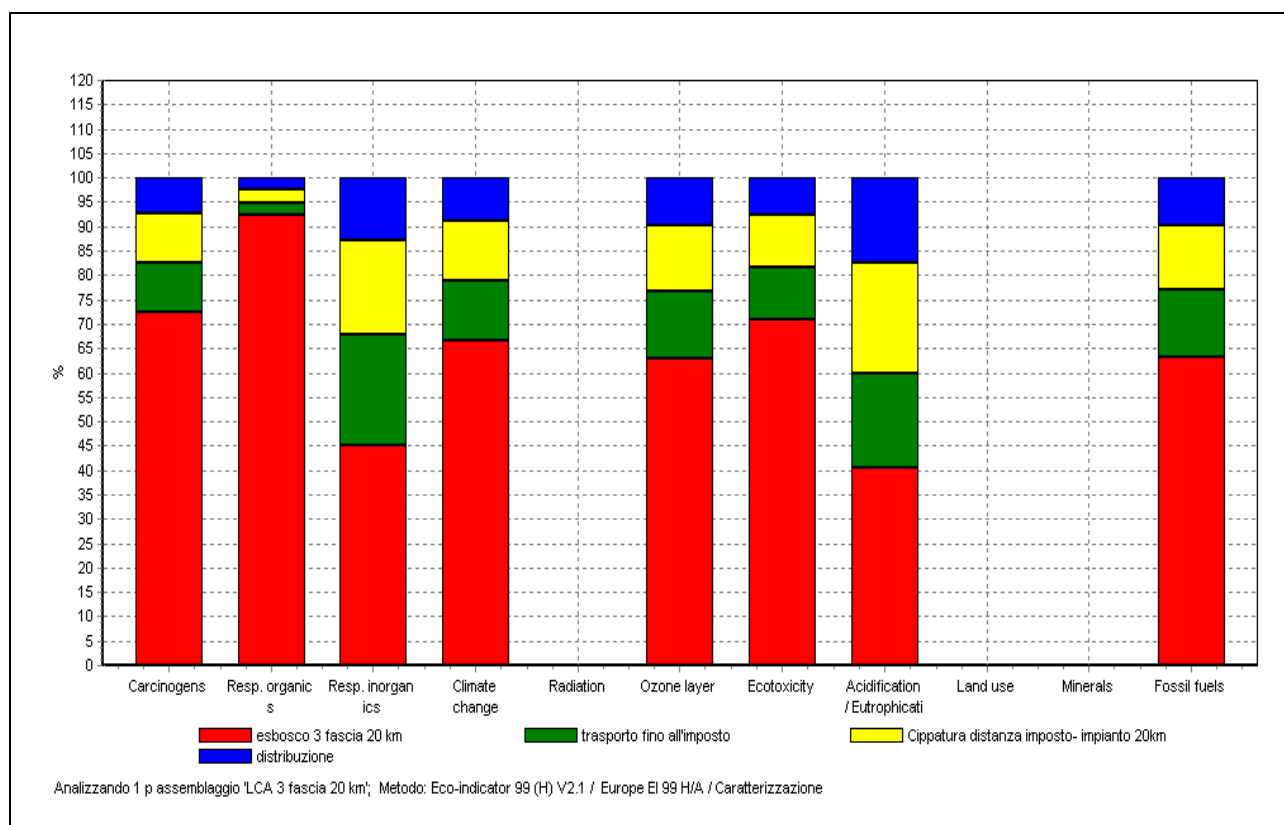


Figura 9.4.24 La caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 3 fascia 20 km

SimaPro 6.0	Data:	20/06/2007	Periodo:	15.52.59		
Progetto: Progetto CISA						
Titolo:	Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 3 fascia 20 km'					
Metodo:	Eco-indicator 99 (H) V2.1 / Europe EI 99 H/A					
Valore:	Caratterizzazione					
Per ogni categoria d'impatto: Sì						
Skip unused:	Mai					
Modo relativo:	Non					
Categoria d'impatto	Unità	Totale esbosco 3 fascia 20 km			trasporto fino all'imposto	
		Cippatura distanza imposto- impianto 20km			distribuzione	
Carcinogens	DALY	4,44E-7	3,21E-7	4,55E-8	4,48E-8	3,23E-8
Resp. organics	DALY	1,05E-6	9,73E-7	2,48E-8	3,12E-8	2,44E-8
Resp. inorganics	DALY	4,05E-5	1,83E-5	9,27E-6	7,76E-6	5,23E-6
Climate change	DALY	7,48E-6	4,97E-6	9,28E-7	9,15E-7	6,63E-7
Radiation	DALY	x	x	x	x	x
Ozone layer	DALY	2,85E-8	1,79E-8	3,95E-9	3,86E-9	2,78E-9
Ecotoxicity	PAF*m2yr	2,13	1,52	0,226	0,227	0,166
Acidification/ Eutrophication	PDF*m2yr	1,82	0,737	0,353	0,413	0,317
Land use	PDF*m2yr	x	x	x	x	x
Minerals	MJ surplus	x	x	x	x	x
Fossil fuels	MJ surplus	61	38,5	8,39	8,18	5,9

Figura 9.4.25 Il diagramma della valutazione danni macrocategorie della *fase prodotto* LCA 3 fascia 20 km

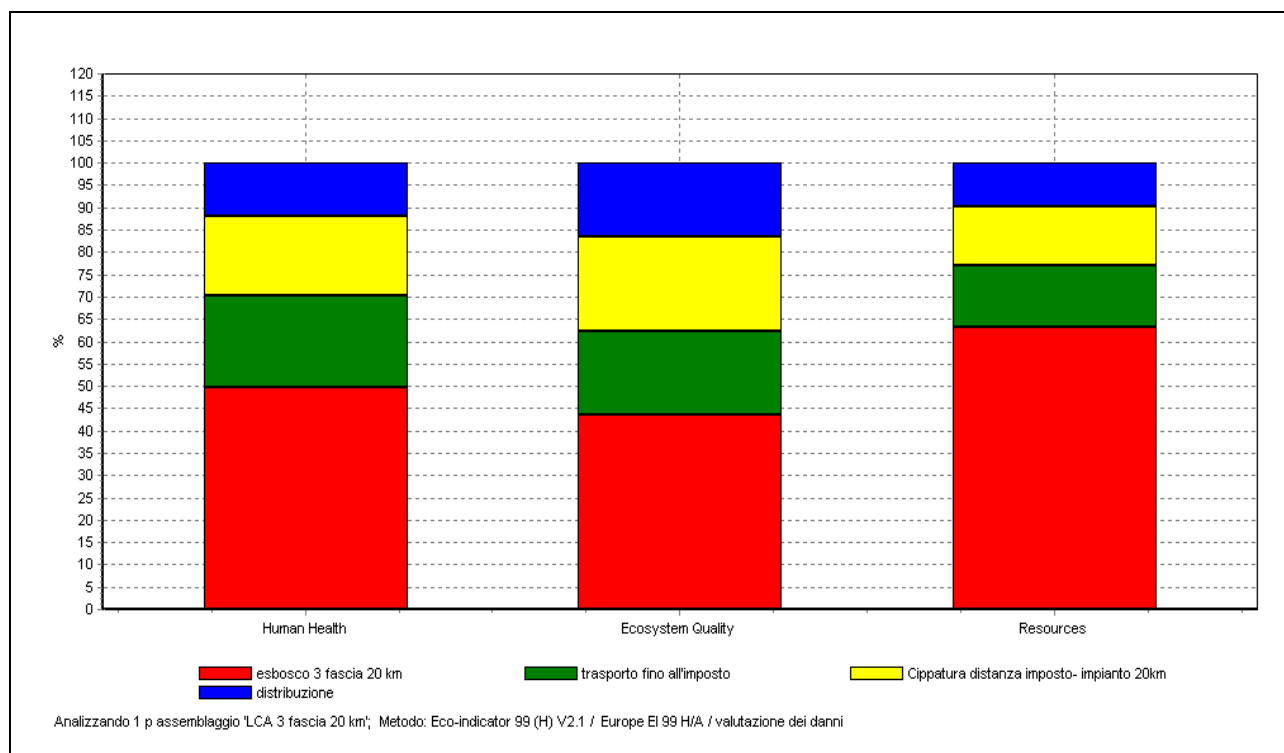


Figura 9.4.26 Il diagramma della caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 3 fascia 30 km

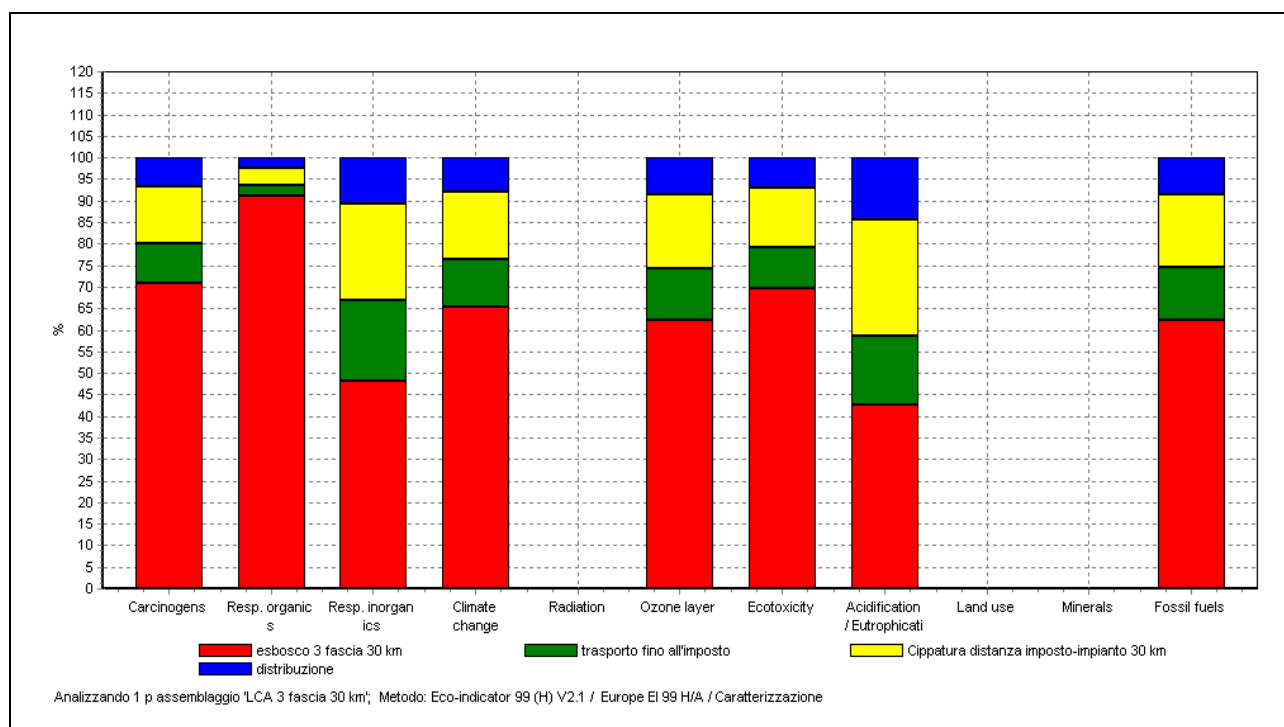


Figura 9.4.27 La caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 3 fascia 30 km

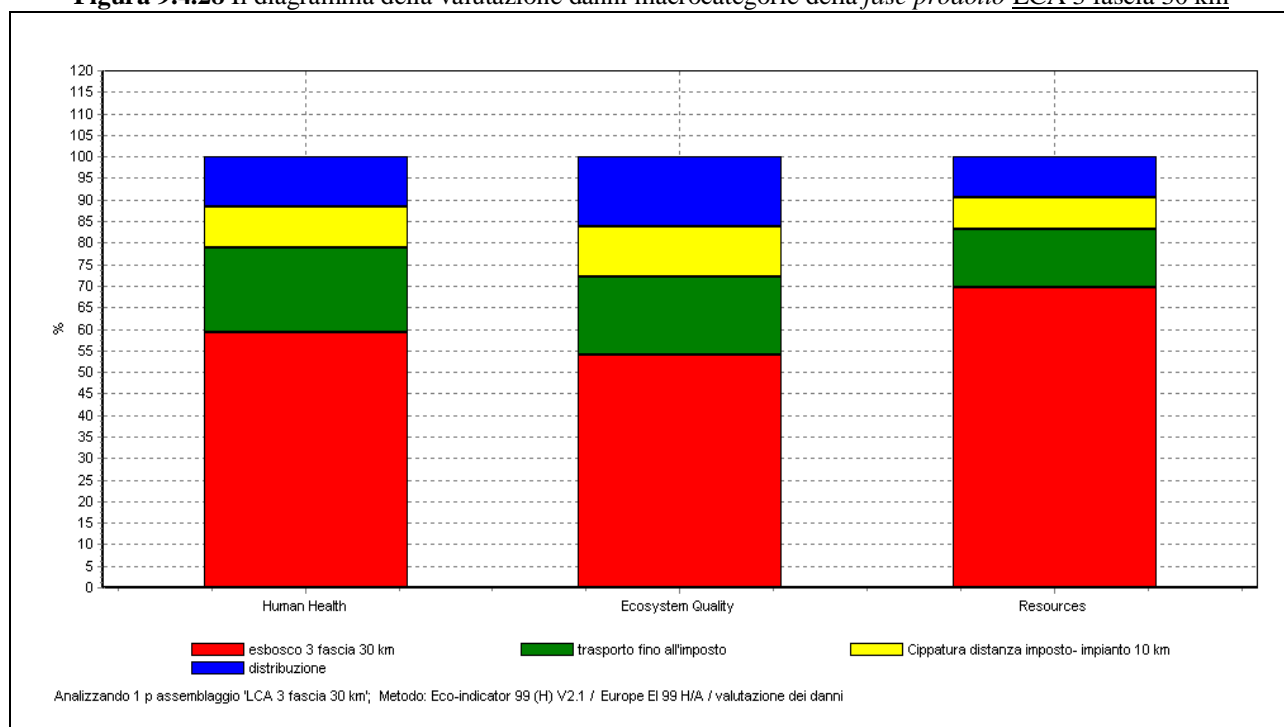
SimaPro 6.0 Data: 20/06/2007 Periodo: 15.53.18
 Progetto: Progetto CISA
 Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 3 fascia 30 km'
 Metodo: Eco-indicator 99 (H) V2.1 / Europe EI 99 H/A
 Valore: Caratterizzazione
 Per ogni categoria d'impatto: Sì

Skip unused: Mai

Modo relativo: Non

Categoria d'impatto	Unità	Totale	esbosco 3 fascia 30 km	trasporto fino all'imposto	Cippatura distanza imposto-impianto 30 km	distribuzione
Carcinogens	DALY	4,91E-7	3,48E-7	4,55E-8	6,47E-8	3,23E-8
Resp. organics	DALY	1,08E-6	9,87E-7	2,48E-8	4,54E-8	2,44E-8
Resp. inorganics	DALY	4,94E-5	2,37E-5	9,27E-6	1,11E-5	5,23E-6
Climate change	DALY	8,44E-6	5,52E-6	9,28E-7	1,32E-6	6,63E-7
Radiation	DALY	x	x	x	x	x
Ozone layer	DALY	3,26E-8	2,03E-8	3,95E-9	5,58E-9	2,78E-9
Ecotoxicity	PAF*m2yr	2,37	1,65	0,226	0,329	0,166
Acidification/ Eutrophication	PDF*m2yr	2,22	0,945	0,353	0,601	0,317
Land use	PDF*m2yr	x	x	x	x	x
Minerals	MJ surplus	x	x	x	x	x
Fossil fuels	MJ surplus	69,6	43,4	8,39	11,8	5,9

Figura 9.4.28 Il diagramma della valutazione danni macrocategorie della *fase prodotto LCA 3 fascia 30 km*



Dall'analisi dei risultati della caratterizzazione si può notare che:

- Nella categoria Human Health il danno vale:

- 3,68 E-05 DALY per 1 fascia 10 km;
- 4,95 E-05 DALY per 1 fascia 20 km;
- 5,94 E-05 DALY per 1 fascia 30 km;

il danno per la 1, 2 e 4 fase rimane costante, mentre quello della 3 fase aumenta con l'aumentare della distanza di circa 0,384 E-05.

- Nella categoria Ecosystem quality il danno vale:

- 1,51 PDFm2yr per 1 fascia 10 km
- 2,03 PDFm2yr per 1 fascia 20 km

- 2,45 PDFm2yr per 1 fascia 30 km

La categoria di impatto che produce il danno massimo è Acidification/Eutrophication dovuto principalmente a NO_x as NO₂.

- Nella categoria Resources il danno vale

- 50 MJ surplus per 1 fascia 10 km
- 61 MJ surplus per 1 fascia 20 km
- 69,6 MJ surplus per 1 fascia 30 km

Il danno è dovuto principalmente alla fase di esbosco (63%). Allumentare della distanza aumenta il danno dovuto alla fase di cippatura e trasporto, questo dipende dall'aumento della quantità di combustibile usata.

9.4.4 Riassunto e confronto risultati delle 3 fasce

Analizzando le 3 fasce si può notare che:

- Nella categoria Human Health il danno aumenta con l'aumentare della fascia. Tra la 1 e la 2 fascia si ha un aumento contenuto di 0,19 E-05 DALY, mentre tra la 2 e la 3 l'aumento è elevato da 0,45 DALY a 1 DALY circa. Questo è dovuto all'utilizzo della gru a cavo per l'esbosco nella 3 fascia.
- Nella categoria Ecosystem quality il danno aumenta con l'aumentare della fascia. Inoltre per la 3 fascia l'aumento è maggiore, questo è dovuto all'utilizzo della gru a cavo.
- Nella categoria Resources il danno aumenta con l'aumentare della fascia. Aumentando anche la distanza l'incremento è maggiore, questo è dovuto all'aumento della quantità di combustibile usata e all'utilizzo della gru a cavo.

9.5 Analisi dei risultati con il metodo EDIP/UMIP 96

9.5.1 Analisi LCA 1 fascia

Figura 9.5.1 Il diagramma della caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 1 fascia 10 km

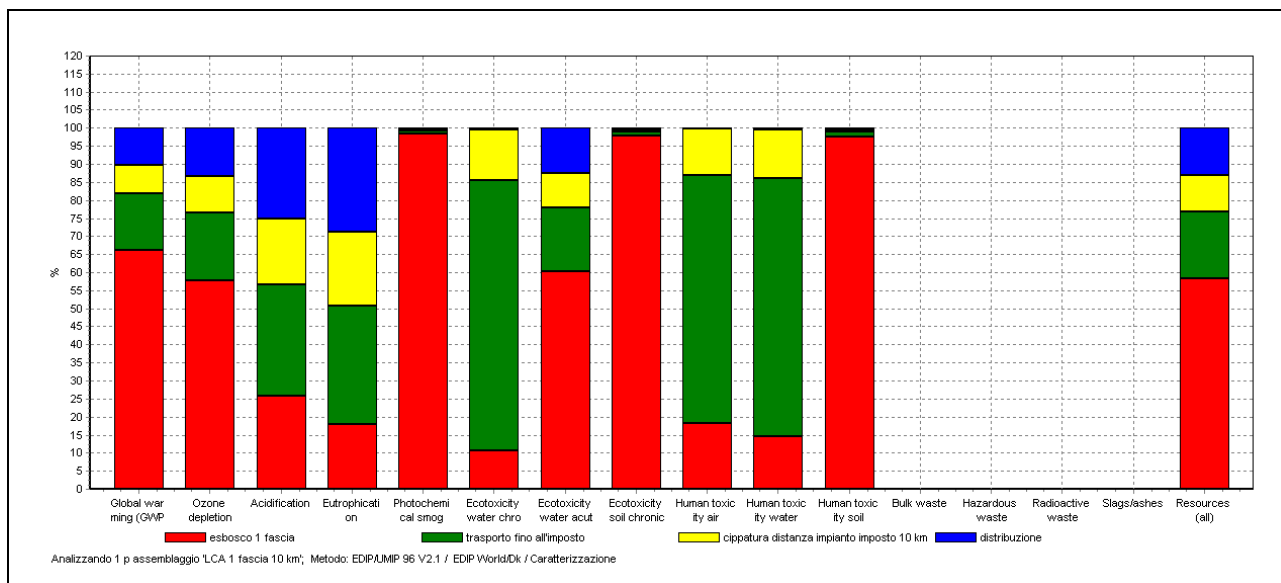


Figura 9.5.2 La caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 1 fascia 10 km

SimaPro 6.0	Data:	17/06/2007	Periodo:	18.49.20				
Progetto: Progetto CISA								
Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 1 fascia 10 km'								
Metodo:	EDIP/UMIP 96 V2.1 / EDIP World/Dk							
Valore:	Caratterizzazione							
Per ogni categoria d'impatto: Sì								
Skip unused: Mai								
Modo relativo: Non								
Categoria d'impatto	Unità	Totale	esbosco 1 fascia			trasporto fino all'imposto		cippatura
distanza impianto imposto 10 km			distribuzione					
Global warming (GWP 100)	g CO2	3,19E4	2,11E4	4,98E3	2,56E3	3,24E3		
Ozone depletion	g CFC11	0,0116	0,00668		0,00218	0,00118	0,00155	
Acidification	g SO2	170	44	52,3	31,2	42,8		
Eutrophication	g NO3	261	46,6	85,9	53,6	74,8		
Photochemical smog	g ethene			112	110	0,75	0,417	0,562
Ecotoxicity water chronic	m3	6,83E3	722	5,11E3	965	25,4		
Ecotoxicity water acute	m3	19,2	11,6	3,37	1,83	2,39		
Ecotoxicity soil chronic	m3	75	73,3	0,925	0,373	0,4		
Human toxicity air	m3	1,85E9	3,35E8	1,27E9	2,38E8	1,6E6		
Human toxicity water	m3	946	137	678	128	3,37		
Human toxicity soil	m3	292	285	4,13	1,54	1,53		
Bulk waste	kg	x	x	x	x	x		
Hazardous waste	kg	x	x	x	x	x		
Radioactive waste	kg	x	x	x	x	x		
Slags/ashes	kg	x	x	x	x	x		
Resources (all)	kg	0,00029	0,000169	5,39E-52	92E-53	81E-5		

Figura 9.5.3 Il diagramma della caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 1 fascia 20 km

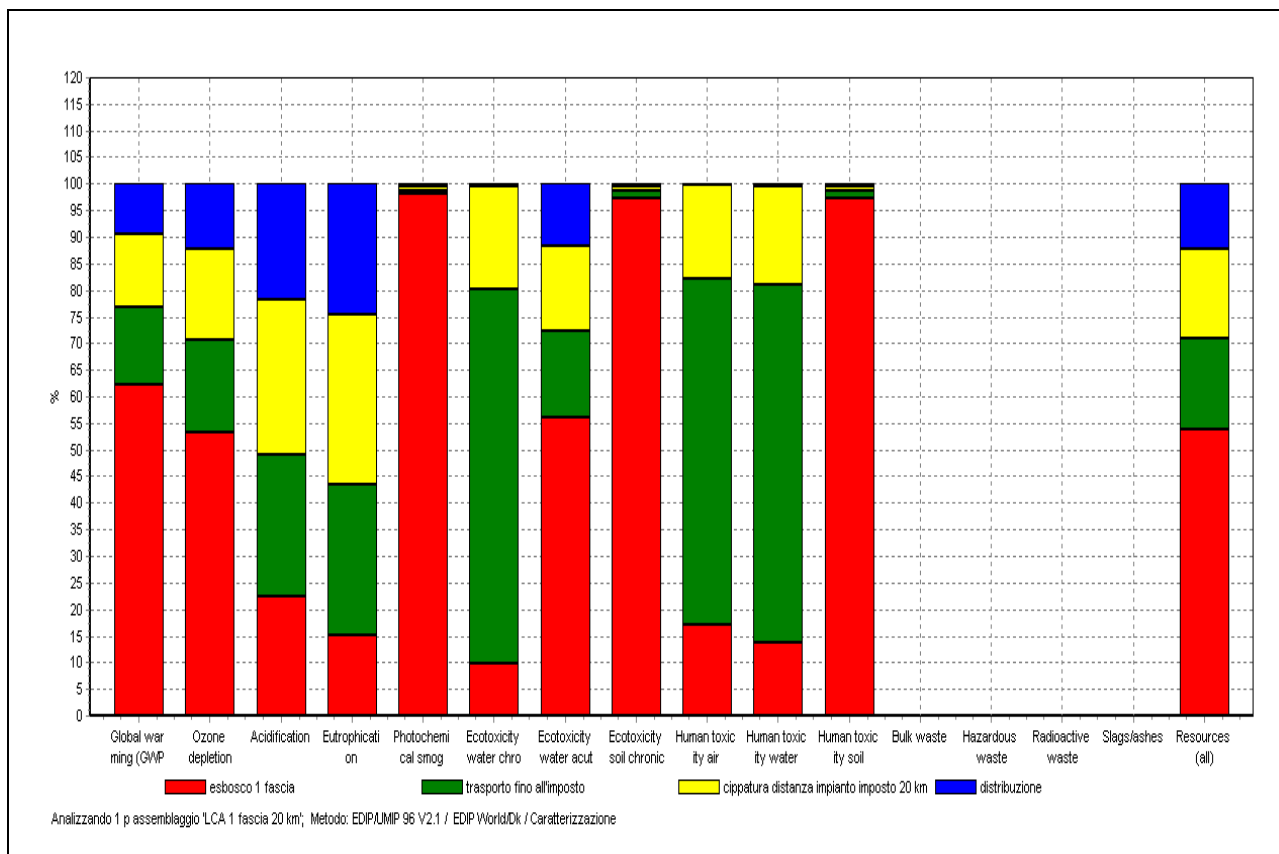


Figura 9.5.4 La caratterizzazione della fase prodotto LCA 1 fascia 20 km

SimaPro 6.0	Data: 17/06/2007	Periodo: 19.34.49
Progetto: Progetto CISA		
Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 1 fascia 20 km'		
Metodo: EDIP/UMIP 96 V2.1 / EDIP World/Dk		
Valore: Caratterizzazione		
Per ogni categoria d'impatto: Sì		
Skip unused: Mai		
Modo relativo: Non		
Categoria d'impatto	Unità	Totale esbosco 1 fascia cippatura distanza impianto imposto 20 km trasporto fino all'imposto distribuzione
Global warming (GWP 100)	g CO2	3,39E42,11E44,98E34,6E3 3,24E3
Ozone depletion	g CFC11	0,0125 0,00668 0,00218 0,00214 0,00155
Acidification	g SO2	196 44 52,3 57 42,8
Eutrophication	g NO3	306 46,6 85,9 98,2 74,8
Photochemical smog	g ethene	112 110 0,75 0,761 0,562
Ecotoxicity water chronic	m3	7,27E3722 5,11E31,41E325,4
Ecotoxicity water acute	m3	20,7 11,6 3,37 3,31 2,39
Ecotoxicity soil chronic	m3	75,3 73,3 0,925 0,65 0,4
Human toxicity air	m3	1,95E93,35E81,27E93,45E81,6E6
Human toxicity water	m3	1E3 137 678 186 3,37
Human toxicity soil	m3	293 285 4,13 2,65 1,53
Bulk waste	kg	x x x x x
Hazardous waste	kg	x x x x x
Radioactive waste	kg	x x x x x
Slags/ashes	kg	x x x x x
Resources (all)	kg	0,000314 0,000169 5,39E-5 5,28E-5 3,81E-5

Figura 9.5.5 Il diagramma della caratterizzazione della fase prodotto LCA 1 fascia 30 km

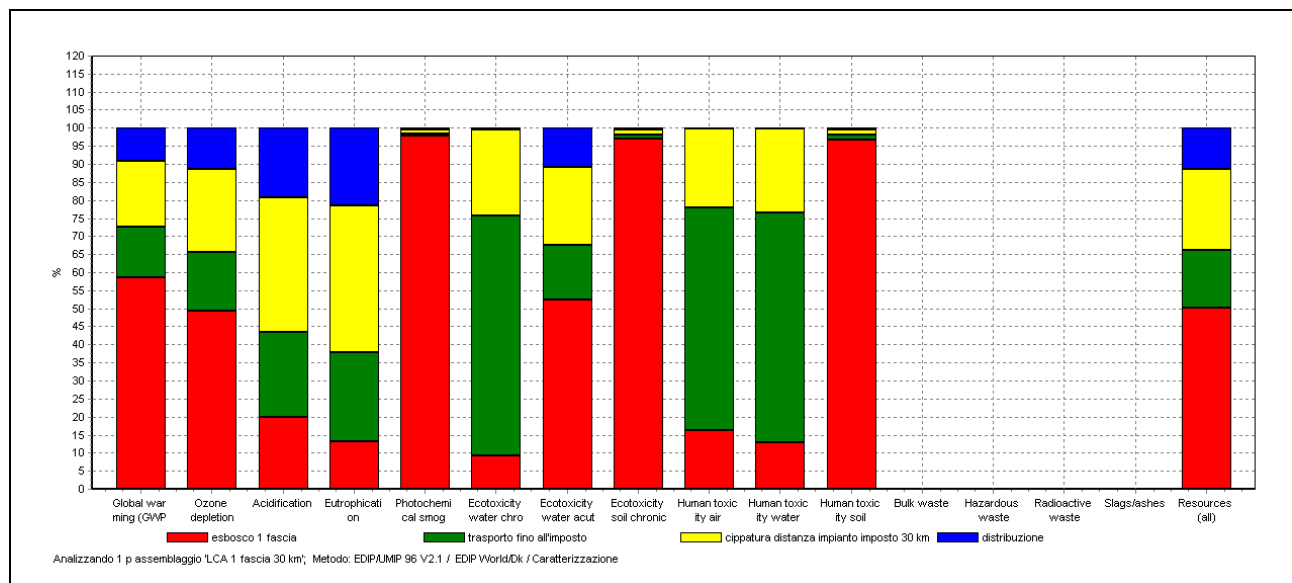


Figura 9.5.6 La caratterizzazione della fase prodotto LCA 1 fascia 30 km

SimaPro 6.0	Data: 17/06/2007	Periodo: 19.38.09
Progetto: Progetto CISA		
Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 1 fascia 30 km'		

Metodo:	EDIP/UMIP 96 V2.1 / EDIP World/Dk									
Valore:	Caratterizzazione									
Per ogni categoria d'impatto:	Sì									
Skip unused:	Mai									
Modo relativo:	Non									
Categoria d'impatto	Unità	Totale	esbosco 1 fascia			trasporto fino all'imposto			cippatura	
distanza impianto imposto 30 km			distribuzione							
Global warming (GWP 100)	g CO2	3,6E4	2,11E4	4,98E3	6,64E3	3,24E3				
Ozone depletion	g CFC11	0,0135	0,00668		0,00218	0,00309	0,00155			
Acidification	g SO2	222	44	52,3	82,8	42,8				
Eutrophication	g NO3	350	46,6	85,9	143	74,8				
Photochemical smog	g ethene		113	110	0,75	1,1	0,562			
Ecotoxicity water chronic	m3	7,71E3	722	5,11E3	1,85E3	25,4				
Ecotoxicity water acute	m3	22,1	11,6	3,37	4,79	2,39				
Ecotoxicity soil chronic	m3	75,5	73,3	0,925	0,928	0,4				
Human toxicity air	m3	2,06E9	3,35E8	1,27E9	4,53E8	1,6E6				
Human toxicity water	m3	1,06E3	137	678	245	3,37				
Human toxicity soil	m3	294	285	4,13	3,76	1,53				
Bulk waste	kg	x	x	x	x	x				
Hazardous waste	kg	x	x	x	x	x				
Radioactive waste	kg	x	x	x	x	x				
Slags/ashes	kg	x	x	x	x	x				
Resources (all)	kg	0,000337	0,000169	5,39E-57,64E-53,81E-5						

Dall'analisi dei risultati della caratterizzazione per la 1 fascia si nota che:

- In Ozone Depletion il danno aumenta con l'aumentare della distanza imposto impianto, il maggior contributo per tutte le tre distanze è dato dalla fase di esbosco (circa 50%). Per la fase di esbosco il valore rimane costante per le tre distanze, mentre per la fase di cippatura e trasporto il valore aumenta con l'aumentare della distanza. Questo dipende maggiormente dal consumo di carburante per il trasporto di cippato.
- In Global Warming il danno aumenta con l'aumentare della distanza imposto impianto, il maggior contributo per tutte le tre distanze è dato dalla fase di esbosco (circa 63%). Per la fase di esbosco il valore rimane costante per le tre distanze, mentre per la fase di cippatura e trasporto il valore aumenta con l'aumentare della distanza. L'aumento del GWP dipende maggiormente dal consumo di carburante per il trasporto di cippato.
- In Acidification il danno dipende dalla fase di cippatura e trasporto del cippato. Per questa fase il danno aumenta di 25g SO₂ ogni 10 km. L'aumento dei gSO₂ dipende maggiormente dal consumo di carburante per il trasporto di cippato.
- In Eutrophication il danno dipende maggiormente dalla fase di cippatura e trasporto. Per questa fase il danno aumenta di 45 g NO₃ ogni 10 km
- In Photochemical smog il danno è dovuto per circa il 98% alla fase di esbosco per tutte e tre le distanze.
- In Ecotoxicity water acute il danno aumenta con l'aumentare della distanza imposto impianto, il maggior contributo per le tre distanze è dato dalla fase di esbosco (circa 68%). Per la fase di esbosco il valore rimane costante per le tre distanze, mentre per la fase di

cippatura e trasporto il valore aumenta con l'aumentare della distanza. Questo dipende maggiormente dal consumo di carburante per il trasporto di cippato.

- Ecotoxicity water chronic il danno aumenta con l'aumentare della distanza imposto impianto, il maggior contributo per le tre distanze è dato dalla fase di esbosco (circa 56%). Per la fase di esbosco il valore rimane costante per le tre distanze, mentre per la fase di cippatura e trasporto il valore aumenta con l'aumentare della distanza. Questo dipende maggiormente dal consumo di carburante per il trasporto di cippato.
- In Ecotoxicity soil chronic il danno è dovuto per circa il 98.7% alla fase di esbosco per tutte e tre le distanze.
- In Human toxicity air il danno è dovuto per circa il 98% alla fase di esbosco per tutte e tre le distanze.
- In Human toxicity water il danno aumenta con l'aumentare della distanza imposto impianto, il maggior contributo per le tre distanze è dato dalla fase di esbosco (circa 84.7%). Per la fase di esbosco il valore rimane costante per le tre distanze, mentre per la fase di cippatura e trasporto il valore aumenta con l'aumentare della distanza. Questo dipende maggiormente dal consumo di carburante per il trasporto di cippato.
- In Human toxicity soil il danno è dovuto per circa il 98.7% alla fase di esbosco per tutte e tre le distanze.
- In Resources (all) il danno aumenta con l'aumentare della distanza imposto impianto, il maggior contributo per le tre distanze è dato dalla fase di esbosco (circa 53.7%). Per la fase di esbosco il valore rimane costante per le tre distanze, mentre per la fase di cippatura e trasporto il valore aumenta con l'aumentare della distanza. Questo dipende maggiormente dal consumo di carburante per il trasporto di cippato.

9.5.2 Analisi LCA 2 fascia

Figura 9.5.7 Il diagramma della caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 2 fascia 10 km

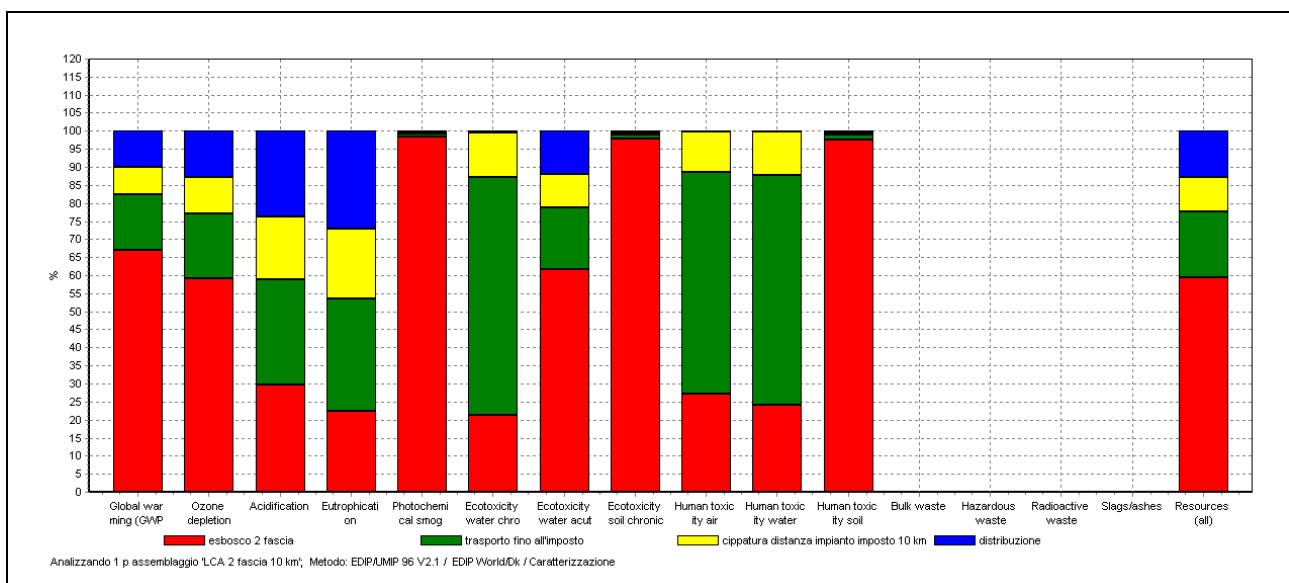


Figura 9.5.8 La caratterizzazione della fase prodotto LCA 2 fascia 10 km

SimaPro 6.0	Data:	17/06/2007	Periodo:	19.38.38			
Progetto: Progetto CISA							
Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 2 fascia 10 km'							
Metodo: EDIP/UMIP 96 V2.1 / EDIP World/Dk							
Valore: Caratterizzazione							
Per ogni categoria d'impatto: Sì							
Skip unused: Mai							
Modo relativo: Non							
Categoria d'impatto	Unità	Totale	esbosco 2 fascia		trasporto fino all'imposto		cippatura
distanza impianto imposto 10 km			distribuzione				
Global warming (GWP 100)	g CO2	3,28E4	2,2E4	4,98E3	2,56E3	3,24E3	
Ozone depletion	g CFC11	0,012	0,00707		0,00218	0,00118	0,00155
Acidification	g SO2	180	53,5	52,3	31,2	42,8	
Eutrophication	g NO3	276	62,2	85,9	53,6	74,8	
Photochemical smog	g ethene		112	111	0,75	0,417	0,562
Ecotoxicity water chronic	m3	7,74E3	1,64E3	5,11E3	965	25,4	
Ecotoxicity water acute	m3	19,8	12,2	3,37	1,83	2,39	
Ecotoxicity soil chronic	m3	75,1	73,5	0,925	0,373	0,4	
Human toxicity air	m3	2,07E9	5,63E8	1,27E9	2,38E8	1,6E6	
Human toxicity water	m3	1,07E3	258	678	128	3,37	
Human toxicity soil	m3	293	286	4,13	1,54	1,53	
Bulk waste	kg	x	x	x	x		
Hazardous waste	kg	x	x	x	x	x	
Radioactive waste	kg	x	x	x	x	x	
Slags/ashes	kg	x	x	x	x		
Resources (all)	kg	0,0003	0,000179	5,39E-52	92E-53	81E-5	

Figura 9.5.9 Il diagramma della caratterizzazione della fase prodotto LCA 2 fascia 20 km

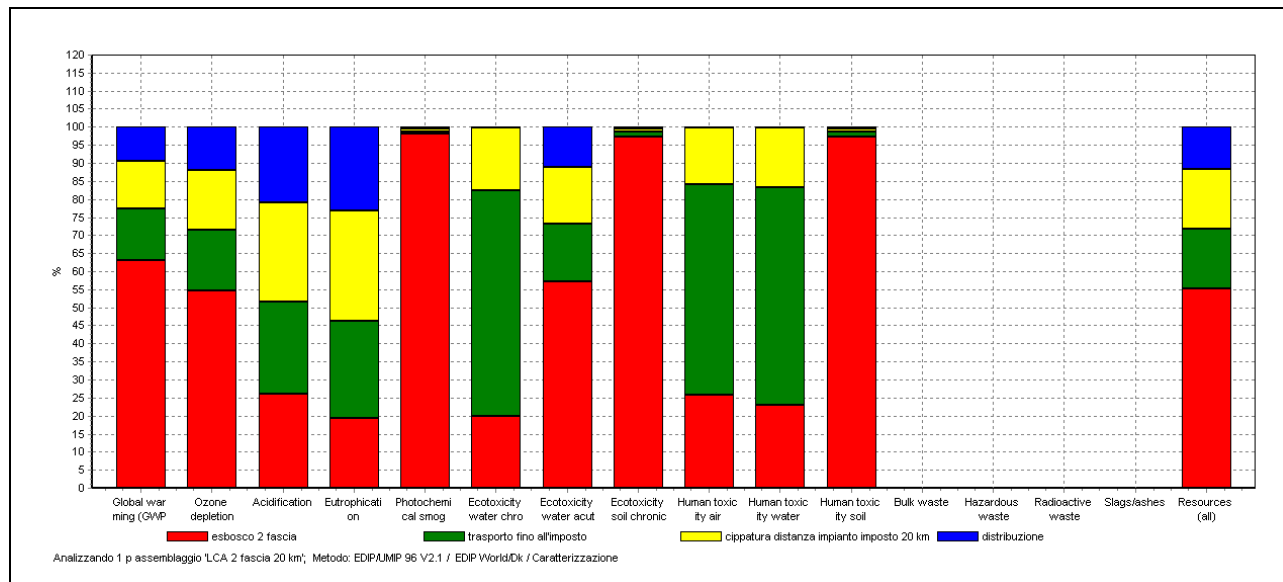


Figura 9.5.10 La caratterizzazione della fase prodotto LCA 2 fascia 20 km

SimaPro 6.0	Data:	17/06/2007	Periodo:	19.39.18
Progetto: Progetto CISA				
Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 2 fascia 20 km'				
Metodo: EDIP/UMIP 96 V2.1 / EDIP World/Dk				
Valore: Caratterizzazione				
Per ogni categoria d'impatto: Sì				
Skip unused: Mai				
Modo relativo: Non				

Categoria d'impatto	Unità	Totale	esbosco 2 fascia			trasporto fino all'imposto			cippatura
distanza impianto imposto 20 km			distribuzione						
Global warming (GWP 100)	g CO2	3,48E4	2,2E4	4,98E3	4,6E3	3,24E3			
Ozone depletion	g CFC11	0,0129	0,00707	0,00218	0,00214	0,00155			
Acidification	g SO2	206	53,5	52,3	57	42,8			
Eutrophication	g NO3	321	62,2	85,9	98,2	74,8			
Photochemical smog	g ethene	113	111	0,75	0,761	0,562			
Ecotoxicity water chronic	m3	8,19E3	1,64E3	5,11E3	1,41E3	25,4			
Ecotoxicity water acute	m3	21,3	12,2	3,37	3,31	2,39			
Ecotoxicity soil chronic	m3	75,4	73,5	0,925	0,65	0,4			
Human toxicity air	m3	2,18E9	5,63E8	1,27E9	3,45E8	1,6E6			
Human toxicity water	m3	1,13E3	258	678	186	3,37			
Human toxicity soil	m3	294	286	4,13	2,65	1,53			
Bulk waste	kg	x	x	x	x	x			
Hazardous waste	kg	x	x	x	x	x			
Radioactive waste	kg	x	x	x	x	x			
Slags/ashes	kg	x	x	x	x	x			
Resources (all)	kg	0,000323	0,000179	5,39E-55	28E-53	81E-5			

Figura 9.5.11 Il diagramma della caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 2 fascia 30 km

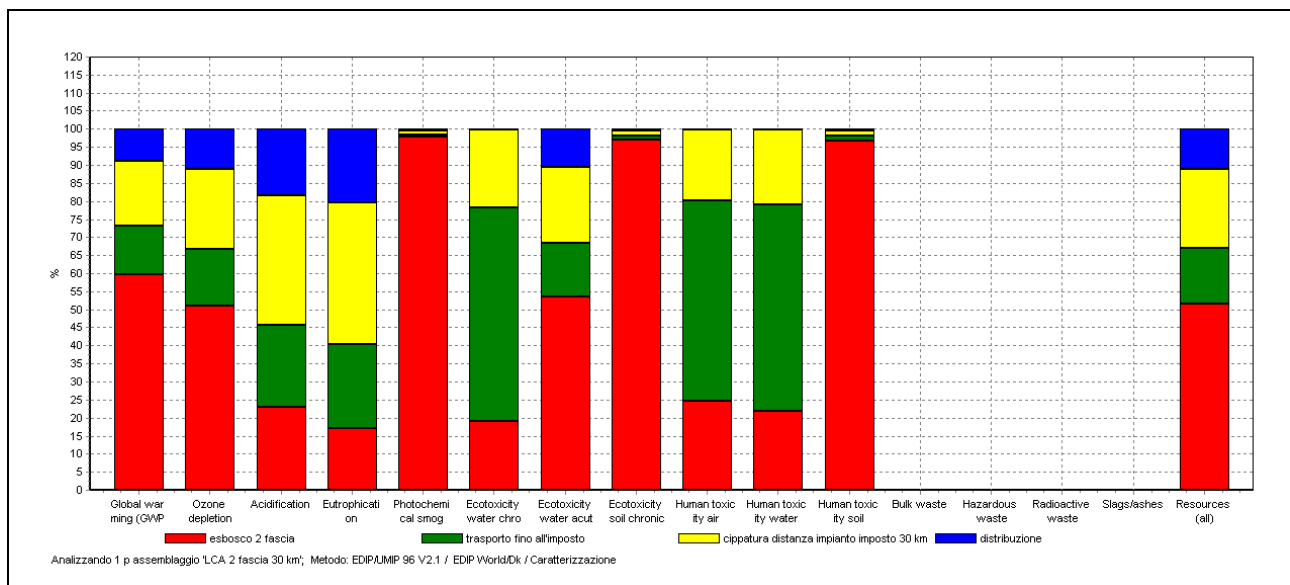


Figura 9.5.12 La caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 2 fascia 30 km

SimaPro 6.0	Data:	17/06/2007	Periodo:	19.39.49				
Progetto: Progetto CISA								
Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 2 fascia 30 km'								
Metodo:	EDIP/UMIP 96 V2.1 / EDIP World/Dk							
Valore:	Caratterizzazione							
Per ogni categoria d'impatto:	Sì							
Skip unused:	Mai							
Modo relativo:	Non							
Categoria d'impatto	Unità	Totale	esbosco 2 fascia			trasporto fino all'imposto		cippatura
distanza impianto imposto 30 km			distribuzione					
Global warming (GWP 100)	g CO2	3,68E4	2,2E4	4,98E3	6,64E3	3,24E3		
Ozone depletion	g CFC11	0,0139	0,00707		0,00218	0,00309		0,00155
Acidification	g SO2	232	53,5	52,3	82,8	42,8		
Eutrophication	g NO3	366	62,2	85,9	143	74,8		
Photochemical smog	g ethene	113	111	0,75	1,1	0,562		

Ecotoxicity water chronic	m3	8,63E3	1,64E3	5,11E3	1,85E3	25,4
Ecotoxicity water acute	m3	22,7	12,2	3,37	4,79	2,39
Ecotoxicity soil chronic	m3	75,7	73,5	0,925	0,928	0,4
Human toxicity air	m3	2,29E9	5,63E8	1,27E9	4,53E8	1,6E6
Human toxicity water	m3	1,18E3	258	678	245	3,37
Human toxicity soil	m3	295	286	4,13	3,76	1,53
Bulk waste	kg	x	x	x	x	
Hazardous waste	kg	x	x	x	x	x
Radioactive waste	kg	x	x	x	x	x
Slags/ashes	kg	x	x	x	x	
Resources (all)	kg	0,000347	0,000179		5,39E-57,64E-53,81E-5	

Dall'analisi dei risultati della caratterizzazione per la 2 fascia si nota che:

- In Ozone Depletion il danno aumenta con l'aumentare della distanza imposto impianto, il maggior contributo per tutte le tre distanze è dato dalla fase di esbosco (circa 54.6%). Per la fase di esbosco il valore rimane costante per le tre distanze, mentre per la fase di cippatura e trasporto il valore aumenta con l'aumentare della distanza. Questo dipende maggiormente dal consumo di carburante per il trasporto di cippato.
- In Global Warming il danno aumenta con l'aumentare della distanza imposto impianto, il maggior contributo per tutte le tre distanze è dato dalla fase di esbosco (circa 64%). Per la fase di esbosco il valore rimane costante per le tre distanze, mentre per la fase di cippatura e trasporto il valore aumenta con l'aumentare della distanza. L'aumento del GWP dipende maggiormente dal consumo di carburante per il trasporto di cippato.
- In Acidification il danno dipende dalla fase di cippatura e trasporto del cippato. Per questa fase il danno aumenta di 25g SO₂ ogni 10 km. L'aumento dei gSO₂ dipende maggiormente dal consumo di carburante per il trasporto di cippato.
- In Eutrophication il danno dipende maggiormente dalla fase di cippatura e trasporto. Per questa fase il danno aumenta di 45 g NO₃ ogni 10 km
- In Photochemical smog il danno è dovuto per circa il 98% alla fase di esbosco per tutte e tre le distanze.
- In Ecotoxicity water acute il danno aumenta con l'aumentare della distanza imposto impianto, il maggior contributo per le tre distanze è dato dalla fase di esbosco (circa 69.3%). Per la fase di esbosco il valore rimane costante per le tre distanze, mentre per la fase di cippatura e trasporto il valore aumenta con l'aumentare della distanza. Questo dipende maggiormente dal consumo di carburante per il trasporto di cippato.
- Ecotoxicity water chronic il danno aumenta con l'aumentare della distanza imposto impianto, il maggior contributo per le tre distanze è dato dalla fase di esbosco (circa 57.2%). Per la fase di esbosco il valore rimane costante per le tre distanze, mentre per la fase di cippatura e trasporto il valore aumenta con l'aumentare della distanza. Questo dipende maggiormente dal consumo di carburante per il trasporto di cippato.

- In Ecotoxicity soil chronic il danno è dovuto per circa il 98.7% alla fase di esbosco per tutte e tre le distanze.
- In Human toxicity air il danno è dovuto per circa il 98% alla fase di esbosco per tutte e tre le distanze.
- In Human toxicity water il danno aumenta con l'aumentare della distanza imposto impianto, il maggior contributo per le tre distanze è dato dalla fase di esbosco (circa 84.9%). Per la fase di esbosco il valore rimane costante per le tre distanze, mentre per la fase di cippatura e trasporto il valore aumenta con l'aumentare della distanza. Questo dipende maggiormente dal consumo di carburante per il trasporto di cippato.
- In Human toxicity soil il danno è dovuto per circa il 98.7% alla fase di esbosco per tutte e tre le distanze.
- In Resources (all) il danno aumenta con l'aumentare della distanza imposto impianto, il maggior contributo per le tre distanze è dato dalla fase di esbosco (circa 55.1%). Per la fase di esbosco il valore rimane costante per le tre distanze, mentre per la fase di cippatura e trasporto il valore aumenta con l'aumentare della distanza. Questo dipende maggiormente dal consumo di carburante per il trasporto di cippato.

9.5.3 Analisi LCA 3 fascia

Figura 9.5.13 Il diagramma della caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 3 fascia 10 km

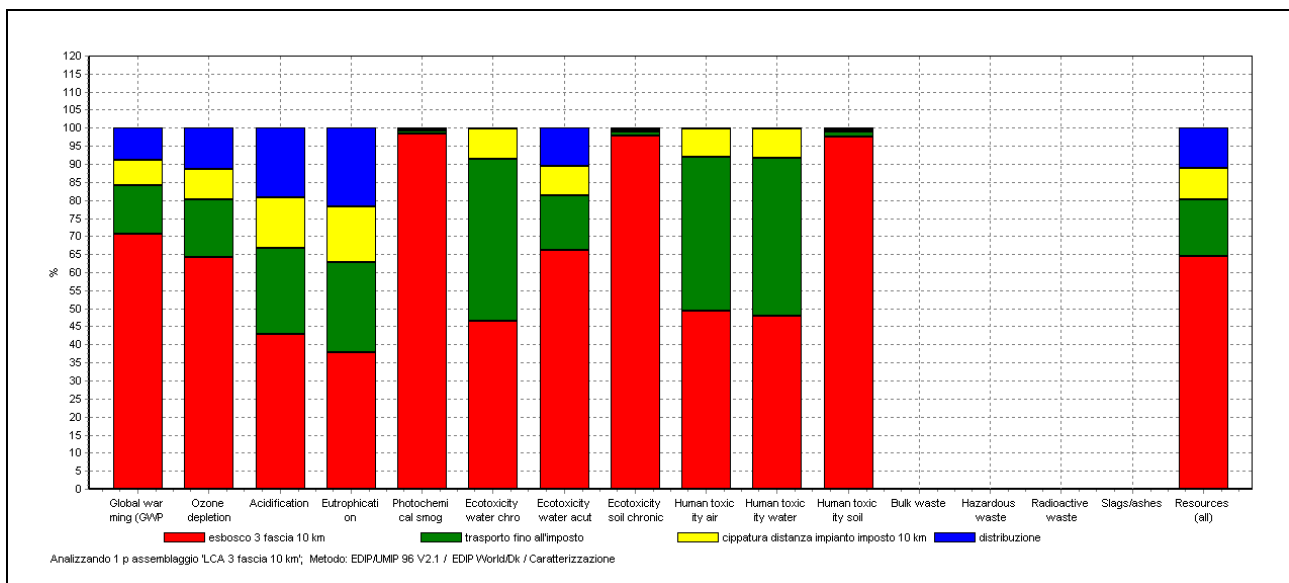


Figura 9.5.14 La caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 3 fascia 10 km

SimaPro 6.0 Data: 17/06/2007 Periodo: 19.40.23
 Progetto: Progetto CISA
 Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 3 fascia 10 km'
 Metodo: EDIP/UMIP 96 V2.1 / EDIP World/Dk
 Valore: Caratterizzazione
 Per ogni categoria d'impatto: Sì
 Skip unused: Mai
 Modo relativo: Non

Categoria d'impatto	Unità	Totale	esbosco 3 fascia 10 km	trasporto fino all'imposto	cippatura
distanza impianto imposto 10 km			distribuzione		
Global warming (GWP 100)	g CO2	3,67E4	2,59E4	4,98E3	2,56E3 3,24E3
Ozone depletion	g CFC11	0,0137	0,00879	0,00218	0,00118 0,00155
Acidification	g SO2	222	95,3	52,3	31,2 42,8
Eutrophication	g NO3	345	131	85,9	53,6 74,8
Photochemical smog	g ethene		113	111	0,75 0,417 0,562
Ecotoxicity water chronic	m3		1,14E4	5,3E3	5,11E3 965 25,4
Ecotoxicity water acute	m3	22,4	14,8	3,37	1,83 2,39
Ecotoxicity soil chronic	m3	75,8	74,2	0,925	0,373 0,4
Human toxicity air	m3	2,99E9	1,47E9	1,27E9	2,38E8 1,6E6
Human toxicity water	m3	1,55E3	744	678	128 3,37
Human toxicity soil	m3	296	289	4,13	1,54 1,53
Bulk waste	kg	x	x	x	x
Hazardous waste	kg	x	x	x	x
Radioactive waste	kg	x	x	x	x
Slags/ashes	kg	x	x	x	x
Resources (all)	kg	0,000342	0,000221	5,39E-52,92E-53,81E-5	

Figura 9.5.15 Il diagramma della caratterizzazione della fase prodotto LCA 3 fascia 20 km

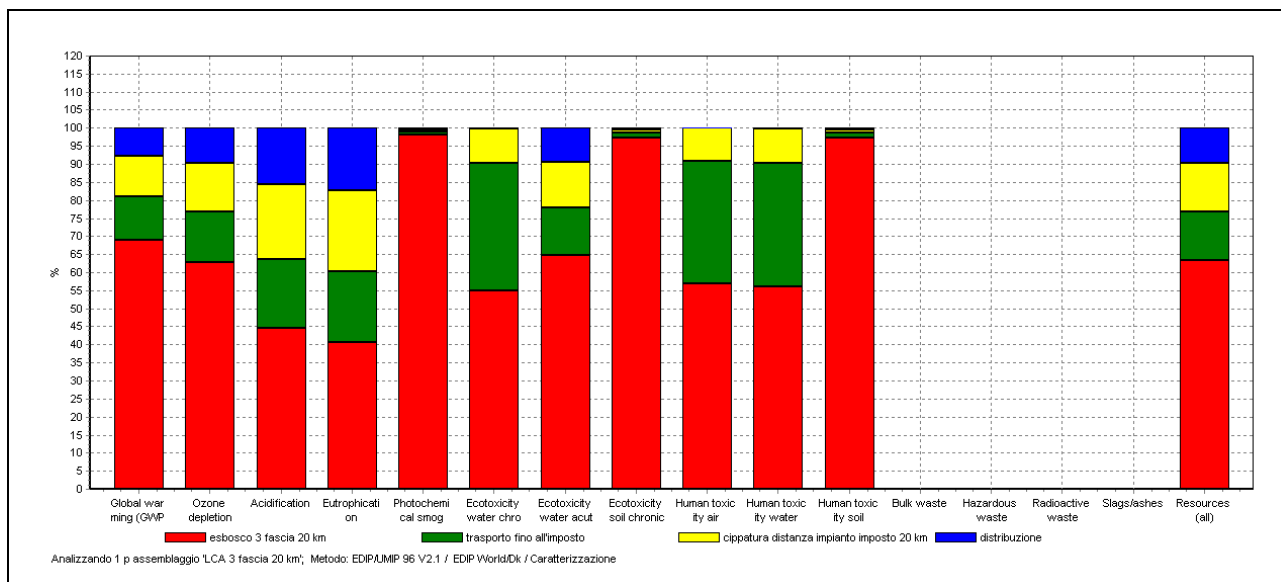


Figura 9.5.16 La caratterizzazione della fase prodotto LCA 3 fascia 20 km

SimaPro 6.0	Data:	17/06/2007	Periodo:	19.40.59	
Progetto: Progetto CISA					
Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 3 fascia 20 km'					
Metodo: EDIP/UMIP 96 V2.1 / EDIP World/Dk					
Valore: Caratterizzazione					
Per ogni categoria d'impatto: Sì					
Skip unused: Mai					
Modo relativo: Non					
Categoria d'impatto	Unità	Totale	esbosco 3 fascia 20 km trasporto fino all'imposto		cippatura
distanza impianto imposto 20 km			distribuzione		
Global warming (GWP 100)	g CO2	4,13E4	2,85E4	4,98E3	4,6E3 3,24E3
Ozone depletion	g CFC11	0,0158	0,00995	0,00218	0,00214 0,00155
Acidification	g SO2	275	123	52,3	57 42,8
Eutrophication	g NO3	436	177	85,9	98,2 74,8
Photochemical smog	g ethene		114	112	0,75 0,761 0,562
Ecotoxicity water chronic	m3		1.46E4	8.02E3	5.11E3 1.41E3 25.4

Ecotoxicity water acute m3	25,7	16,6	3,37	3,31	2,39
Ecotoxicity soil chronic m3	76,6	74,6	0,925	0,65	0,4
Human toxicity air m3	3,77E9	2,15E9	1,27E9	3,45E8	1,6E6
Human toxicity water m3	1,97E3	1,1E3	678	186	3,37
Human toxicity soil m3	299	291	4,13	2,65	1,53
Bulk waste kg	x	x	x	x	x
Hazardous waste kg	x	x	x	x	x
Radioactive waste kg	x	x	x	x	x
Slags/ashes kg	x	x	x	x	x
Resources (all) kg	0,000394	0,00025	5,39E-55	28E-53	81E-5

Figura 9.5.17 Il diagramma della caratterizzazione della fase prodotto LCA 3 fascia 30 km

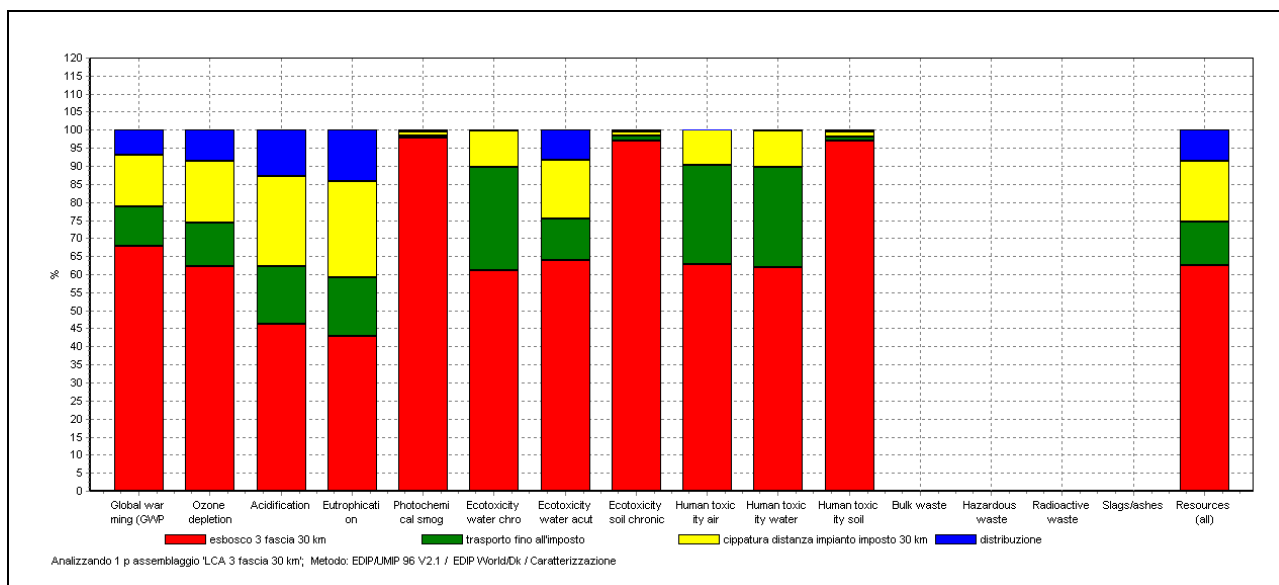


Figura 9.5.18 La caratterizzazione della fase prodotto LCA 3 fascia 30 km

SimaPro 6.0	Data:	17/06/2007	Periodo:	19.41.38	
Progetto: Progetto CISA					
Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 3 fascia 30 km'					
Metodo:	EDIP/UMIP 96 V2.1 / EDIP World/Dk				
Valore:	Caratterizzazione				
Per ogni categoria d'impatto:	Sì				
Skip unused:	Mai				
Modo relativo:	Non				
Categoria d'impatto	Unità	Totale	esbosco 3 fascia 30 km	trasporto fino all'imposto	cippatura
distanza impianto imposto 30 km			distribuzione		
Global warming (GWP 100)	g CO2	4,63E4	3,15E4	4,98E3	6,64E3 3,24E3
Ozone depletion	g CFC11		0,0181	0,0112	0,00218 0,00309 0,00155
Acidification	g SO2 332	154	52,3	82,8	42,8
Eutrophication	g NO3 531	228	85,9	143	74,8
Photochemical smog	g ethene		114	112	0,75 1,1 0,562
Ecotoxicity water chronic	m3		1,8E4	1,1E4	5,11E3 1,85E3 25,4
Ecotoxicity water acute	m3	29,2	18,6	3,37	4,79 2,39
Ecotoxicity soil chronic	m3	77,4	75,2	0,925	0,928 0,4
Human toxicity air	m3	4,63E9	2,9E9	1,27E9	4,53E8 1,6E6
Human toxicity water	m3	2,43E3	1,5E3	678	245 3,37
Human toxicity soil	m3	303	293	4,13	3,76 1,53
Bulk waste	kg	x	x	x	x
Hazardous waste	kg	x	x	x	x
Radioactive waste	kg	x	x	x	x

Slags/ashes	kg	x	x	x	x	x
Resources (all)	kg	0,00045		0,000281		5,39E-57,64E-53,81E-5

Dall'analisi dei risultati della caratterizzazione per la 2 fascia si nota che:

- In Ozone Depletion il danno aumenta con l'aumentare della distanza imposto impianto, il maggior contributo per le tre distanze è dato dalla fase di esbosco (circa 62%). Per la fase di esbosco e di cippatura-trasporto cippato il valore aumenta con l'aumentare della distanza. L'aumento maggiore si ha per la terza fase. Questo dipende maggiormente dal consumo di carburante per il trasporto di cippato.
- In Global Warming il danno aumenta con l'aumentare della distanza imposto impianto, il maggior contributo per tutte le tre distanze è dato dalla fase di esbosco (circa 69%). Per la fase di esbosco e di cippatura-trasporto cippato il valore aumenta con l'aumentare della distanza. L'aumento maggiore si ha per la terza fase.. L'aumento del GWP dipende maggiormente dal consumo di carburante per il trasporto di cippato.
- In Acidification il danno dipende dalla fase di esbosco (44.7%). Per la fase di esbosco e di cippatura-trasporto cippato il valore aumenta con l'aumentare della distanza. L'aumento dei gSO₂ dipende maggiormente dal consumo di carburante Heat diesel B250 utilizzato per la gru a cavo e il trasporto di cippato.
- In Eutrophication il danno aumenta con l'aumentare della distanza imposto impianto, il maggior contributo per le tre distanze è dato dalla fase di esbosco (39%). Per la fase di esbosco e di cippatura-trasporto cippato il valore aumenta con l'aumentare della distanza, mentre per le altre fasi rimane costante. L'aumento dei gNO₃ dipende maggiormente dal consumo di carburante Heat diesel B250 utilizzato per la gru a cavo e il trasporto di cippato.
- In Photochemical smog il danno è dovuto per circa il 98% alla fase di esbosco per tutte e tre le distanze.
- In Ecotoxicity water acute il danno aumenta con l'aumentare della distanza imposto impianto, il maggior contributo per le tre distanze è dato dalla fase di esbosco (circa 73%). Per la fase di esbosco e di cippatura-trasporto cippato il valore aumenta con l'aumentare della distanza. L'aumento dipende maggiormente dal consumo di carburante Heat diesel B250 utilizzato per la gru a cavo e il trasporto di cippato.
- Ecotoxicity water chronic il danno aumenta con l'aumentare della distanza imposto impianto, il maggior contributo per le tre distanze è dato dalla fase di esbosco (circa 57.2%). Per la fase di esbosco il valore rimane costante per le tre distanze, mentre per la fase di cippatura e trasporto il valore aumenta con l'aumentare della distanza. L'aumento dipende maggiormente dal consumo di carburante Heat diesel B250 utilizzato per la gru a cavo e il trasporto di cippato.
- In Ecotoxicity soil chronic il danno è dovuto per circa il 98.7% alla fase di esbosco per tutte e tre le distanze.

- In Human toxicity air il danno è dovuto per circa il 98% alla fase di esbosco per tutte e tre le distanze.
- In Human toxicity water il danno aumenta con l'aumentare della distanza imposto impianto, il maggior contributo per le tre distanze è dato dalla fase di esbosco (circa 85.9%). Per la fase di esbosco il valore rimane costante per le tre distanze, mentre per la fase di cippatura e trasporto il valore aumenta con l'aumentare della distanza. L'aumento dipende maggiormente dal consumo di carburante Heat diesel B250 utilizzato per la gru a cavo e il trasporto di cippato.
- In Human toxicity soil il danno è dovuto per circa il 98.7% alla fase di esbosco per tutte e tre le distanze.
- In Resources (all) il danno aumenta con l'aumentare della distanza imposto impianto, il maggior contributo per le tre distanze è dato dalla fase di esbosco (circa 63.3%). Per la fase di esbosco il valore rimane costante per le tre distanze, mentre per la fase di cippatura e trasporto il valore aumenta con l'aumentare della distanza. L'aumento dipende maggiormente dal consumo di carburante Heat diesel B250 utilizzato per la gru a cavo e il trasporto di cippato.

9.5.4 Riassunto e confronto risultati delle 3 fasce

Nella tabella seguente, utilizzando i dati raccolti e commentati nei paragrafi precedenti, ho confrontato i dati relativi alla categoria Global Warming per le tre fasce e per le tre distanze impianto imposto (10, 20 e 30 km).

Figura 9.5.19 Tabella riassuntiva per il GWP

	fasi		GWP 100 (unità kg eq CO ₂)
1 FASCIA	esbosco 1 fascia		21
	trasporto fino all'imposto		4,52
	Cippatura e trasporto imposto impianto	10 km	2,47
		20 km	4,47
		30 km	6,47
	distribuzione		3,24
2 FASCIA	esbosco 2 fascia		21,8
	trasporto fino all'imposto		2,49
	Cippatura e trasporto imposto impianto	10 km	2,47
		20 km	4,47
		30 km	6,47
	distribuzione		3,24
3 FASCIA	esbosco 3 fascia	10 km	23,9
		20 km	27,8
		30 km	30,15
	trasporto fino all'imposto		2,49
	Cippatura e trasporto imposto impianto	10 km	2,47
		20 km	4,47
		30 km	6,47
	distribuzione		3,24

Dalla tabella (Figura 9.5.19) si nota che:

- Per la fase di esbosco il GWP aumenta all'aumentare della fascia e quindi della distanza, inoltre per la terza fascia il valore di GWP aumenta con l'aumentare della distanza imposto impianto perché si considera anche lo spostamento della gru a cavo, il cui punto di stoccaggio è l'impianto;
- Per la fase di trasporto imposto impianto il valore di GWP aumenta con l'aumentare della distanza
- Per le altre fasi il valore rimane costante nelle tre fasce, perché le distanze non variano nelle tre fasce;
- La fase che dà il più alto contributo di GWP è quella di esbosco, perché questa fase comprende diversi processi, tra cui anche una parte di trasporto. Il trasporto in questo studio ha un peso minore perché le distanze considerate sono piccole, ma si può notare che all'aumentare della distanza aumentano tutti i valori di GWP ad essa collegati.

9.6 Analisi dei risultati con il metodo Cumulative Energy Demand

Questo metodo fornisce indicazione sull'energia utilizzata nell'intero LCA.

Considera le seguenti energie:

- Non-renewable, fossil;
- Non-renewable, nuclear;
- Renewable, biomass;
- Renewable, wind, solar, geothermal;
- Renewable, water

9.6.1 Analisi LCA 1 fascia

Figura 9.6.1 Il diagramma della caratterizzazione della fase prodotto LCA 1 fascia 10 km

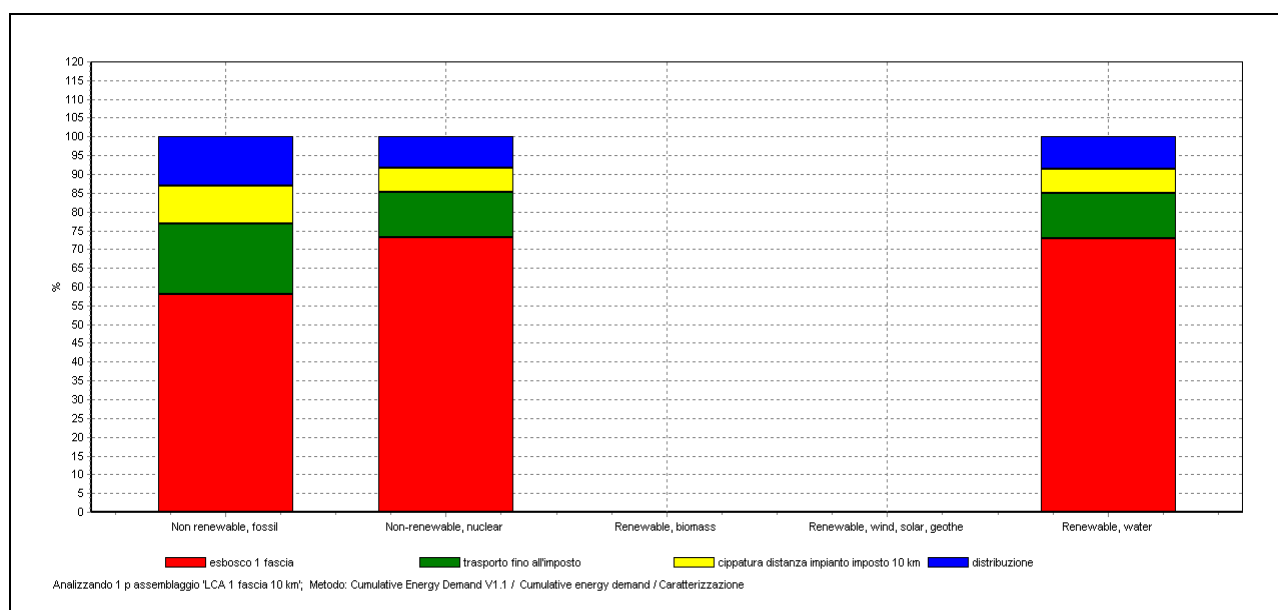


Figura 9.6.2 La caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 1 fascia 10 km

SimaPro 6.0	Data: 17/06/2007	Periodo: 19.03.24					
Progetto: Progetto CISA							
Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 1 fascia 10 km'							
Metodo:	Cumulative Energy Demand V1.1 / Cumulative energy demand						
Valore:	Caratterizzazione						
Per ogni categoria d'impatto:	Sì						
Skip unused:	Mai						
Modo relativo:	Non						
Categoria d'impatto	Unità	Totale	esbosco 1 fascia		trasporto fino all'imposto		cippatura
distanza impianto imposto 10 km			distribuzione				
Non renewable, fossil	MJ-Eq	312	181	58,1	31,5	41,1	
Non-renewable, nuclear	MJ-Eq	3,57	2,62	0,424	0,23	0,301	
Renewable, biomass	MJ-Eq	x	x	x	x	x	
Renewable, wind, solar, geothe	MJ-Eq	x	x	x	x	x	
Renewable, water	MJ-Eq	0,503	0,367	0,0606	0,0329	0,043	

Figura 9.6.3 Il diagramma della caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 1 fascia 20 km

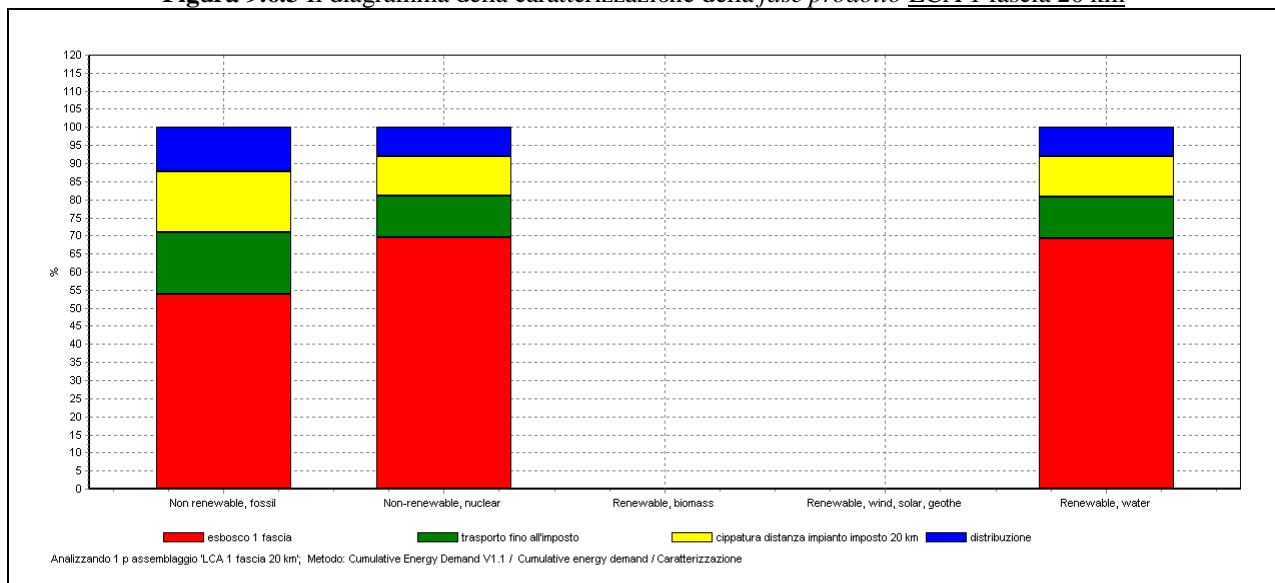


Figura 9.6.4 La caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 1 fascia 20 km

SimaPro 6.0	Data: 17/06/2007	Periodo: 19.27.52				
Progetto: Progetto CISA						
Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 1 fascia 20 km'						
Metodo:	Cumulative Energy Demand V1.1 / Cumulative energy demand					
Valore:	Caratterizzazione					
Per ogni categoria d'impatto:	Sì					
Skip unused:	Mai					
Modo relativo:	Non					
Categoria d'impatto	Unità	Totale	esbosco 1 fascia	trasporto fino all'imposto		
cippatura distanza impianto imposto 20 km				distribuzione		
Non renewable, fossil	MJ-Eq	338	181	58,1	57	41,1
Non-renewable, nuclear	MJ-Eq	3,76	2,62	0,424	0,416	0,301
Renewable, biomass	MJ-Eq	x	x	x	x	x
Renewable, wind, solar, geothe	MJ-Eq	x	x	x	x	x
Renewable, water	MJ-Eq	0.53	0.367	0.0606	0.0595	0.043

Figura 9.6.5 Il diagramma della caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 1 fascia 30 km

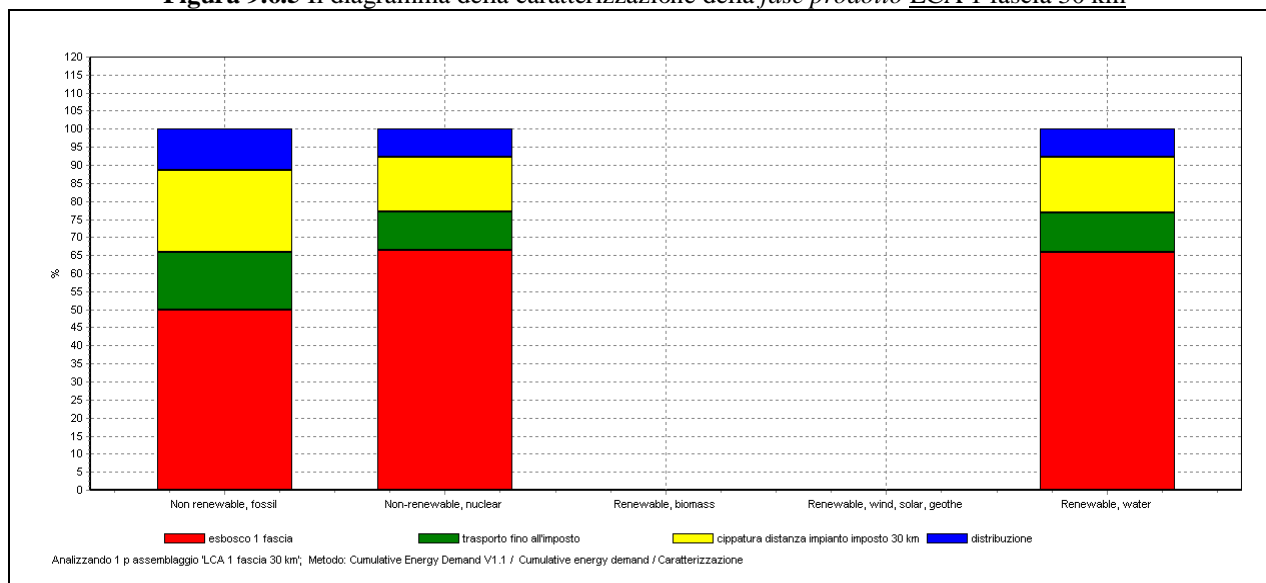


Figura 9.6.6 La caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 1 fascia 30 km

SimaPro 6.0	Data:	17/06/2007	Periodo:	19.28.33			
Progetto: Progetto CISA							
Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 1 fascia 30 km'							
Metodo:	Cumulative Energy Demand V1.1 / Cumulative energy demand						
Valore:	Caratterizzazione						
Per ogni categoria d'impatto:	Sì						
Skip unused:	Mai						
Modo relativo:	Non						
Categoria d'impatto	Unità	Totale	esbosco 1 fascia		trasporto fino all'imposto		cippatura
distanza impianto imposto 30 km			distribuzione				
Non renewable, fossil	MJ-Eq	363	181	58,1	82,4	41,1	
Non-renewable, nuclear	MJ-Eq	3,94	2,62	0,424	0,602	0,301	
Renewable, biomass	MJ-Eq	x	x	x	x	x	
Renewable, wind, solar, geothe	MJ-Eq	x	x	x	x	x	
Renewable, water	MJ-Eq	0,556	0,367	0,0606	0,086	0,043	

Dall'analisi dei risultati della caratterizzazione per la 1 fascia si nota che:

- Il consumo di Non-renewable, fossil vale:

- 312 MJ -Eq per la 1 fascia 10 km
- 338 MJ- Eq per la 1 fascia 20 km
- 363 MJ-Eq per la 1 fascia 30 km

Il maggior contributo è quello della fase di esbosco(53% circa). Il valore dei trasporti incide meno perché le distanze sono contenute, ma aumenta con l'aumentare dei km ed è il valore che determina l'aumento dei consumi.

- Il consumo di Non-renewable, nuclear vale:

- 3,57 MJ -Eq per la 1 fascia 10 km
- 3,76 MJ- Eq per la 1 fascia 20 km
- 3,94 MJ-Eq per la 1 fascia 30 km

Il maggior contributo è quello della fase di esbosco(69 %circa). Il valore dei trasporti incide meno perché le distanze sono contenute, ma aumenta con l'aumentare dei km ed è il valore che determina l'aumento dei consumi.

- Il consumo di Renewable, water vale:
 - 0,503 MJ -Eq per la 1 fascia 10 km
 - 0,53 MJ- Eq per la 1 fascia 20 km
 - 0,556 MJ-Eq per la 1 fascia 30 km

Il maggior contributo è quello della fase di esbosco(66%circa). Il valore dei trasporti incide meno perché le distanze sono contenute, ma aumenta con l'aumentare dei km ed è il valore che determina l'aumento dei consumi.

9.6.2 Analisi LCA 2 fascia

Figura 9.6.7 Il diagramma della caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 2 fascia 10 km

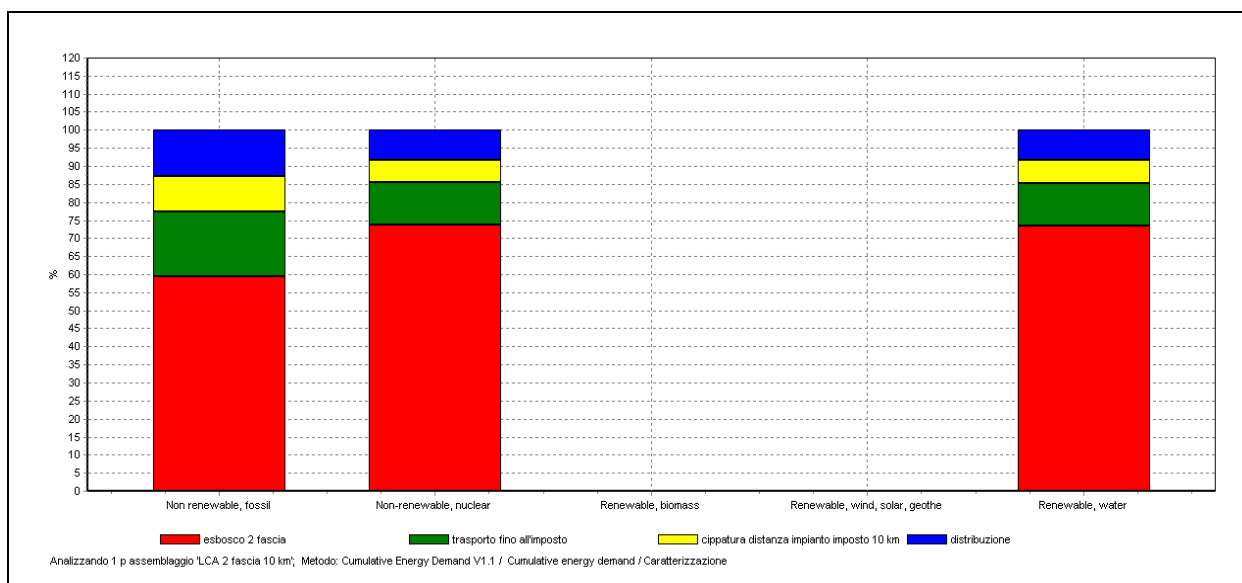


Figura 9.6.8 La caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 2 fascia 10 km

SimaPro 6.0 Data: 17/06/2007 Periodo: 19.29.06
 Progetto: Progetto CISA
 Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 2 fascia 10 km'
 Metodo: Cumulative Energy Demand V1.1 / Cumulative energy demand
 Valore: Caratterizzazione
 Per ogni categoria d'impatto: Sì
 Skip unused: Mai
 Modo relativo: Non

Categoria d'impatto	Unità	Totale esbosco 2 fascia	trasporto fino all'imposto	cippatura distanza impianto imposto 10 km	distribuzione
Non renewable, fossil	MJ-Eq	323	192	58,1	31,5
Non-renewable, nuclear	MJ-Eq	3,65	2,69	0,424	0,23
Renewable, biomass	MJ-Eq	x	x	x	x
Renewable, wind, solar, geoth	MJ-Eq	x	x	x	x
Renewable, water	MJ-Eq	0,514	0,378	0,0606	0,0329

Figura 9.6.9 Il diagramma della caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 2 fascia 20 km

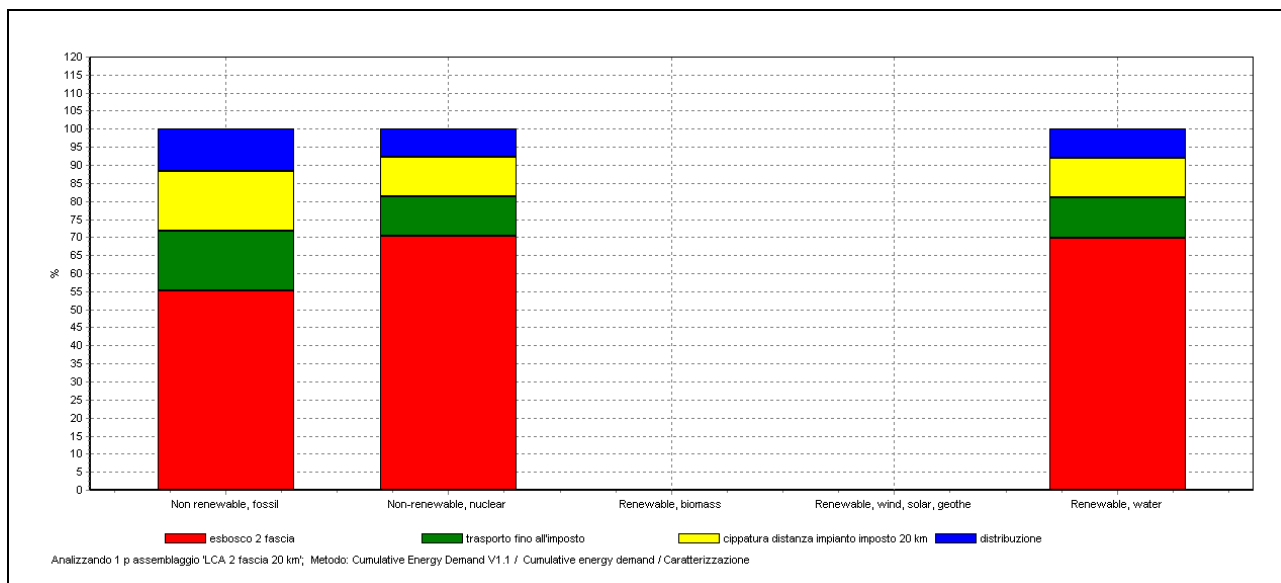


Figura 9.6.10 La caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 2 fascia 20 km

SimaPro 6.0 Data: 17/06/2007 Periodo: 19.29.45

Progetto: Progetto CISA

Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 2 fascia 20 km'

Metodo: Cumulative Energy Demand V1.1 / Cumulative energy demand

Valore: Caratterizzazione

Per ogni categoria d'impatto: Sì

Skip unused: Mai

Modo relativo: Non

Categoria d'impatto	Unità	Totale esbosco 2 fascia	trasporto fino all'imposto	cippatura distanza impianto imposto 20 km	distribuzione
Non renewable, fossil	MJ-Eq	348	192	58,1	57
Non-renewable, nuclear	MJ-Eq	3,83	2,69	0,424	0,416
Renewable, biomass	MJ-Eq	x	x	x	x
Renewable, wind, solar, geothermal	MJ-Eq	x	x	x	x
Renewable, water	MJ-Eq	0,541	0,378	0,0606	0,0595

Figura 9.6.11 Il diagramma della caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 2 fascia 30 km

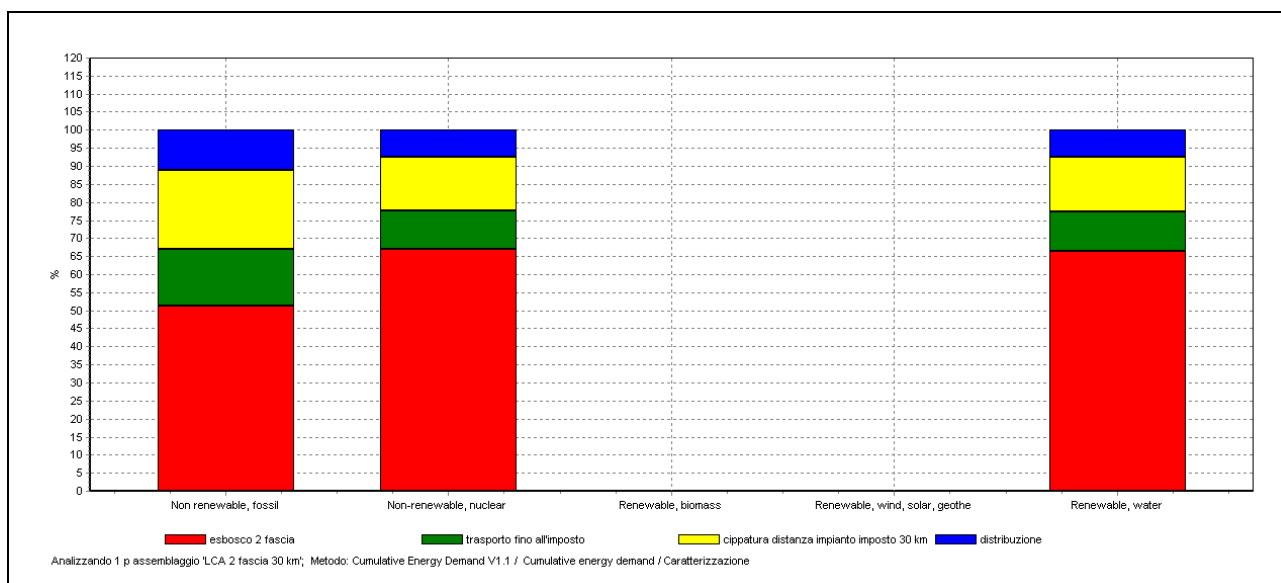


Figura 9.6.12 La caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 2 fascia 30 km

SimaPro 6.0	Data:	17/06/2007	Periodo:	19.31.17			
Progetto: Progetto CISA							
Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 2 fascia 30 km'							
Metodo:	Cumulative Energy Demand V1.1 / Cumulative energy demand						
Valore:	Caratterizzazione						
Per ogni categoria d'impatto:	Sì						
Skip unused:	Mai						
Modo relativo:	Non						
Categoria d'impatto	Unità	Totale	esbosco 2 fascia		trasporto fino all'imposto		cippatura
distanza impianto imposto 30 km			distribuzione				
Non renewable, fossil	MJ-Eq	373	192	58,1	82,4	41,1	
Non-renewable, nuclear	MJ-Eq	4,02	2,69	0,424	0,602	0,301	
Renewable, biomass	MJ-Eq	x	x	x	x	x	
Renewable, wind, solar, geothe	MJ-Eq	x	x	x	x	x	x
Renewable, water	MJ-Eq	0,567	0,378	0,0606	0,086	0,043	

Dall'analisi dei risultati della caratterizzazione per la 2 fascia si nota che:

- Il consumo di Non-renewable, fossil vale:

- 312 MJ -Eq per la 2 fascia 10 km
- 338 MJ- Eq per la 2 fascia 20 km
- 363 MJ-Eq per la 2 fascia 30 km

Il maggior contributo è quello della fase di esbosco(55 % circa). Il valore dei trasporti incide meno perché le distanze sono contenute, ma aumenta con l'aumentare dei km ed è il valore che determina l'aumento dei consumi.

- Il consumo di Non-renewable, nuclear vale:

- 3,57 MJ -Eq per la 2 fascia 10 km
- 3,76 MJ- Eq per la 2 fascia 20 km
- 3,94 MJ-Eq per la 2 fascia 30 km

Il maggior contributo è quello della fase di esbosco(70% circa). Il valore dei trasporti incide meno perché le distanze sono contenute, ma aumenta con l'aumentare dei km ed è il valore che determina l'aumento dei consumi.

- Il consumo di Renewable, water vale:

- 0,503 MJ -Eq per la 2 fascia 10 km
- 0,53 MJ- Eq per la 2 fascia 20 km
- 0,556 MJ-Eq per la 2 fascia 30 km

Il maggior contributo è quello della fase di esbosco(69% circa). Il valore dei trasporti incide meno perché le distanze sono contenute, ma aumenta con l'aumentare dei km ed è il valore che determina l'aumento dei consumi.

9.6.3 Analisi LCA 3 fascia

Figura 9.6.13 Il diagramma della caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 3 fascia 10 km

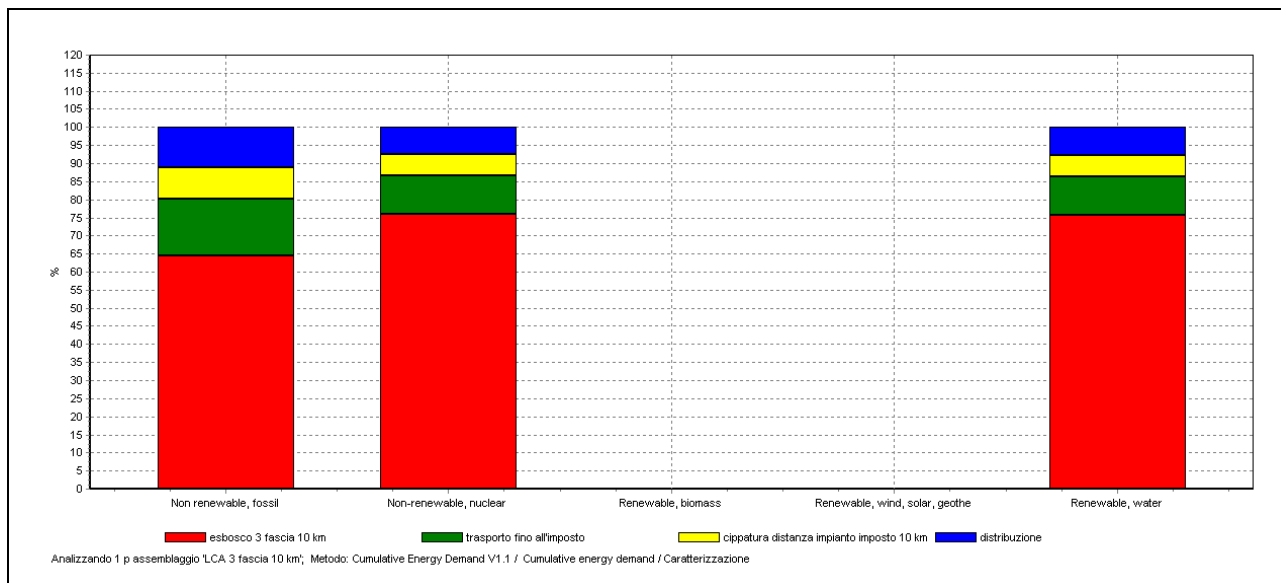


Figura 9.6.14 La caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 3 fascia 10 km

SimaPro 6.0	Data: 17/06/2007	Periodo: 19.31.51
Progetto: Progetto CISA		
Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 3 fascia 10 km'		
Metodo: Cumulative Energy Demand V1.1 / Cumulative energy demand		
Valore: Caratterizzazione		
Per ogni categoria d'impatto: Sì		
Skip unused: Mai		
Modo relativo: Non		
Categoria d'impatto	Unità	Totale
Non renewable, fossil	MJ-Eq	368
Non-renewable, nuclear	MJ-Eq	3,98
Renewable, biomass	MJ-Eq	x
Renewable, wind, solar, geothermal	MJ-Eq	x
Renewable, water	MJ-Eq	0,562
		0,425
		0,0606
		0,0329
		0,043

Figura 9.6.15 Il diagramma della caratterizzazione della *fase prodotto* LCA 3 fascia 20 km

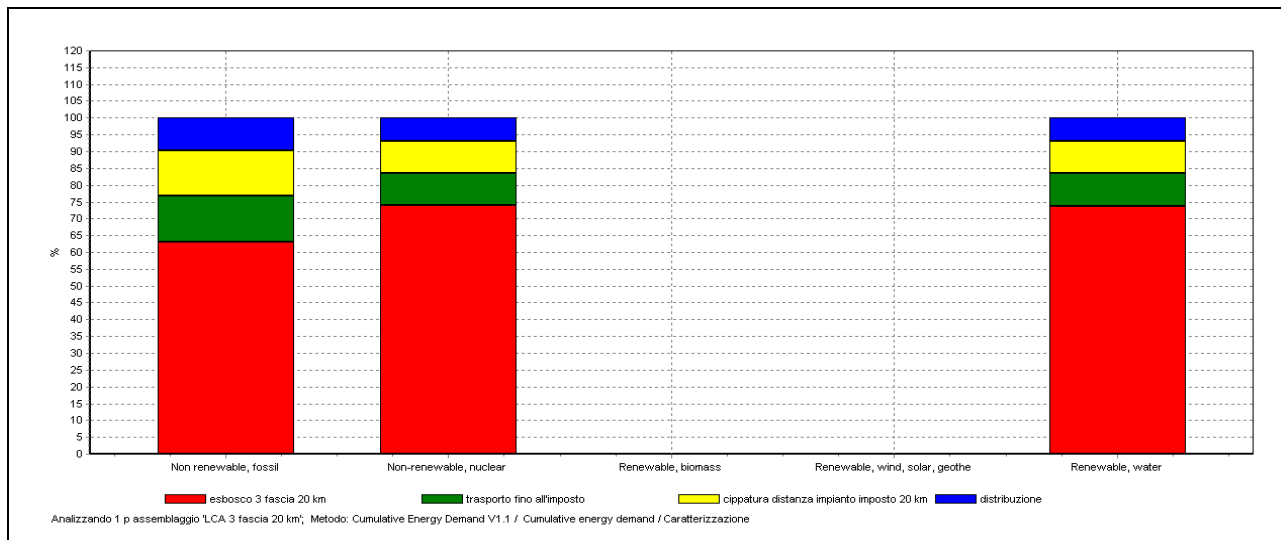


Figura 9.6.16 La caratterizzazione della fase prodotto LCA 3 fascia 20 km

SimaPro 6.0	Data:	17/06/2007	Periodo:	19.32.58
Progetto: Progetto CISA				
Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 3 fascia 20 km'				
Metodo:	Cumulative Energy Demand V1.1 / Cumulative energy demand			
Valore:	Caratterizzazione			
Per ogni categoria d'impatto: Sì				
Skip unused: Mai				
Modo relativo: Non				
Categoria d'impatto	Unità	Totale esbosco 3 fascia 20 km trasporto fino all'imposto		
		cippatura	distanza	impianto imposto 20 km distribuzione
Non renewable, fossil	MJ-Eq	425	268	58,1 57 41,1
Non-renewable, nuclear	MJ-Eq	4,39	3,25	0,424 0,416 0,301
Renewable, biomass	MJ-Eq	x	x	x x x
Renewable, wind, solar, geothe	MJ-Eq	x	x	x x x
Renewable, water	MJ-Eq	0.621	0.458	0.0606 0.0595 0.043

Figura 9.6.17 Il diagramma della caratterizzazione della fase prodotto LCA 3 fascia 30 km

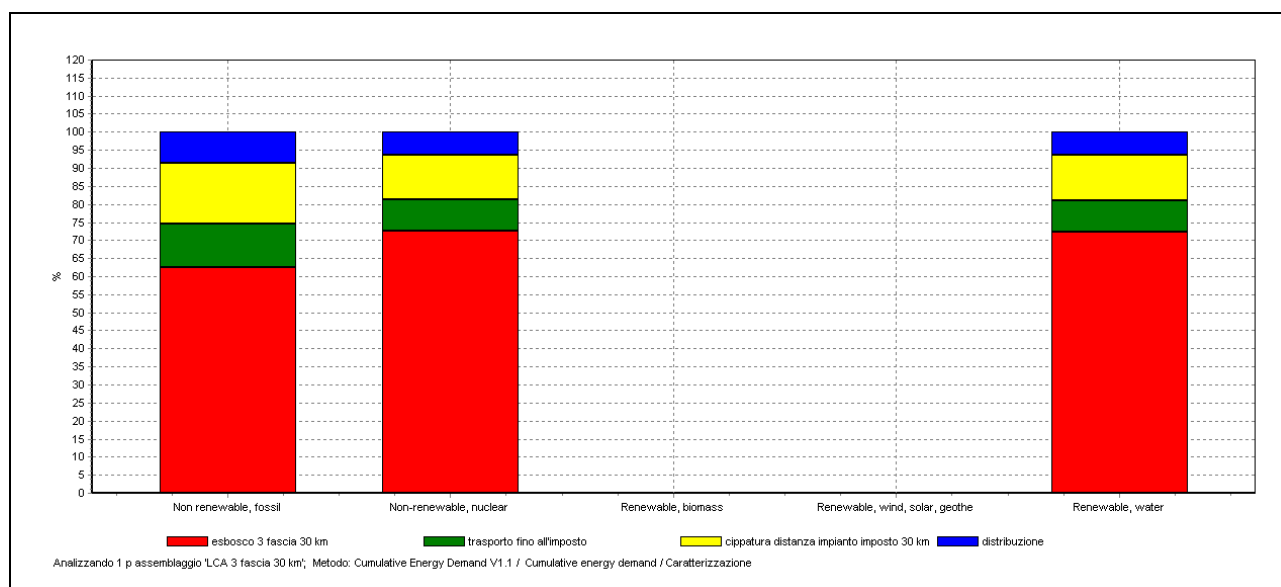


Figura 9.6.18 La caratterizzazione della fase prodotto LCA 3 fascia 30 km

SimaPro 6.0	Data:	17/06/2007	Periodo:	19.33.35		
Progetto: Progetto CISA						
Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA 3 fascia 30 km'						
Metodo:	Cumulative Energy Demand V1.1 / Cumulative energy demand					
Valore:	Caratterizzazione					
Per ogni categoria d'impatto:	Sì					
Skip unused:	Mai					
Modo relativo:	Non					
Categoria d'impatto	Unità	Totale	esbosco 3 fascia 30 km trasporto fino all'imposto cippatura			
distanza impianto imposto 30 km			distribuzione			
Non renewable, fossil	MJ-Eq	484	303	58,1	82,4	41,1
Non-renewable, nuclear	MJ-Eq	4,83	3,5	0,424	0,602	0,301
Renewable, biomass	MJ-Eq	x	x	x	x	x
Renewable, wind, solar, geothe	MJ-Eq	x	x	x	x	x
Renewable, water	MJ-Eq	0.683	0.493	0.0606	0.086	0.043

Dall'analisi dei risultati della caratterizzazione per la 3 fascia si nota che:

- Il consumo di Non-renewable, fossil vale:

- 312 MJ -Eq per la 3 fascia 10 km
- 338 MJ- Eq per la 3 fascia 20 km
- 363 MJ-Eq per la 3 fascia 30 km

Il maggior contributo è quello della fase di esbosco(63 %circa). Il valore dei trasporti incide meno perché le distanze sono contenute, ma aumenta con l'aumentare dei km. Nella terza fascia anche l'esbosco dipende dalla distanza impianto imposto, perciò in questa fascia i consumi relativi all'esbosco non rimangono costanti come in fascia 1 e 2, ma aumentano. Anche in questo caso l'aumento dei consumi è dovuto ai trasporti.

- Il consumo di Non-renewable, nuclear vale:

- 3,57 MJ -Eq per la 3 fascia 10 km
- 3,76 MJ- Eq per la 3 fascia 20 km
- 3,94 MJ-Eq per la 3 fascia 30 km

Il maggior contributo è quello della fase di esbosco(74%circa). Il valore dei trasporti incide meno perché le distanze sono contenute, ma aumenta con l'aumentare dei km. Nella terza fascia anche l'esbosco dipende dalla distanza impianto imposto, perciò in questa fascia i consumi relativi all'esbosco non rimangono costanti come in fascia 1 e 2, ma aumentano. Anche in questo caso l'aumento dei consumi è dovuto ai trasporti.

- 0,503 MJ -Eq per la 3 fascia 10 km
- 0,53 MJ- Eq per la 3 fascia 20 km
- 0,556 MJ-Eq per la 3 fascia 30 km

Il maggior contributo è quello della fase di esbosco(73%circa). Il valore dei trasporti incide meno perché le distanze sono contenute, ma aumenta con l'aumentare dei km. Nella terza fascia anche l'esbosco dipende dalla distanza impianto imposto, perciò in questa fascia i consumi relativi all'esbosco non rimangono costanti come in fascia 1 e 2, ma aumentano. Anche in questo caso l'aumento dei consumi è dovuto ai trasporti.

9.6.4 Riassunto e confronto risultati delle 3 fasce

Nella tabella seguente, utilizzando i dati raccolti e commentati nei paragrafi precedenti, ho confrontato i dati relativi ai consumi energetici per le tre fasce e per le tre distanze impianto imposto (10, 20 e 30 km).

Figura 9.6.19 Tabella riassuntiva per i consumi energetici

		Energia MJ-eq					
fasi		Non renewable, fossil	Non-renewable, nuclear	Renewable, biomass	Renewable, wind, solar, geoth	Renewable, water	Totale energia
1 FASCIA	esbosco 1 fascia	181	2,62	x	x	0,367	183,987
	trasporto fino all'imposto	58,1	0,424	x	x	0,0606	58,5846

	Cippatura- trasporto imposto impianto	10 km	31,5	0,23	x	x	0,0329	31,7629
		20 km	57	0,416	x	x	0,0595	57,4755
		30 km	82,4	0,602	x	x	0,086	83,088
	distribuzione		41,1	0,301	x	x	0,043	41,444
2 FASCIA	esbosco 2 fascia		192	1,35	x	x	0,189	193,539
	trasporto fino all'imposto		29	0,212	x	x	0,0303	29,2423
	Cippatura- trasporto imposto impianto	10 km	31,5	0,23	x	x	0,0329	31,7629
		20 km	57	0,416	x	x	0,0595	57,4755
		30 km	82,4	0,602	x	x	0,086	83,088
	distribuzione		41,1	0,301	x	x	0,043	41,444
3 FASCIA	esbosco 3 fascia	10 km	238	3,03	x	x	0,425	241,455
		20 km	268	3,25	x	x	0,458	271,708
		30 km	303	3,5	x	x	0,493	306,993
	trasporto fino all'imposto		29	0,212	x	x	0,0303	29,2423
	Cippatura- trasporto imposto impianto	10 km	31,5	0,23	x	x	0,0329	31,7629
		20 km	57	0,416	x	x	0,0595	57,4755
		30 km	82,4	0,602	x	x	0,086	83,088
	distribuzione		41,1	0,301	x	x	0,043	41,444

Dalle figure seguenti si nota che il consumo energetico aumenta con la distanza. La figura 4.6.20 riporta il confronto dei consumi energetici della prima fascia per le tre distanze, la figura 4.6.21 il confronto delle tre fasce per una distanza di 10 km.

Figura 9.6.20 Confronto 1 fascia

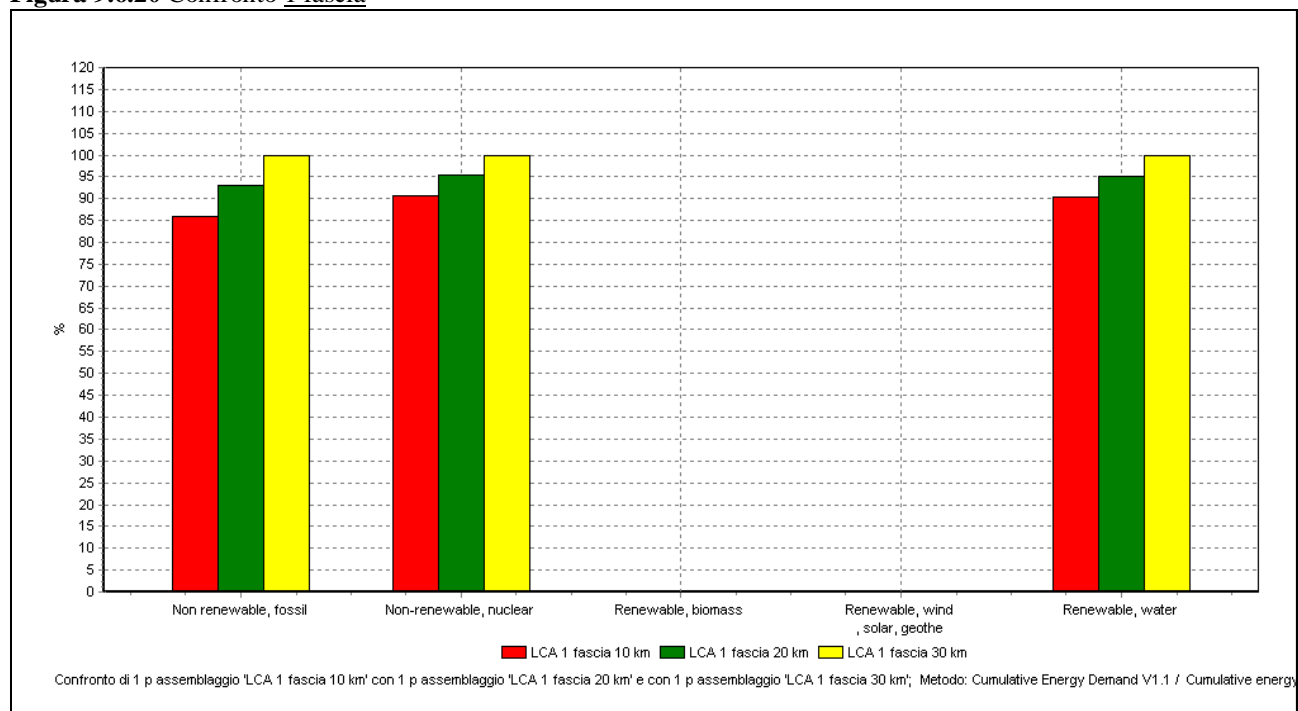
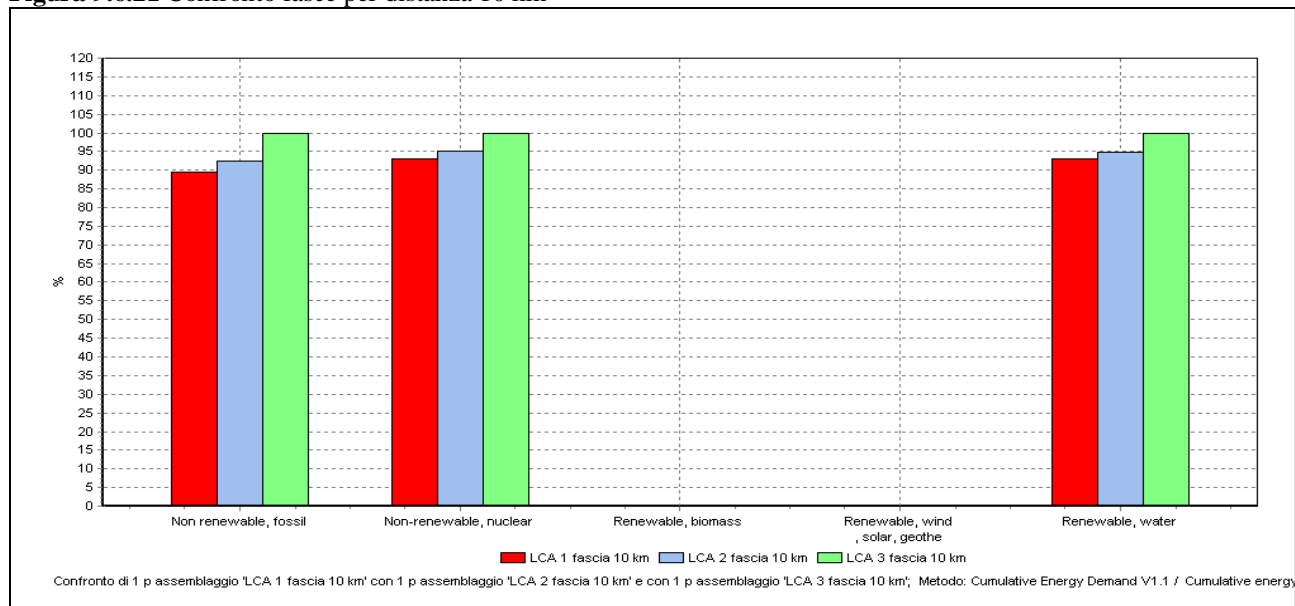


Figura 9.6.21 Confronto fasce per distanza 10 km



10 Analisi del ciclo di vita di 0.787 t di pellet

10.1 Obiettivo dello studio

Obiettivo dello studio è la determinazione del danno ambientale dovuto alla produzione di 0,787 tonnellata di pellet. Inoltre si vogliono confrontare i risultati di questo LCA con LCA della produzione di 1 t di cippato descritto nel capitolo precedente. Si è scelta la quantità di 0,787 t di pellet, perché questa quantità, considerando per il pellet un potere calorifico (p.c.i) di 4.7 kWh/kg e per il cippato un p.c.i di 3.7 kWh/kg, produce la stessa energia di 1 t di cippato. LCA del pellet viene studiato considerando la filiera 2 fascia 20 km.

10.2 Scopo dello studio

10.2.1 Le funzioni del sistema

La funzione del sistema è la produzione di 0.787 t di pellet.

10.2.2 L'Unità funzionale

L'Unità funzionale è 1t di pellet.

10.2.3 Il sistema che dev'essere studiato

Il sistema che deve essere studiato è la produzione di pellet dai boschi dell'Appennino emiliano .

10.2.4 I confini del sistema

I confini del sistema vanno dall'esbosco della materia prima alla distribuzione all'utente finale di 0.787 t di pellet.

10.2.5 Qualità dei dati

Per lo studio viene usato il codice di calcolo SimaPro 6.0.

Per alcuni elementi dell'inventario si sono usate le banche dati del codice, per gli altri elementi sono stati appositamente creati materiali e processi, sulla base di dati raccolti.

10.2.6 Metodologia di valutazione dell'impatto ambientale

I Metodi utilizzati sono Eco-Indicator99 H/HA, Cumulative Energy Demand e EDIP/UMIP96V2.1.

10.3 Inventario

10.3.1 I materiali e combustibili

10.3.1.1 Abbattimento con motosega

Figura 10.3.1 Il process abbattimento con motosega

SimaPro 6.0	Processo	Data:	05/06/2007	Periodo:	14.55.27
Progetto: Progetto CISA					
Process					
Tipo categoria Materiale					
Identificatore processo a.bonoli09359100002					
Tipo					
Nome					
PeriodoNon specificato					
Geografia Non specificato					
Tecnologia Non specificato					
Rappresentatività Non specificato					
Allocazione output multipla Non specificato					
Allocazione di sostituzione Non specificato					
Cut off rules Non specificato					
Capital goods Non specificato					
Limite con natura Non specificato					
Infrastruttura No					
Data 25/05/2007					
Registra					
Generatore					
Riferimenti bibliografici					
Metodo di raccolta					
Trattamento dei dati					
Verifica					
Commento					
Regole di allocazione					
Descrizione del sistema					
Products					
abbattimento con motosega	1	ton	100 % non definito	Wood	
Avoided products					
Resources					
Wood, unspecified, standing/kg	1	Undefined			ton
Materials/fuels					
Petrol B300	1,28	Undefined			kg
Oil light B300	0,026	Undefined			kg
Electricity/heat					
Emissions to air					
Benzene	0,01	Undefined			kg
Sulfur oxides	0,001	Undefined			kg
Methane	0,0059	Undefined			kg

Carbon monoxide	1,76	Undefined	kg	
Carbon dioxide	4,03	Undefined	kg	
Nitrogen oxides	0,007	Undefined	kg	
NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin			0,338	Undefined
	kg			
Dinitrogen monoxide	0,0000559	Undefined		kg
Emissions to water				
Emissions to soil				
Final waste flows				
Non material emission				
Social issues				
Economic issues				
Waste to treatment				

10.3.1.2 Trattore

Figura 10.3.2 Il *process* trattore in bosco

SimaPro 6.0	Processo	Data:	05/06/2007	Periodo:	15.03.20
Progetto:	Progetto CISA				
Process					
Tipo categoria	Trasporto				
Identificatore processo	a.bonoli09359100003				
Tipo					
Nome					
Periodo	Non specificato				
Geografia	Non specificato				
Tecnologia	Non specificato				
Rappresentatività	Non specificato				
Allocazione output multipla	Non specificato				
Allocazione di sostituzione	Non specificato				
Cut off rules	Non specificato				
Capital goods	Non specificato				
Limite con natura	Non specificato				
Infrastruttura	No				
Data	25/05/2007				
Registra					
Generatore					
Riferimenti bibliografici					
Metodo di raccolta					
Trattamento dei dati					
Verifica					
Commento					
Regole di allocazione					
Descrizione del sistema					
Products					
Trattore SAME in bosco	1	tkm	100 %	Road	
Avoided products					
Resources					
Materials/fuels					
Diesel B300	1,21	Undefined		kg	
Electricity/heat					
Emissions to air					
Carbon dioxide	3,824	Undefined		kg	
Carbon monoxide	0,021	Undefined			kg
Methane	0,0002	Undefined		kg	

Nitrogen oxides	0,0577	Undefined	kg	
Sulfur oxides	0,0072	Undefined	kg	
Particulates, < 10 um	0,009	Undefined	kg	
NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin			0,0093	Undefined
	kg			
Benzene	0,0002	Undefined	kg	
Dinitrogen monoxide	0,00144	Undefined		kg
Lead	0,0128	Undefined	kg	
Emissions to water				
Emissions to soil				
Final waste flows				
Non material emission				
Social issues				
Economic issues				
Waste to treatment				

Figura 10.3.3 Il process trattore su strada

SimaPro 6.0	Processo	Data:	05/06/2007	Periodo:	15.03.28
Progetto:	Progetto CISA				
Process					
Tipo categoria	Trasporto				
Identificatore processo	a.bonoli09359100004				
Tipo					
Nome					
Periodo	Non specificato				
Geografia	Non specificato				
Tecnologia	Non specificato				
Rappresentatività	Non specificato				
Allocazione output multipla	Non specificato				
Allocazione di sostituzione	Non specificato				
Cut off rules	Non specificato				
Capital goods	Non specificato				
Limite con natura	Non specificato				
Infrastruttura	No				
Data	25/05/2007				
Registra					
Generatore					
Riferimenti bibliografici					
Metodo di raccolta					
Trattamento dei dati					
Verifica					
Commento					
Regole di allocazione					
Descrizione del sistema					
Products					
trattore SAME strada	1	tkm	100 %	Road	
Avoided products					
Resources					
Materials/fuels					
Diesel B300	0,40	Undefined		kg	
Electricity/heat					
Emissions to air					
Carbon dioxide	1,274	Undefined		kg	

Carbon monoxide	0,007	Undefined		kg
Methane	0,0000687	Undefined		kg
Nitrogen oxides	0,019	Undefined	kg	
Sulfur oxides	0,0024	Undefined	kg	
Particulates, < 10 um	0,003	Undefined		kg
NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin				0,0031 Undefined
	kg			
Benzene	0,0000687	Undefined		kg
Lead	0,00426	Undefined	kg	
Dinitrogen monoxide	0,00048	Undefined		kg
Emissions to water				
Emissions to soil				
Final waste flows				
Non material emission				
Social issues				
Economic issues				
Waste to treatment				

10.3.1.3 Pellettizzatrice

Figura 10.3.4 Il *process* pellet da legna verde

SimaPro 6.0	Processo	Data:	20/06/2007	Periodo:	16.07.36
Progetto:	Progetto CISA				
Process					
Tipo categoria	Materiale				
Identificatore processo	a.bonoli09358800021				
Tipo					
Nome					
Periodo	Non specificato				
Geografia	Non specificato				
Tecnologia	Non specificato				
Rappresentatività	Non specificato				
Allocazione output multipla	Non specificato				
Allocazione di sostituzione	Non specificato				
Cut off rules	Non specificato				
Capital goods	Non specificato				
Limite con natura	Non specificato				
Infrastruttura	No				
Data	22/05/2007				
Registra					
Generatore					
Riferimenti bibliografici					
Metodo di raccolta					
Trattamento dei dati					
Verifica					
Commento					
Regole di allocazione					
Descrizione del sistema					
Products					
pellettizzatrice da legna verde	1	ton	100 %	non definito	Wood
Avoided products					
Resources					
Materials/fuels					
Electricity/heat					
Electricity Italy B250	307	Undefined			kWh
Emissions to air					

Emissions to water
Emissions to soil
Final waste flows
Non material emission
Social issues
Economic issues
Waste to treatment

10.3.2 Le fasi

10.3.2.1 Esbosco

Figura 10.3.5 Il process esbosco 2 fascia

SimaPro 6.0	Processo	Data:	05/06/2007	Periodo:	15.01.24
Progetto: Progetto CISA					
Process					
Tipo categoria Materiale					
Identificatore processo a.bonoli09359100006					
Tipo					
Nome					
Periodo Non specificato					
Geografia Non specificato					
Tecnologia Non specificato					
Rappresentatività Non specificato					
Allocazione output multipla Non specificato					
Allocazione di sostituzione Non specificato					
Cut off rules Non specificato					
Capital goods Non specificato					
Limite con natura Non specificato					
Infrastruttura No					
Data 25/05/2007					
Registra					
Generatore					
Riferimenti bibliografici					
Metodo di raccolta					
Trattamento dei dati					
Verifica					
Commento					
Regole di allocazione					
Descrizione del sistema					
Products					
esbosco 2 fascia	1	ton	100 %	non definito	Wood
Avoided products					
Resources					
Materials/fuels					
Trattore SAME in bosco	0,139	Undefined			tkm
abbattimento con motosega	1	Undefined			ton
Electricity/heat					
Emissions to air					
Emissions to water					
Emissions to soil					
Final waste flows					
Non material emission					
Social issues					
Economic issues					
Waste to treatment					

10.3.2.2 Trasporto fino all'imposto

Figura 10.3.6 Il *process* trasporto fino all'imposto

SimaPro 6.0	Processo	Data:	05/06/2007	Periodo:	15.03.05
Progetto: Progetto CISA					
Process					
Tipo categoria Materiale					
Identificatore processo a.bonoli09359100018					
Tipo					
Nome					
PeriodoNon specificato					
Geografia Non specificato					
Tecnologia Non specificato					
Rappresentatività Non specificato					
Allocazione output multipla Non specificato					
Allocazione di sostituzione Non specificato					
Cut off rules Non specificato					
Capital goods Non specificato					
Limite con natura Non specificato					
Infrastruttura No					
Data 26/05/2007					
Registra					
Generatore					
Riferimenti bibliografici					
Metodo di raccolta					
Trattamento dei dati					
Verifica					
Commento					
Regole di allocazione					
Descrizione del sistema					
Products					
trasporto fino all'imposto	1	ton	100 %	non definito	Wood
Avoided products					
Resources					
Wood, unspecified, standing/kg	1		Undefined		ton
Materials/fuels					
trattore SAME strada	1,49	Undefined			tkm
Electricity/heat					
Emissions to air					
Emissions to water					
Emissions to soil					
Final waste flows					
Non material emission					
Social issues					
Economic issues					
Waste to treatment					

10.3.2.3 Trasporto legna imposto impianto

Figura 10.3.7 Il *process* trasporto legna imposto impianto 20 km

SimaPro 6.0	Processo	Data:	17/06/2007	Periodo:	20.35.44
Progetto: Progetto CISA					
Process					
Tipo categoria Materiale					
Identificatore processo a.bonoli09359100033					
Tipo					

Nome
 Periodo Non specificato
 Geografia Non specificato
 Tecnologia Non specificato
 Rappresentatività Non specificato
 Allocazione output multipla Non specificato
 Allocazione di sostituzione Non specificato
 Cut off rules Non specificato
 Capital goods Non specificato
 Limite con natura Non specificato
 Infrastruttura No
 Data 17/06/2007
 Registra
 Generatore
 Riferimenti bibliografici
 Metodo di raccolta
 Trattamento dei dati
 Verifica
 Commento
 Regole di allocazione
 Descrizione del sistema
 Products
 trasporto legna imposto impianto 20 km 1 ton 100 % non definito Wood
 Avoided products
 Resources
 Materials/fuels
 Electricity/heat
 Truck 28t B25020 Undefined tkm
 Emissions to air
 Emissions to water
 Emissions to soil
 Final waste flows
 Non material emission
 Social issues
 Economic issues
 Waste to treatment

10.3.2.4 Pellet da legna verde

Figura 10.3.8 Il *process pellet da legna verde*

SimaPro 6.0 Processo Data: 20/06/2007 Periodo: 16.07.36
 Progetto: Progetto CISA
 Process
 Tipo categoria Materiale
 Identificatore processo a.bonoli09358800021
 Tipo
 Nome
 Periodo Non specificato
 Geografia Non specificato
 Tecnologia Non specificato
 Rappresentatività Non specificato
 Allocazione output multipla Non specificato
 Allocazione di sostituzione Non specificato
 Cut off rules Non specificato
 Capital goods Non specificato
 Limite con natura Non specificato
 Infrastruttura No

Data 22/05/2007
 Registra
 Generatore
 Riferimenti bibliografici
 Metodo di raccolta
 Trattamento dei dati
 Verifica
 Commento
 Regole di allocazione
 Descrizione del sistema
 Products
 pellettizzatrice da legna verde 1 ton 100 % non definito Wood
 Avoided products
 Resources
 Materials/fuels
 Electricity/heat
 Electricity Italy B250 307 Undefined kWh
 Emissions to air
 Emissions to water
 Emissions to soil
 Final waste flows
 Non material emission
 Social issues
 Economic issues
 Waste to treatment

10.3.2.5 Distribuzione

Figura 10.3.9 Il *process* distribuzione

SimaPro 6.0 Processo Data: 05/06/2007 Periodo: 15.01.00
 Progetto: Progetto CISA
 Process
 Tipo categoria Materiale
 Identificatore processo a.bonoli09359100019
 Tipo
 Nome
 Periodo Non specificato
 Geografia Non specificato
 Tecnologia Non specificato
 Rappresentatività Non specificato
 Allocazione output multipla Non specificato
 Allocazione di sostituzione Non specificato
 Cut off rules Non specificato
 Capital goods Non specificato
 Limite con natura Non specificato
 Infrastruttura No
 Data 26/05/2007
 Registra
 Generatore
 Riferimenti bibliografici
 Metodo di raccolta
 Trattamento dei dati
 Verifica
 Commento
 Regole di allocazione

Descrizione del sistema					
Products					
distribuzione	1	ton	100 %	non definito	Wood
Avoided products					
Resources					
Materials/fuels					
Truck 28t B25020		Undefined			tkm
Electricity/heat					
Emissions to air					
Emissions to water					
Emissions to soil					
Final waste flows					
Non material emission					
Social issues					
Economic issues					
Waste to treatment					

10.4 LCA pellet

Per il pellet si analizza solo la filiera 2 fascia 20 km, come precedentemente descritto. In figura 4.4.1 vengono elencate le fasi della filiera pellet con le relative quantità.

Figura 10.4.1 Il fase prodotto LCA 2 fascia 20 km

SimaPro 6.0	Fase prodotto	Data:	20/06/2007	Periodo:	15.31.02
Progetto: Progetto CISA					
Assemblaggio:					
Nome					
pellet LCA 2 fascia 20 km					
Materiali/assemblaggi	Quantità	Unità	Distribuzione	SD^2 o 2*SD	Min Max
Commento					
esbosco 2 fascia	0,656	ton	Undefined		
trasporto fino all'imposto	0,656	ton	Undefined		
trasporto imposto-impianto 20 km	0,656	ton	Undefined		
pellettizzatrice da legna verde	0,787	ton	Undefined		
distribuzione	0,787	ton	Undefined		

10.5 Analisi dei risultati con il metodo Eco-indicator 99

Figura 10.5.1 Il diagramma della caratterizzazione della fase prodotto LCA pellet

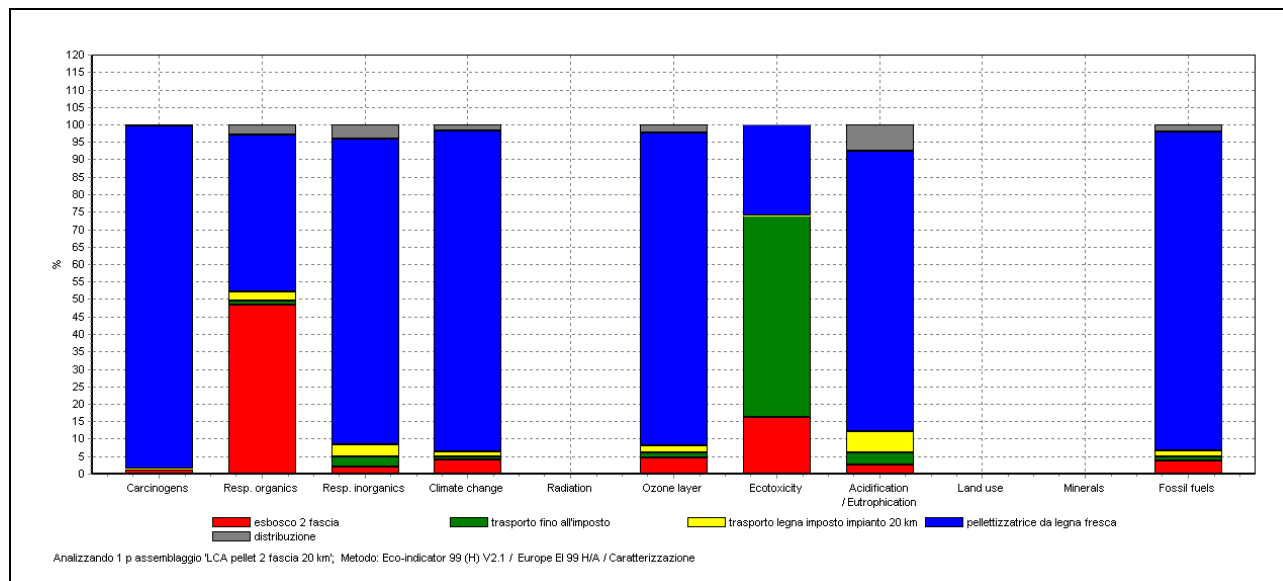
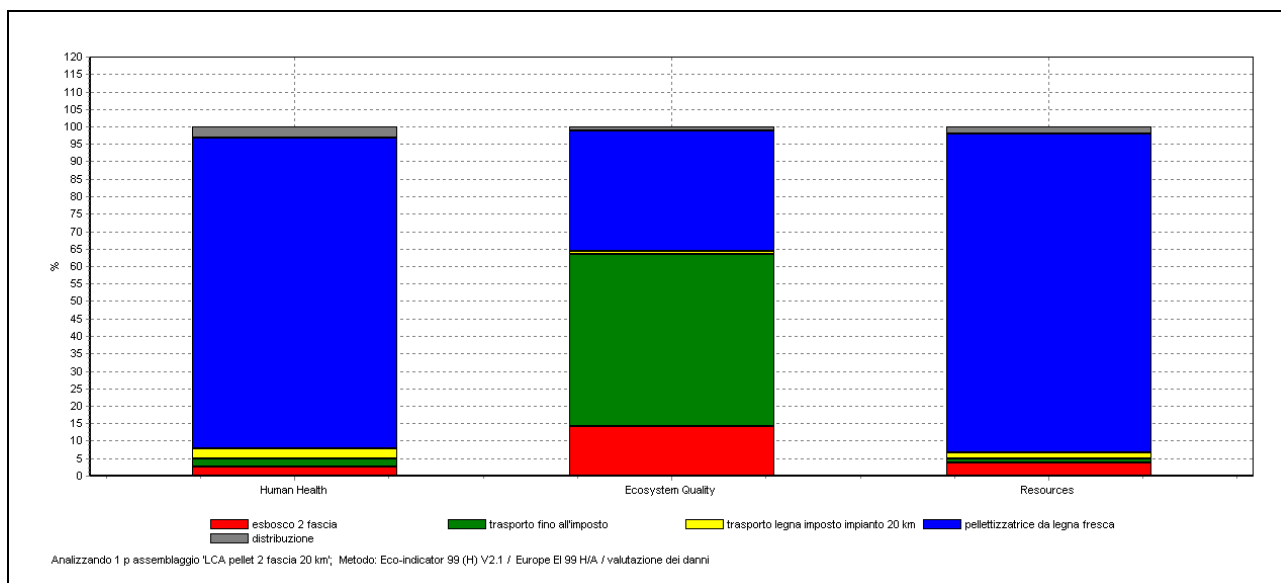


Figura 10.5.2 La caratterizzazione della fase prodotto LCA pellet

SimaPro 6.0	Data: 23/06/2007	Periodo: 16.08.09
Progetto: Progetto CISA		
Titolo:	Analizzando 1 p assemblaggio 'LCA pellet 2 fascia 20 km'	
Metodo:	Eco-indicator 99 (H) V2.1 / Europe EI 99 H/A	
Valore:	Caratterizzazione	
Per ogni categoria d'impatto: Sì		
Skip unused:	Mai	
Modo relativo:	Non	
Categoria d'impatto	Unità	Totale esbosco 2 fascia trasporto fino all'imposto trasporto legna imposto impianto 20 km pellettizzatrice da legna fresca distribuzione
Carcinogens	DALY	7,66E-6 8,58E-8 1,5E-8 2,12E-8 7,51E-6 2,54E-8
Resp. organics	DALY	6,37E-7 3,08E-7 8,25E-9 1,6E-8 2,86E-7 1,92E-8
Resp. inorganics	DALY	0,000101 2,02E-6 3,04E-6 3,43E-6 8,88E-5
4,12E-6		
Climate change	DALY	3,14E-5 1,24E-6 3,37E-7 4,35E-7 2,88E-5
5,22E-7		
Radiation	DALY	x x x x x x
Ozone layer	DALY	9,09E-8 4,18E-9 1,29E-9 1,82E-9 8,14E-8
2,19E-9		
Ecotoxicity	PAF*m2yr	184 30 106 0,109 47,8 0,13
Acidification/ Eutrophication	PDF*m2yr	3,37 0,0872 0,116 0,208 2,71 0,249
Land use	PDF*m2yr	x x x x x x
Minerals	MJ surplus	x x x x x x
Fossil fuels	MJ surplus	237 8.99 2.73 3.87 217 4.64

Figura 10.5.3 Il diagramma della valutazione danni macrocategorie della fase prodotto LCA pellet



Dall'analisi dei risultati della caratterizzazione si può notare che:

- Nella categoria Human Health il danno vale $1,41E-04$ dovuto per 89,36 % alla fase di pellettizzazione, a sua volta dovuto al consumo di energia elettrica. Il restante 10,64% è equamente distribuito tra le altre fasi.
- Nella categoria Ecosystem quality il danno vale 21,8 PDF*m2yr dovuto per il 49,1 % alla fase di trasporto del tal quale fino all'imposto, per il 34,42% alla pellettizzatrice, per il 14% all'esbosco, per il 1,20% alla fase di distribuzione e per 1% a quella di trasporto del tal quale dall'imposto all'impianto.

La categoria di impatto che produce il danno massimo è Ecotoxicity (18,4 PDF*m2yr), dovuto principalmente alla fase di trasporto fino all'imposto (10,6 PDF*m2yr). Anche per le altre fasi il contributo maggiore è quello della categoria Ecotoxicity.

- Nella categoria Resources il danno vale 237 MJ, dovuto per il 91,6 % alla pellettizzazione e per il 3,8% all'esbosco.

10.6 Analisi dei risultati con il metodo EDIP/UMIP 96

Figura 10.6.1 Il diagramma della caratterizzazione della fase prodotto LCA pellet

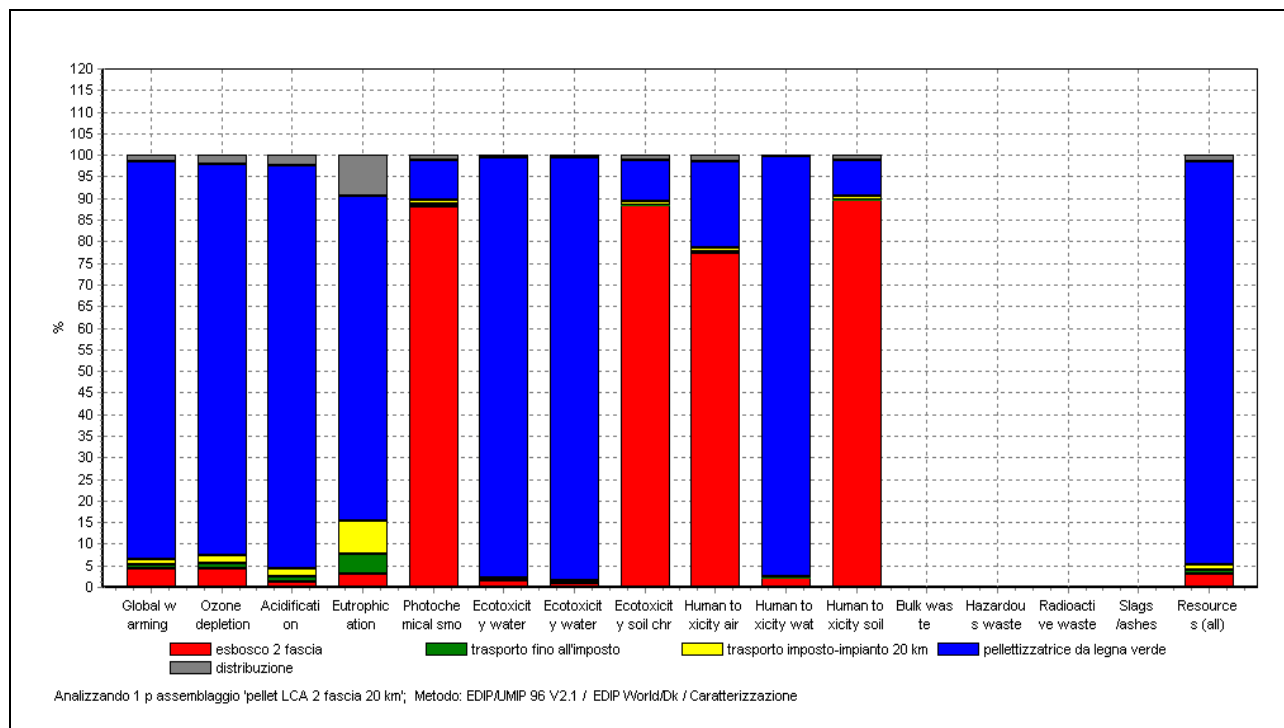


Figura 10.6.2 La caratterizzazione della fase prodotto LCA pellet

SimaPro 6.0	Data: 20/06/2007	Periodo: 15.10.16
Progetto: Progetto CISA		
Titolo: Analizzando 1 p assemblaggio 'pellet LCA 2 fascia 20 km'		
Metodo: EDIP/UMIP 96 V2.1 / EDIP World/Dk		
Valore: Caratterizzazione		
Per ogni categoria d'impatto: Sì		
Skip unused: Mai		
Modo relativo: Non		
Categoria d'impatto	Unità	Totale esbosco 2 fascia
		trasporto fino all'imposto
		trasporto imposto-impianto 20 km
		pellettizzatrice da legna verde
		distribuzione
Global warming (GWP 100)	g CO2	1,65E57,16E31,48E32,13E31,51E52,55E3
Ozone depletion	g CFC11	0,0545 0,00232 0,00072 0,00101 0,0492 0,00122
Acidification	g SO2	1,42E3 17,5 17,2 28,1 1,32E3 33,7
Eutrophication	g NO3	619 19,8 26,9 49,1 464 58,9
Photochemical smog	g ethene	41,2 36,3 0,233 0,369 3,87 0,442
Ecotoxicity water chronic	m3	4,8E3 70,9 11,6 16,6 4,68E3 20
Ecotoxicity water acute	m3	427 4 1,11 1,57 419 1,88
Ecotoxicity soil chronic	m3	27,2 24 0,0202 0,262 2,59 0,315
Human toxicity air	m3	8,78E76,78E72,3E5 1,05E61,74E71,26E6
Human toxicity water	m3	1,1E3 22,8 1,46 2,21 1,07E3 2,65
Human toxicity soil	m3	104 93,4 0,0683 1,01 8,51 1,21
Bulk waste	kg	x x x x x
Hazardous waste	kg	x x x x x
Radioactive waste	kg	x x x x x
Slags/ashes	kg	x x x x x

Resources (all) 3E-5	kg	0,00189	5,86E-5	1,78E-5	2,5E-5	0,00176
-------------------------	----	---------	---------	---------	--------	---------

Dall'analisi dei risultati della caratterizzazione per la 1 fascia si nota che:

- In Ozone Depletion il danno vale 11 gCFC, ed è dovuto per il 90,3% alla fase di pellettizzazione. questo dipende dal consumo di energia elettrica..
- In Global Warming il danno vale 1,65E05 gCO₂, è dovuto per il 91,8% alla fase di pellettizzazione. L'aumento del GWP dipende maggiormente dal consumo di carburante per il trasporto di cippato.
- In Acidification il danno 1,43E3g SO₂ ed è dovuto per il 93,2% alla fase di pellettizzazione.
- In Eutrophication il danno vale 619 g NO₃, dovuto per il 74,8% alla fase di pellettizzazione, per il 9,8 % a quella di distribuzione finale, il 7,91% alla fase di trasporto imposto impianto, per il 4,54% a quello di trasporto fino all'imposto. Questo danno dipende dall'utilizzo di energia elettrica e da quello dei carburanti. Da un analisi di sensitività si nota che aumentando la distanza aumentano le percentuali di danno riferite ai trasporti.
- In Photochemical smog il danno vale 41,2 g ethene, è dovuto per circa il 88% alla fase di esbosco e per il 9,41% alla fase di pellettizzazione.
- In Ecotoxicity water acute il danno vale 427m³.
- In Ecotoxicity water chronic il danno vale 4,8E3 m³
- In Ecotoxicity soil chronic il danno vale 27,2 m³ è dovuto per circa il 87,4% alla fase di esbosco e per il 9,41% alla fase di pellettizzazione.
- In Human toxicity air il danno vale 8,78E3, è dovuto per circa il 67,1% alla fase di trasporto fino all'imposto e per il 29,7% a quella di esbosco.
- In Human toxicity water il danno vale 1,1E3, è dovuto per il 77,4% alla fase di pellettizzazione e per il 16,1 % a quella di trasporto fino all'imposto.
- In Human toxicity soil il danno vale 104E3, è dovuto per 88,6% alla fase di esbosco e per l'8% a quella di pellettizzazione.
- In Resources (all) il danno vale 0,00189 kg, è dovuto per il 93,1% alla pellettizzazione e per il 3,09% all'esbosco.

10.7 Analisi dei risultati con il metodo Cumulative Energy Demand

Figura 10.7.1 Il diagramma della caratterizzazione della fase prodotto LCA pellet

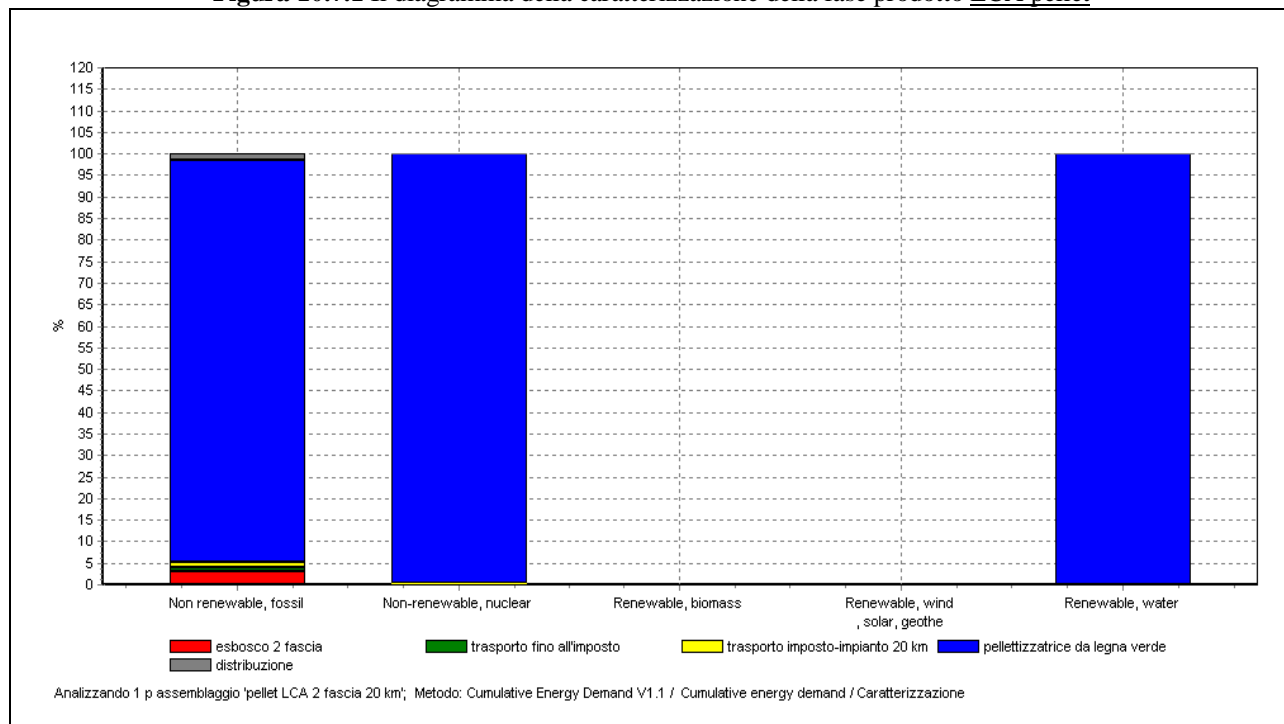


Figura 10.7.2 La caratterizzazione della fase prodotto LCA pellet

SimaPro 6.0	Data: 20/06/2007	Periodo: 15.11.37					
Progetto: Progetto CISA							
Titolo:	Analizzando 1 p assemblaggio 'pellet LCA 2 fascia 20 km'						
Metodo:	Cumulative Energy Demand V1.1 / Cumulative energy demand						
Valore:	Caratterizzazione						
Per ogni categoria d'impatto: Sì							
Skip unused:	Mai						
Modo relativo:	Non						
Categoria d'impatto	Unità	Totale	esbosco 2 fascia	trasporto fino all'imposto			
			trasporto imposto-impianto 20 km	pellettizzatrice da legna verde	distribuzione		
Non renewable, fossil	MJ-Eq	2,04E3	362,9	19,2	27	1,9E3	32,4
Non-renewable, nuclear	MJ-Eq	281	0,883	0,14	0,197	280	0,237
Renewable, biomass	MJ-Eq	x	x	x	x	x	
Renewable, wind, solar, geothe	MJ-Eq	x	x	x	x	x	x
Renewable, water	MJ-Eq	273	0,124	0,02	0,0282	273	0,0338

Dall'analisi dei risultati della caratterizzazione si nota che:

- Il consumo di Non-renewable, fossil vale 2,04 E3 MJ-Eq dovuto per il 93% dalla pellettizzatrice, il 3,1% all'esbosco, 1% al trasporto fino all'imposto, 1,3% al trasporto imposto impianto e 1,6% alla fase finale di distribuzione;
- Il consumo di Non-renewable, nuclear vale 281 MJ-Eq, dovuto per il 99% alla fase di pellettizzatrice;
- Il consumo di Renewable, water vale 273 MJ-Eq, dovuto quasi completamente alla fase di pellettizzazione.

11 Confronto cippato pellet

In questo paragrafo vengono messe a confronto le filiera del pellet con quella del cippato della 2 fascia 20 km. Quest'ultima è costituita da

- fase di esbosco in 2 fascia;
- trasporto fino all'imposto;
- cippatura e trasporto cippatrice e cippato con una distanza impianto –imposto di 20km;
- distribuzione.

Le due filiera vengono analizzate con tre metodi: eco-indicator 99, Cumulative Energy Demand e EDIP/UMIP 96.

11.1 Analisi dei risultati con il metodo Eco-indicator 99

Figura 11.1.1 Il diagramma della caratterizzazione del confronto cippato-pellet

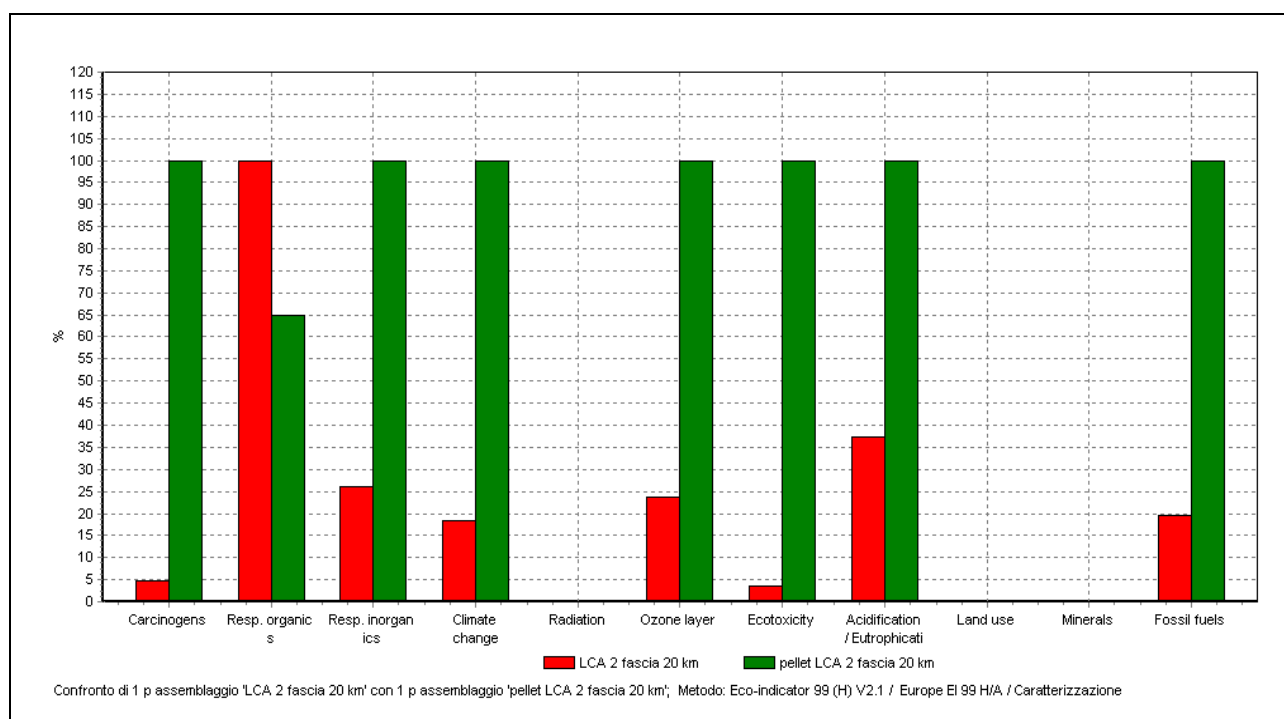
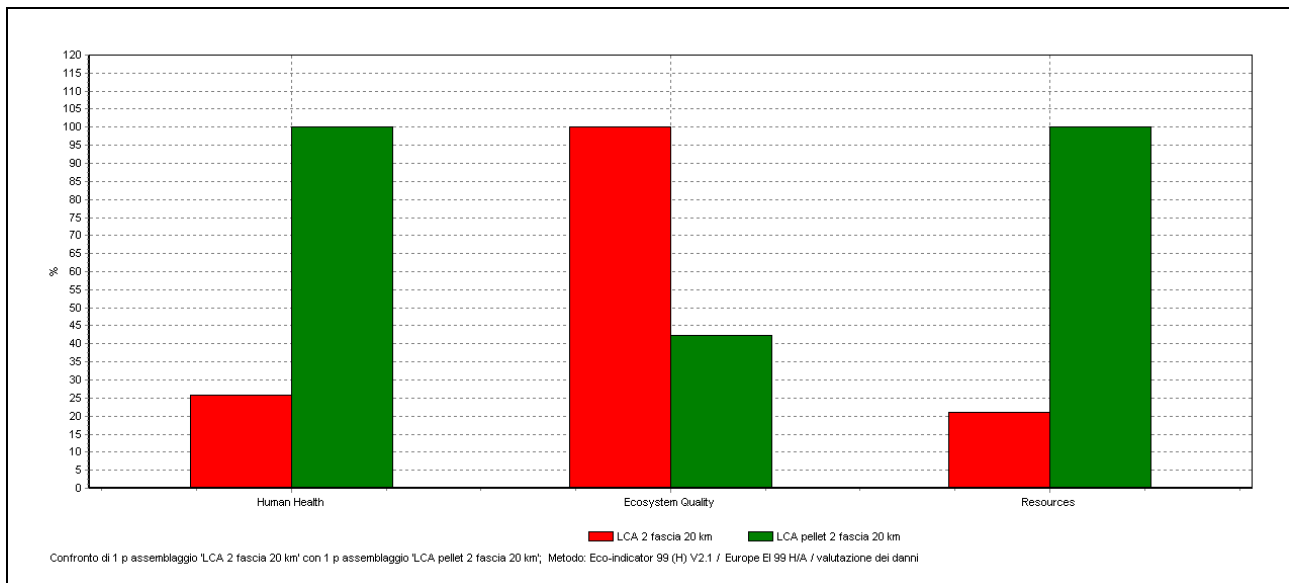


Figura 11.1.2 La caratterizzazione della *fase prodotta* confronto cippato-pellet

Categoria d'impatto	Unità	LCA cippato 2 fascia 20 km	LCA pellet 2 fascia 20 km
Carcinogens	DALY	0,000000384	0,00000766
Resp. organics	DALY	0,00000102	0,000000637
Resp. inorganics	DALY	0,0000284	0,000101
Climate change	DALY	0,00000641	0,0000314
Radiation	DALY	x	x
Ozone layer	DALY	2,33E-08	9,09E-08
Ecotoxicity	PAF*m2yr	502	184
Acidification/ Eutrophication	PDF*m2yr	1,35	3,37
Land use	PDF*m2yr	x	x
Minerals	MJ surplus	x	x
Fossil fuels	MJ surplus	49,8	237

Figura 11.1.3 Il diagramma della valutazione danni macrocategorie del confronto cippato-pellet



Dall'analisi dei risultati della caratterizzazione si può notare che:

- Nella categoria Human Health il danno maggiore si ha nella filiera del pellet. Questo è circa quattro volte maggiore del danno della filiera del cippato. Il contributo maggiore per entrambe le filiere è quello della categoria Respirazione inorganica.
- Nella categoria Ecosystem quality il danno maggiore si ha nella filiera del cippato ed è circa il doppio del danno della filiera pellet. La categoria di impatto che produce il danno massimo è Ecotoxicity per entrambe le filiere, dovuto principalmente alla fase di trasporto.
- Nella categoria Resources il danno maggiore si ha per la filiera del pellet. Il danno del pellet è circa cinque volte maggiore di quello del cippato. Questa categoria dipende dall'utilizzo di energia elettrica, che nella pellettizzatrice è elevato.

11.2 Analisi dei risultati con il metodo EDIP/UMIP 96

Figura 11.2.1 Il diagramma della caratterizzazione della fase prodotto LCA pellet

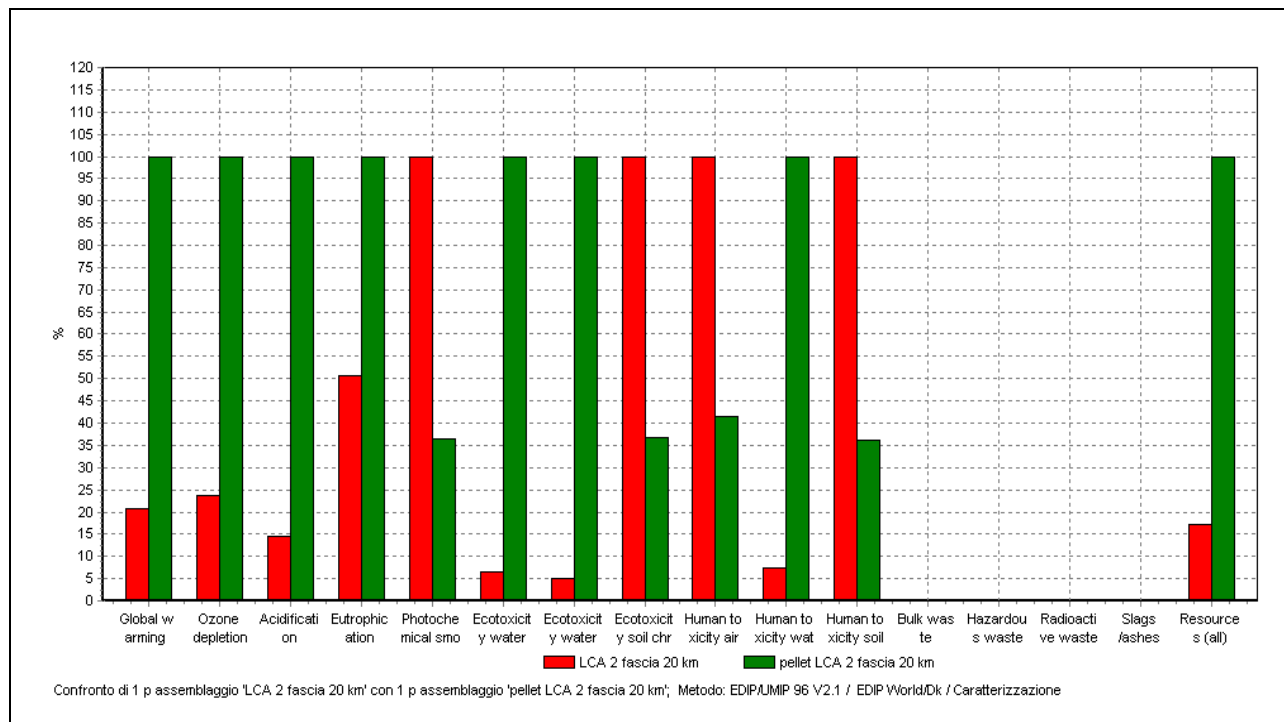


Figura 11.2.2 La caratterizzazione della fase prodotto LCA pellet

Categoria d'impatto	Unità	LCA cippato 2 fascia 20 km	LCA pellet 2 fascia 20 km
Global warming (GWP 100)	g CO2	34100	165000
Ozone depletion	g CFC11	0,013	0,0545
Acidification	g SO2	206	1420
Eutrophication	g NO3	314	619
Photochemical smog	g ethene	113	41,2
Ecotoxicity water chronic	m3	312	4800
Ecotoxicity water acute	m3	21,3	427
Ecotoxicity soil chronic	m3	74,2	27,2
Human toxicity air	m3	211000000	87800000
Human toxicity water	m3	82,1	1100
Human toxicity soil	m3	288	104
Bulk waste	kg	x	x
Hazardous waste	kg	x	x
Radioactive waste	kg	x	x
Slags/ashes	kg	x	x
Resources (all)	kg	0,000324	0,00189

Dall'analisi dei risultati della caratterizzazione per la 1 fascia si nota che:

- In Ozone Depletion il danno maggiore si ha nella filiera del pellet (0,0545 gCFC), questo è cinque volte quello che si ha nella filiera cippato. Il danno dipende dal consumo di energia elettrica, perciò nella filiera del pellet è più elevato.
- In Global Warming il danno maggiore si ha nella filiera del pellet (1,65E05 gCO₂), è dovuto maggiormente alla fase di pellettizzazione.

- In Acidification il danno maggiore è quello della filiera del pellet ed è dovuto per circa il 90% alla fase di pellettizzazione.
- In Eutrophication il danno maggiore si ha nella filiera del pellet (619g NO₃), dovuto per il 74,8% alla fase di pellettizzazione. Il danno provocato dalla filiera del pellet è circa il doppio di quello provocato dalla filiera del cippato. Da un'analisi di sensitività si nota che aumentando la distanza in entrambe le filiere aumentano le percentuali di danno riferite ai trasporti.
- In Photochemical smog il danno maggiore si ha nella filiera del cippato (113 g ethene), questo è circa 2,7 volte quello della filiera del pellet.
- In Ecotoxicity water acute il danno maggiore si ha nella filiera del pellet e vale 427m³ . questo danno è circa 20 volte maggiore di quello della filiera del cippato.
- In Ecotoxicity water chronic il danno maggiore si ha nella filiera del pellet (4,8E3 m³) ed è circa 15 volte quello prodotto dalla filiera del cippato.
- In Ecotoxicity soil chronic il danno maggiore si ha nella filiera del cippato (74,2 m³) ed è circa 2,7 volte maggiore di quello prodotto dalla filiera del cippato.
- In Human toxicity air il danno maggiore è quello relativo alla filiera del cippato. Questo è circa 2,4 volte quello prodotto dalla filiera del pellet.
- In Human toxicity water il danno maggiore si ha nella filiera del pellet (1,1E3), è dovuto per il 77,4% alla fase di pellettizzazione ed è circa 13,4 volte maggiore di quello prodotto dalla filiera del cippato.
- In Human toxicity soil il danno maggiore è quello relativo alla filiera del cippato. Questo è circa 2,8 volte quello prodotto dalla filiera del pellet
- In Resources (all) il danno maggiore è quello prodotto dalla filiera del pellet (0,00189 kg), è dovuto per il 93,1% alla pellettizzazione e quindi al consumo di energie elettrica. Il danno del pellet è circa 5,8 quello prodotto dal cippato.

11.3 Analisi dei risultati con il metodo Cumulative Energy Demand

Figura 11.3.1 Il diagramma della caratterizzazione della fase prodotto LCA pellet

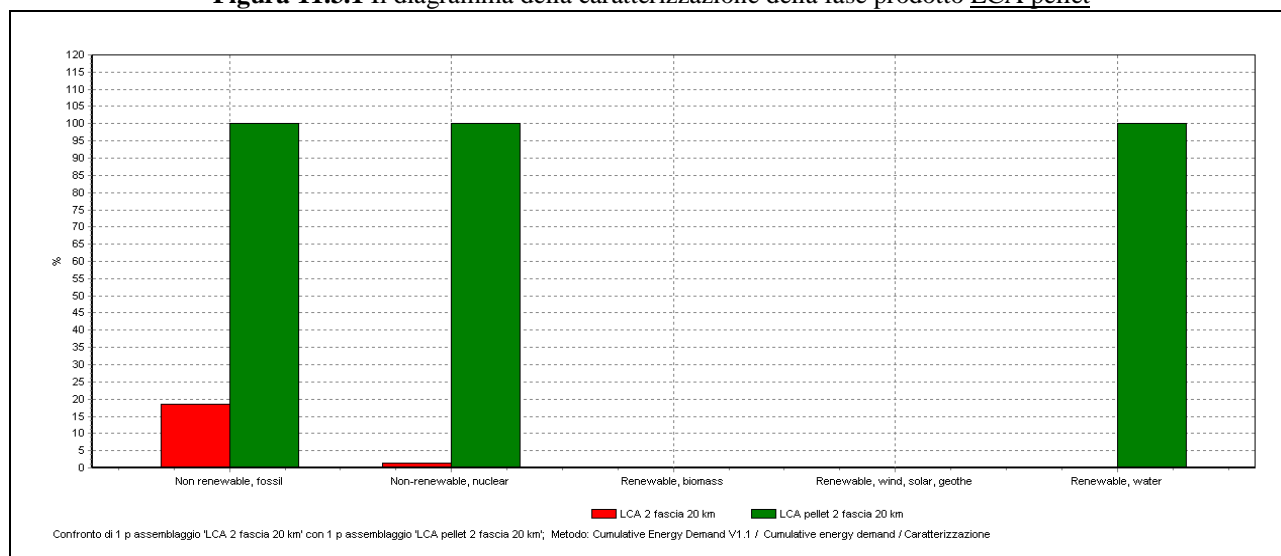


Figura 11.3.2 La caratterizzazione della fase prodotto LCA pellet

Categoria d'impatto	Unità	LCA cippato 2 fascia 20 km	LCA pellet 2 fascia 20 km
Non renewable, fossil	MJ-Eq	348	2040
Non-renewable, nuclear	MJ-Eq	3,83	281
Renewable, biomass	MJ-Eq	x	x
Renewable, wind, solar, geothermal	MJ-Eq	x	x
Renewable, water	MJ-Eq	0,541	273

Dall'analisi dei risultati della caratterizzazione si nota che:

- Il consumo di Non-renewable, fossil è maggiore nella filiera del pellet (1,8E3 MJ-Eq) dovuto per il 93% alla pellettizzatrice e quindi all'elevato consumo di energia elettrica. Il consumo della filiera del cippato è 5,4 volte inferiore a quello del pellet;
- Il consumo di Non-renewable, nuclear è maggiore nella filiera del pellet (281 MJ-Eq), dovuto per il 99% alla fase di pellettizzazione;
- Il consumo di Renewable, water è maggiore nella filiera del pellet (273 MJ-Eq) rispetto a quello del cippato.

Il maggior consumo di energia nella filiera del pellet è dovuto interamente alla pellettizzatrice e quindi al consumo di energia elettrica

12 Confronto cippato pellet e pellet da scarti di segheria

In questo paragrafo vengono messe a confronto le filiera precedentemente confrontate e quella della filiera scarti di segheria. Quest'ultima è costituita da:

- Trasporto all'impianto: questo avviene con un camion da 28 t;
- Pellettizzatrice: la produzione oraria della macchina aumenta rispetto a quella della produzione di pellet da legna fresca;
- distribuzione.

La quantità di scarti è quella necessaria per produrre 0,787 t di pellet. Considerando il peso specifico degli scarti di segheria (0,2 t/m³) per produrre 0,787t di pellet occorrono 0,26 t di scarti. Le tre filiera vengono confrontate con tre metodi: eco-indicator 99, Cumulative Energy Demand e EDIP/UMIP 96.

12.1 Analisi dei risultati con il metodo Eco-indicator 99

Figura 12.1.1 Il diagramma della caratterizzazione del confronto cippato pellet scarti di segheria

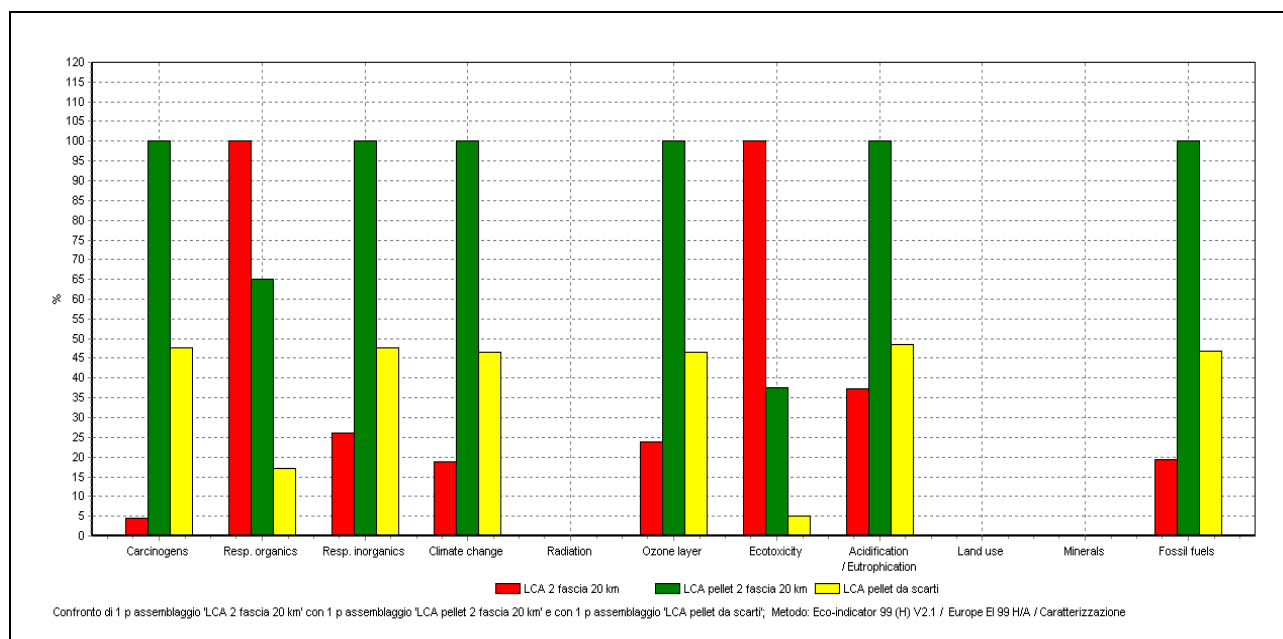
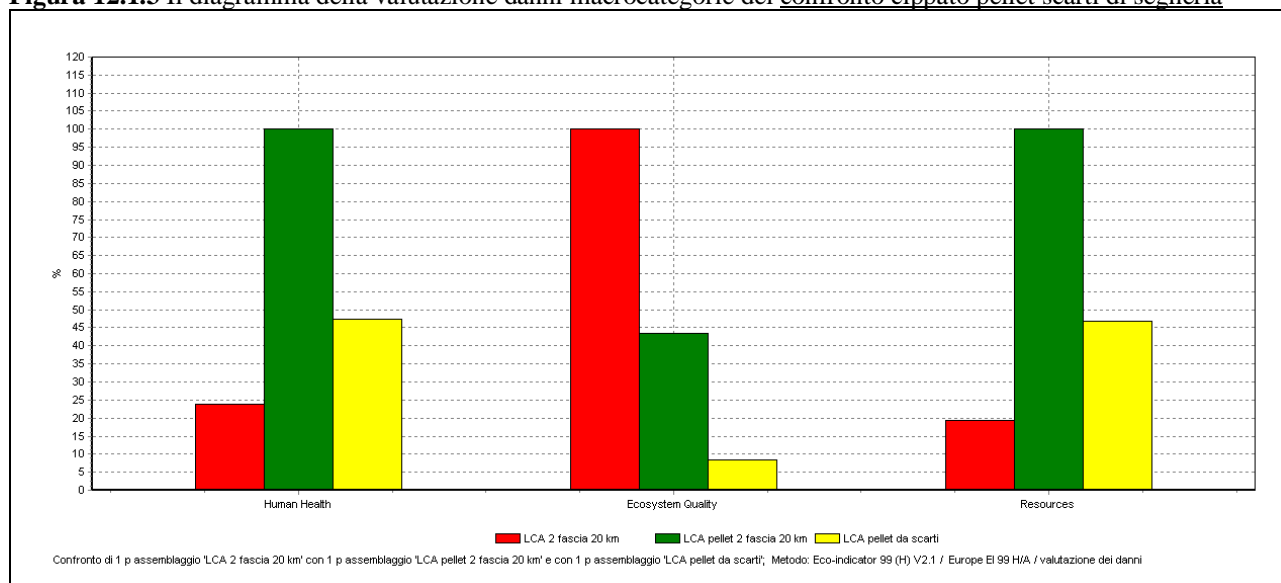


Figura 12.1.2 La caratterizzazione della *fase prodotto* confronto cippato pellet scarti di segheria

Categoria d'impatto	Unità	LCA cippato 2 fascia 20 km	LCA pellet 2 fascia 20 km	LCA pellet da scarti di segheria
Carcinogens	DALY	0,000000384	0,00000832	0,00000397
Resp. organics	DALY	0,00000102	0,000000662	0,000000175
Resp. inorganics	DALY	0,0000284	0,000109	0,0000521
Climate change	DALY	0,00000641	0,0000339	0,0000158
Radiation	DALY	x	x	x
Ozone layer	DALY	2,33E-08	9,81E-08	4,56E-08
Ecotoxicity	PAF*m2yr	502	188	25,3
Acidification/ Eutrophication	PDF*m2yr	1,35	3,61	1,75
Land use	PDF*m2yr	x	x	x
Minerals	MJ surplus	x	x	x

Figura 12.1.3 Il diagramma della valutazione danni macrocategorie del confronto cippato pellet scarti di segheria

Dall'analisi dei risultati della caratterizzazione si può notare che:

- Nella categoria Human Health il danno maggiore è quello della filiera del pellet ($1,52E-04$). Il danno minore si ha nella filiera del cippato. Il minor danno della filiera degli scarti di segheria rispetto a quello della filiera del pellet è dovuto al fatto che nella prima filiera non sono presenti le fasi di esbosco e di trasporto fino all'imposto, l'assenza di queste due fasi riduce il danno del 50%.
- Nella categoria Ecosystem quality il danno maggiore si ha nella filiera del cippato. La categoria di impatto che produce il danno massimo è Ecotoxicity. Il danno della filiera cippato è il doppio di quello della filiera pellet e circa dodici volte quello della filiera scarti di segheria.
- Nella categoria Resources il danno maggiore è quello della filiera della pellet, dovuto maggiormente alla fase di pellettizzazione e quindi al consumo di energia elettrica. Nella filiera di scarti da segheria si ha un danno inferiore del 50% circa, dovuto anche in questo caso all'assenza in questa filiera della fase di esbosco e di un minor trasporto. Il danno relativo alla filiera del cippato è il minore dei tre LCA confrontati, ed è circa 2,4 volte più basso di quello della filiera scarti da segheria.

12.2 Analisi dei risultati con il metodo EDIP/UMIP 96

Figura 12.2.1 Il diagramma della caratterizzazione della fase prodotto confronto cippato pellet scarti di segheria

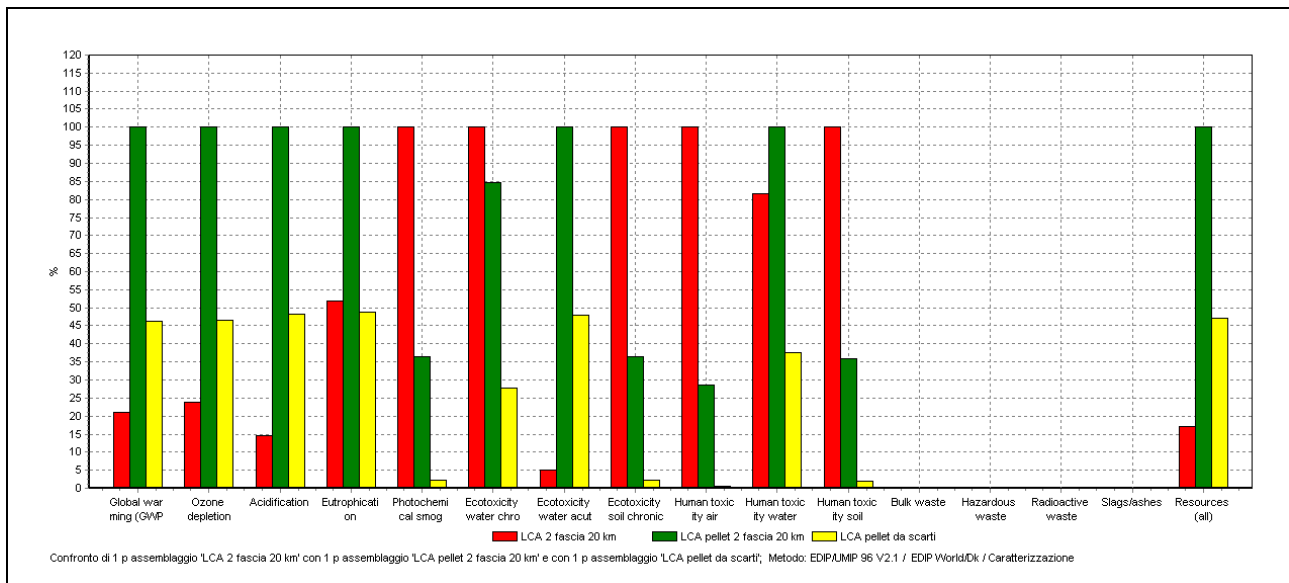


Figura 12.2.2 La caratterizzazione della *fase prodotto* confronto cippato pellet scarti di segheria

Categoria d'impatto	Unità	LCA cippato 2 fascia 20 km	LCA pellet 2 fascia 20 km	LCA pellet da scarti di segheria
Global warming (GWP 100)	g CO2	34800	165000	76400
Ozone depletion	g CFC11	0,0129	0,0545	0,0253
Acidification	g SO2	206	1420	682
Eutrophication	g NO3	321	621	302
Photochemical smog	g ethene	113	41,2	2,46
Ecotoxicity water chronic	m3	8190	6930	2280
Ecotoxicity water acute	m3	21,3	427	204
Ecotoxicity soil chronic	m3	75,4	27,6	1,67
Human toxicity air	m3	2180000000	622000000	10100000
Human toxicity water	m3	1130	1380	518
Human toxicity soil	m3	294	106	5,71
Bulk waste	kg	x	x	x
Hazardous waste	kg	x	x	x
Radioactive waste	kg	x	x	x
Slags/ashes	kg	x	x	x
Resources (all)	kg	0,000323	0,00189	0,000889

Dall'analisi dei risultati della caratterizzazione per la 1 fascia si nota che:

- In Ozone Depletion il danno maggiore si ha nella filiera del pellet (0,0545 gCFC11). Il minor danno si ha nella filiera del cippato (0,0129 gCFC11). Il minor danno della filiera degli scarti di segheria rispetto a quello della filiera del pellet è dovuto al fatto che nella prima filiera non sono presenti le fasi di esbosco e di trasporto fino all'imposto, l'assenza di queste due fasi riduce il danno del 60% circa.

- In Global Warming il danno maggiore si ha nella filiera del pellet ($1,65E05 \text{ gCO}_2$), è dovuto per il 91,8% alla fase di pellettizzazione. Il minor danno si ha nella filiera del cippato ($3,48E4 \text{ gCO}_2$). Il minor danno della filiera degli scarti di segheria rispetto a quello della filiera del pellet è dovuto al fatto che nella prima filiera non sono presenti le fasi di esbosco e di trasporto fino all'imposto, l'assenza di queste due fasi riduce il danno del 50% circa.
- In Acidification il danno maggiore si ha nella filiera del pellet ($1,42E03 \text{ gSO}_2$). Il minor danno si ha nella filiera del cippato (206 gSO_2). Il minor danno della filiera degli scarti di segheria rispetto a quello della filiera del pellet è dovuto al fatto che nella prima filiera non sono presenti le fasi di esbosco e di trasporto fino all'imposto, l'assenza di queste due fasi riduce il danno del 50% circa.
- In Eutrophication il danno maggiore si ha nella filiera del pellet (621 gNO_3). Il minor danno si ha nella filiera del pellet da scarti di segheria (302 gNO_3). Il minor danno della filiera degli scarti di segheria rispetto a quello della filiera del pellet è dovuto al fatto che nella prima filiera non sono presenti le fasi di esbosco e di trasporto fino all'imposto, l'assenza di queste due fasi riduce il danno del 50% circa.
- In Photochemical smog il danno maggiore si ha nella filiera del cippato (113 g ethene). Il minor danno si ha nella filiera del pellet da scarti di segheria ($2,46 \text{ g ethene}$). Dovuto maggiormente alla fase di esbosco. Il contributo della fase di esbosco per pellet è inferiore perché per questa filiera la quantità di legna abbattuta è inferiore.
- In Ecotoxicity water acute il danno maggiore si ha nella filiera del pellet (427 m^3). Il minor danno si ha nella filiera del cippato ($21,3 \text{ m}^3$). Il minor danno della filiera degli scarti di segheria rispetto a quello della filiera del pellet è dovuto al fatto che nella prima filiera non sono presenti le fasi di esbosco e di trasporto fino all'imposto, l'assenza di queste due fasi riduce il danno del 50% circa.
- In Ecotoxicity water chronic il danno maggiore si ha nella filiera del cippato (8190 m^3). Il minor danno si ha nella filiera del pellet da scarti di segheria (2280 m^3). Il minor danno della filiera degli scarti di segheria rispetto a quello della filiera del pellet è dovuto al fatto che nella prima filiera non sono presenti le fasi di esbosco e di trasporto fino all'imposto, l'assenza di queste due fasi riduce il danno del 70% circa.
- In Ecotoxicity soil chronic il danno maggiore si ha nella filiera del cippato ($75,4 \text{ m}^3$). Il minor danno si ha nella filiera del pellet da scarti di segheria ($1,67 \text{ m}^3$). Il minor danno della filiera degli scarti di segheria rispetto a quello della filiera del pellet è dovuto al fatto che nella prima filiera non sono presenti le fasi di esbosco e di trasporto fino all'imposto, l'assenza di queste due fasi riduce il danno del 70% circa. Il contributo maggiore è dovuto all'utilizzo dei carburanti Petrol300 e Diesel.
- In Human toxicity air il danno maggiore si ha nella filiera del cippato ($2,18E9 \text{ m}^3$). Il minor danno si ha nella filiera del pellet da scarti di segheria ($1,01E7 \text{ m}^3$). Il minor danno della filiera degli scarti di segheria rispetto a quello della filiera del pellet è dovuto al fatto che

nella prima filiera non sono presenti le fasi di esbosco e di trasporto fino all'imposto, l'assenza di queste due fasi riduce il danno del 85% circa.

- In Human toxicity water il danno maggiore si ha nella filiera del pellet (1380 m³), il danno della filiera del cippato è leggermente inferiore a quello del pellet (1130 m³), mentre il danno della filiera scarti da segheria è molto più basso, circa il 60% in meno delle altre due filiere.
- In Human toxicity soil il danno maggiore si ha nella filiera del cippato (294 m³). Il danno della filiera del pellet vale 106 m³, mentre quello della filiera scarti di segheria vale 5,71 m³.
- In Resources (all) il danno maggiore si ha nella filiera del pellet (0,00189 kg). Il danno della filiera del pellet da scarti di segheria è inferiore rispetto a quello di pellet da legna verde del 50%. Il danno minore è quello della filiera del cippato (0,323E-3).

12.3 Analisi dei risultati con il metodo Cumulative Energy Demand

Figura 12.3.1 Il diagramma della caratterizzazione del confronto cippato pellet scarti di segheria

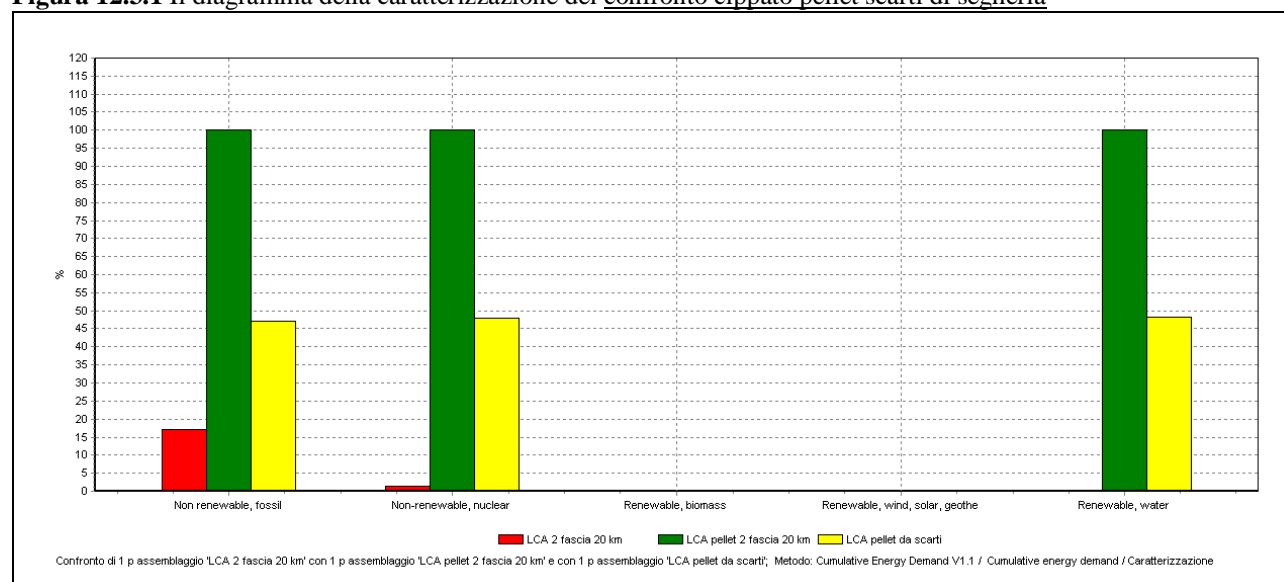


Figura 12.3.2 La caratterizzazione della fase prodotto confronto cippato pellet scarti di segheria

Categoria d'impatto	Unità	LCA cippato 2 fascia 20 km	LCA pellet 2 fascia 20 km	LCA pellet da scarti
Non renewable, fossil	MJ-Eq	348	2040	960
Non-renewable, nuclear	MJ-Eq	3,83	281	135
Renewable, biomass	MJ-Eq	x	x	x
Renewable, wind, solar, geothermal	MJ-Eq	x	x	x
Renewable, water	MJ-Eq	0,541	273	131

Dall'analisi dei risultati della caratterizzazione si nota che:

- Non-renewable, fossil: il consumo maggiore si ha nella filiera del pellet (2040 MJ-Eq). Il minor consumo si ha nella filiera del cippato (348 MJ-Eq). Il minor danno della filiera degli scarti di segheria rispetto a quello della filiera del pellet è dovuto al fatto che nella prima filiera non sono presenti le fasi di esbosco e di trasporto fino all'imposto, l'assenza di queste due fasi riduce il danno del 55%. Il consumo delle due filiere del pellet è dovuto soprattutto ai consumi di energia elettrica della pellettizzatrice;

- Non-renewable, nuclear: il consumo maggiore si ha nella filiera del pellet (281 MJ-Eq). Il minor consumo si ha nella filiera del cippato (3,83 MJ-Eq). Il minor danno della filiera degli scarti di segheria rispetto a quello della filiera del pellet è dovuto al fatto che nella prima filiera non sono presenti le fasi di esbosco e di trasporto fino all'imposto, l'assenza di queste due fasi riduce il danno del 55% circa. Il consumo delle due filiere del pellet è dovuto soprattutto ai consumi di energia elettrica della pellettizzatrice;
- Renewable, water: il consumo maggiore si ha nella filiera del pellet (273 MJ-Eq). Il minor consumo si ha nella filiera del cippato (3,83 MJ-Eq). Il minor danno della filiera degli scarti di segheria rispetto a quello della filiera del pellet è dovuto al fatto che nella prima filiera non sono presenti le fasi di esbosco e di trasporto fino all'imposto, l'assenza di queste due fasi riduce il danno del 55% circa. Il consumo delle due filiere del pellet è dovuto soprattutto ai consumi di energia elettrica della pellettizzatrice.

13 Il quadro socioeconomico occupazionale

13.1 Costi della filiera cippato

Per la filiera cippato è stata fatta un'analisi dei costi orari. Per il calcolo dei costi dell'intera filiera si utilizzano le ipotesi di base elencate nella seguente tabella, divisi per macchinari.

Figura 13.1.1 Ipotesi di base per il calcolo dei costi

1. Ipotesi di base:	Motosega	Trattore e rimorchio	Cippatrice	Autotreno	Gru a cavo
Prezzo d'acquisto a Gennaio 2006 (P, €) =	700	90000	150000	140000	111000
Contributo pubblico (%)	0	0	0	0	0
Investimento da ammortare	700	90000	150000	140000	110000
Potenza motore (hp) =	4	60,5	210	320	78
Durata di servizio (n, anni) =	2	8	8	5	8
Valore di recupero, percento di P (sv%)	0%	20%	20%	20%	0%
Riparazioni e manutenzione, percento dell'ammortamento (rm%) =	120%	60%	80%	35%	120%
Interesse sul capitale (in%) =	4%	4%	4%	4%	4%
Assicurazione e tasse, percento dell'IMA (at%) =	4%	4%	4%	4%	4%
Consumo combustibile (l/h) =	2,35	14,52	1,5	12	5
Prezzo del combustibile (Pc, €/l) =	1,2	1,1	1,1	1,1	1,1
Olio e lubrificante, percento del costo combustibile (lo%) =	100%	30%	37%	30%	30%
Costo dell'operatore (Oper, €/OL) =	16	16	16	16	16
Squadra (Sqd, Unità)	2	1	1	1	2

Nella figura 13.1.1 sono riportati i valori delle unità che compongono la squadra per ogni singola macchina o automezzo, nei calcoli seguenti si tiene presente che il numero di operatori della fase di esbosco sono due e che questi utilizzeranno in tempi diversi le varie macchine o automezzi. I due operatori della fase di esbosco devono essere ripartiti nelle varie sottofasce, in questo studio si è scelto di calcolarne 1 nella fase di abbattimento (motosega) e uno nella fase di trasporto, per la gru a cavo si considerano solo i costi della manodopera per il montaggio/smontaggio dell'attrezzatura. I costi totali sono calcolati come €/h.

I costi fissi e variabili sono stati calcolati separatamente tenendo conto dei calcoli seguenti:

$$\text{Valore di recupero (S, €)} = (P \cdot sv\%) = \text{Investimento da ammortare} \cdot \text{Valore di recupero}$$

$$\begin{aligned} \text{Ammortamento annuo (Amm, €/anno)} &= [(P-S)/n] = \\ &= (\text{Investimento da ammortare} - \text{Valore di recupero}) / \text{Durata di servizio} \end{aligned}$$

$$\text{Investimento Medio Annuale (IMA, €)} = [(((P-S) \cdot (n+1))/2n) + S]$$

Considerando che l'impiego annuale della macchina (IA, h/anno) è uguale a 1000 h/anno si ottengono i costi fissi e variabili come riportato rispettivamente nelle figure 13.1.2 e 13.1.3. nella tabella 13.1.4 sono riportati i costi tot.

Figura 13.1.2 Costi fissi

3. Costi Fissi:	Motosega	Trattore e rimorchio	Cippatrice leggera	Autotreno	Gru a cavo
Interessi (Int, €/anno) = (in%*IMA) =	21	2340	2600	3808	2860
Assicurazione e tasse (AT, €/anno) = (at%*IMA) =	21	2340	2600	3808	2860
Costi Fissi Annuali (CF, €/anno) = (Amm+Int+AT) =	392	13680	15200	30016	16720
Costi Fissi per ora (€/ora) = (CFL) =	0,39	13,68	15,20	16,68	16,72

Figura 13.1.3 Costi variabili

4. Costi Variabili:	Motosega	Trattore e rimorchio	Cippatrice leggera	Autotreno	Gru a cavo
Costo combustibile (Comb, €/ora) = (l/h*€/l) =	2,82	15,97	1,65	13,20	5,50
Costo lubrificante (L, €/ora) = (Comb*lo%) =	2,82	4,79	0,61	3,96	1,65
Costo riparazioni e manutenzione (RM, €/ora) = (Amm*rm%/IA) =	0,42	5,40	8,00	4,36	6,60
Costo del personale addetto (Pers, Sqd*Oper, €/ora) =	16,00	16,00	16,00	16,00	0,00
Costi Variabili per ora (VN, €/Ora) = (Comb+L+RM+Pers) =	22,06	42,16	26,26	37,52	13,75

Figura 13.1.4 Costi totali

5. Costo Operativo	Motosega	Trattore e rimorchio	Cippatrice leggera	Autotreno	Gru a cavo
Costo Operativo	22,45	55,84	41,46	54	30,47
Spese generali %	20,00	20,00	20,00	20	20,00
Spese generali €	4,49	11,17	8,29	10,8	6,09
6. Costo tot €/h	27	67	50	65	37

Per avere un quadro generale dei costi dell'intera filiera si sono riportati i costi in €/t e in €/km, per ogni filiera è così possibile calcolarsi il costo totale conoscendo le tonnellate e i chilometri.

Questo sistema non è generalizzabile, ma bisogna tener presente le ipotesi fatte, perché cambiando queste cambiano i costi per unità (€/t e €/km). Le ipotesi del sistema utilizzate per questo calcolo sono:

- Produzione oraria della motosega 1,38 t/h
- km percorso nelle varie fasce come indicato in figura 2.1.2
- velocità del trattore in bosco 10 km/h
- velocità del trattore in strada 30 km/h
- km relativi al trasporto della cippatrice come indicato in figura 2.1.3
- km relativi al trasporto della gru a cavo (paragrafo 2.1.1.2)
- velocità dell'autotreno per il trasporto del cippato 50 km/h
- km relativi al trasporto di 1 t di cippato, il fattore di carico dell'autotreno da 28 t è 47%, perciò vengono trasportate 13,16 t

Per la fase di esbosco si considerano i costi della motosega e del trasporto del tal quale fino alla rete viaria, per la terza fascia a questi si aggiungono il costo della gru a cavo e del suo trasporto.

Per la motosega, sapendo che la produzione oraria di abbattimento è 1,38 t/h, si ottiene:

$$27 \text{ €/h} * 1/1,38 \text{ h/t} = 19,52 \text{ €/t}$$

Per il trasporto si considera la velocità del trattore in bosco 10 km/h:

$$67 \text{ €/h} * 1/10 \text{ h/km} = 6,7 \text{ €/km}$$

A esempio per il trasporto 1 fascia il trattore percorre 0,166 km (andata e ritorno) e trasporta 3,5t allora il costo riferito ad 1 t è:

$$6,7 \text{ €/km} \div 3,5 \text{ t} = 1,914 \text{ €(km * t)}$$

$$1,91 \text{ €(km * t)} * 0,166 = 0,317 \text{ €t}$$

Unendo i due costi si ottiene che il costo di esbosco per la prima fascia è 19,84 €t.

Il costo della gru si ottiene considerando che in 0,056 h vengono trasportate 6 t di tal quale e che la distanza da percorrere è 0,284 km:

$$37 \text{ €/h} * 0,056 \text{ h} \div 6 \text{ t} = 0,345 \text{ €t}$$

Il costo del trasporto della gru si ottiene considerando che nel periodo in cui la gru rimane in bosco vengano raccolte 50 t di tal quale. Il trasporto avviene con il trattore quindi per il calcolo del costo è necessario indicare la distanza imposto-impianto e considerare le diverse velocità del trattore (10 km/h in bosco e 30 km/h su strada). Ad esempio se si considera una distanza imposto-impianto di 20 km si ottiene:

$$\text{trasporto in bosco: } 6,7 \text{ €/km} * 0,486 \text{ km} \div 50 \text{ t} = 0,065 \text{ €t}$$

$$\text{trasporto su strada: } 2,23 \text{ €/km} * (5,2+40) \text{ km} \div 50 \text{ t} = 2,01 \text{ €t}$$

A questi costi va aggiunto il costo della manodopera per il montaggio e smontaggio della gru. Si considera una squadra operativa di due unità, il tempo complessivo di montaggio e smontaggio è 8 h e la quantità raccolta in questo periodo (50 t), perciò si ottiene:

$$16 \text{ €/h} * 2 * 8 \text{ h} \div 50 \text{ t} = 5 \text{ €t}$$

Il trasporto fino all'imposto si ottiene considerando la velocità del trattore su strada 30 km/h, la distanza percorsa 2,6 km e la quantità trasportata 3,5 t di tal quale:

$$67 \text{ €/h} * 1/30 \text{ h/km} = 2,23 \text{ €/km}$$

$$2,23 \text{ €/km} \div 3,5 \text{ t} = 0,637 \text{ €(km * t)}$$

$$0,637 \text{ €(km * t)} * 5,2 = 3,3 \text{ €t}$$

Per la terza fase della filiera si considerano tre contributi: costo cippatrice, costo trasporto cippatrice impianto-imposto e costo trasporto cippato impianto-imposto.

Il costo della cippatrice si ottiene considerando la sua produzione oraria di 10t/h :

$$50 \text{ €/h} * 1/10 \text{ h/t} = 5 \text{ €t}$$

Il trasporto del cippato si ottiene considerando la velocità dell'autotreno (50 km/h):

$$65 \text{ €/h} * 1/50 \text{ h/km} = 1,3 \text{ €/km}$$

Per il trasporto della cippatrice, che avviene con il trattore è necessario ipotizzare la distanza percorsa e considerare la produzione giornaliera della cippatrice (80 t), ad esempio per 20 km si ottiene:

$$67 \text{ €/h} * 1/30 \text{ h/km} = 2,23 \text{ €/km}$$

$$(2,23 \text{ €/km} * 40 \text{ km}) \div 80 \text{ t} = 1,11 \text{ €t}$$

Il calcolo del costo della distribuzione è lo stesso del trasporto del cippato (1,3 €/km).

Nella figura 13.1.5 si riportano i costi unitari per tutte le fasi, mentre nella tabella 13.1.6 si riportano i costi totali relativi alla produzione di 1 t di cippato.

Figura 13.1.5 Costi totali unitari

	fasi		costi tot unitari
1 FASCIA	esbosco 1 fascia €/t		19,84
	trasporto fino all'imposto €/km		2,23
	cippatrice €/t	10 km	5,52
		20 km	6,08
		30 km	6,64
	trasporto imposto impianto €/km		1,3
2 FASCIA	distribuzione €/km		1,3
	esbosco 2 fascia €/t		20,45
	trasporto fino all'imposto €/km		2,23
	cippatrice €/t	10 km	5,52
		20 km	6,08
		30 km	6,64
3 FASCIA	trasporto imposto impianto €/km		1,3
	distribuzione €/km		1,3
	esbosco 3 fascia €/t	10 km	26,84
		20 km	27,76
		30 km	28,64
	trasporto fino all'imposto €/km		2,23
	cippatrice €/t	10 km	5,52
		20 km	6,08
		30 km	6,64
	trasporto imposto impianto €/km		1,3
	distribuzione €/km		1,3

Figura 13.1.6 Costi totali per fascia considerando una distanza imposto impianto di 20 km

	Fasi	Costi per unità	Unità filiera	Costi tot per fasi	costi tot per fascia
1 FASCIA	esbosco 1 fascia	19,84 €/t	2 t	39,68 €	60,29 €
	trasporto fino all'imposto	2,23 €/km	1,49 km/t	6,62 €	
	cippatura e trasporto cippatrice per 20 km	6,08 €/t	1 t	6,08 €	
	trasporto imposto impianto	1,3 €/km	3,04 km/t	3,95 €	
	Distribuzione	1,3 €/km	3,04 km/t	3,95 €	
2 FASCIA	esbosco 2 fascia	20,45 €/t	2 t	40,90€	61,51 €
	trasporto fino all'imposto	2,23 €/km	1,49 km/t	6,62 €	
	cippatura e trasporto cippatrice per 20 km	6,08 €/t	1 t	6,08 €	
	trasporto imposto impianto	1,3 €/km	3,04 km/t	3,95 €	

	distribuzione	1,3 €/km	3,04 km/t	3,95 €	
3 FASCIA	esbosco 3 fascia per 20 km	27,76 €/t	2 t	55,52 €	76,13 €
	trasporto fino all'imposto	2,23 €/km	1,49 km/t	6,62 €	
	cippatura e trasporto cippatrice per 20 km	6,08 €/t	1 t	6,08 €	
	trasporto imposto impianto	1,3 €/ km	3,04 km/t	3,95 €	
	distribuzione	1,3 €/km	3,04 km/t	3,95 €	

13.2 Costi della filiera pellet

L'analisi dei costi della filiera pellet è stata fatta come quella per la filiera del cippato. Si assume che il costo dell'energia elettrica è di 0,20 €/per kWh. Per il calcolo dei costi dell'intera filiera si utilizzano le ipotesi di base elencate nella seguente tabella, divisi per macchinari:

Figura 13.2.7 Ipotesi di base per il calcolo dei costi

1. Ipotesi di base:	Motosega	Trattore e rimorchio	Pellettizzatrice	Autotreno	Gru a cavo
Prezzo d'acquisto a Gennaio 2006 (P, €) =	700	90000	115000	140000	110000
Contributo pubblico (%)	0	0	0	0	0
Investimento da ammortare	700	90000	115000	140000	110000
Potenza motore (hp) =	4	60,5	210	320	78
Durata di servizio (n, anni) =	2	8	8	5	8
Valore di recupero, percento di P (sv%)	0%	20%	20%	20%	20%
Repazioni e manutenzione, percento dell'ammortamento (rm%)	120%	60%	80%	35%	60%
Interesse sul capitale (in%) =	4%	4%	4%	4%	4%
Assicurazione e tasse, percento dell'IMA (at%) =	4%	4%	4%	4%	4%
Consumo combustibile (l/h o kWh) =	2,35	14,52	37	12	5
Prezzo del combustibile (Pc, €/l o €/kWh) =	1,2	1,1	0,2	1,1	1,1
Olio e lubrificante, percento del costo combustibile (lo%) =	100%	30%	37%	30%	30%
Costo dell'operatore (Oper, €/OL) =	16	16	16	16	16
Squadra (Sqd, Unità)	2	1	1	1	2

Nella figura 13.2.7 sono riportati i valori delle unità che compongono la squadra per ogni singola macchina o automezzo, nei calcoli seguenti si tiene presente che il numero di operatori della fase di esbosco sono due e che questi utilizzeranno in tempi diversi le varie macchine o automezzi. I due operatori della fase di esbosco devono essere ripartiti nelle varie sottofasi, in questo studio si è scelto di calcolarne 1 nella fase di abbattimento (motosega) e uno nella fase di trasporto, per la gru a cavo si considerano solo i costi della manodopera per il montaggio/smontaggio dell'attrezzatura. I costi totali sono calcolati come €/h.

I costi fissi e variabili sono stati calcolati separatamente tenendo conto dei calcoli seguenti:

Valore di recupero (S, €) = $(P \cdot sv\%) = \text{Investimento da ammortare} \cdot \text{Valore di recupero}$

Ammortamento annuo (Amm, €/anno) = $[(P-S)/n] =$
 $= (\text{Investimento da ammortare} - \text{Valore di recupero}) / \text{Durata di servizio}$

Investimento Medio Annuale (IMA, €) = $[(((P-S) \cdot (n+1))/2n) + S]$

Considerando che l'impiego annuale della macchina (IA, h/anno) è uguale a 1000 h/anno si ottengono i costi fissi e variabili come riportato rispettivamente nelle figure 13.2.8 e 13.2.9. nella tabella 13.2.10 sono riportati i costi tot.

Figura 13.2.8 Costi fissi

3. Costi Fissi:	Motosega	Trattore e rimorchio	Cippatrice leggera	Autotreno	Gru a cavo
Interessi (Int, €/anno) = $(in\% \cdot IMA) =$	21	2340	2990	3808	2860
Assicurazione e tasse (AT, €/anno) = $(at\% \cdot IMA) =$	21	2340	2990	3808	2860
Costi Fissi Annuali (CF, €/anno) = $(Amm + Int + AT) =$	392	13680	17480	30016	16720
Costi Fissi per ora (€/ora) = $(CFL) =$	0,39	13,68	17,48	16,68	16,72

Figura 13.2.9 Costi variabili

4. Costi Variabili:	Motosega	Trattore e rimorchio	Pellettizzatrice	Autotreno	Gru a cavo
Costo combustibile (Comb, €/ora) = $(l/h \cdot €/l) =$	2,82	15,97	7,40	13,20	5,50
Costo lubrificante (L, €/ora) = $(Comb \cdot lo\%) =$	2,82	4,79	2,74	3,96	1,65
Costo riparazioni e manutenzione (RM, €/ora) = $(Amm \cdot rm\% / IA) =$	0,42	5,40	9,20	4,36	6,60
Costo del personale addetto (Pers, Sqd*Oper, €/ora) =	32,00	16,00	16,00	16,00	32,00
Costi Variabili per ora (VN, €/Ora) = $(Comb + L + RM + Pers) =$	38,06	42,16	35,34	37,52	45,75

Figura 13.2.10 Costi totali

5. Costo Operativo	Motosega	Trattore e rimorchio	Pellettizzatrice	Autotreno	Gru a cavo
Costo Operativo	38,45	55,84	52,82	54	62,47
Spese generali %	20,00	20,00	20,00	20	20,00
Spese generali €	7,69	11,17	10,56	10,8	12,49
6. Costo tot €/h	46	67	63	65	75

Per avere un quadro generale dei costi dell'intera filiera si sono riportati i costi in €/t e in €/km, è così possibile calcolarsi il costo totale conoscendo le tonnellate e i chilometri. Il metodo utilizzato per il calcolo dei costi unitari in €/t e €/km per le fasi di esbosco, trasporto del tal quale fino all'imposto e distribuzione è lo stesso della filiera del cippato. Il calcolo del costo unitario del trasporto del tal quale da imposto all'impianto è lo stesso del trasporto del cippato. Di seguito si riporta solamente il calcolo del costo della pellettizzatrice, in quanto questa macchina è presente solo in questa filiera.

Per la pellettizzatrice considerando la sua produzione oraria (120 kg/h) si ottiene:

$$61 \text{ €/h} \cdot 1/0,12 \text{ h/t} = 508 \text{ €/t}$$

Nella figura 13.2.11 si riportano i costi unitari per tutte le fasi, mentre nella tabella 13.2.12 si riportano i costi totali relativi alla produzione di 0,787 t di pellet

Figura 13.2.11 Costi totali unitari

	Fasi	Costi tot unitari
1 FASCIA	esbosco 1 fascia €/t	19,84
	trasporto fino all'imposto €/km	2,23
	pellettizzazione €/t	508
	trasporto imposto impianto €/km	1,3
	distribuzione €/km	1,3
2 FASCIA	esbosco 2 fascia €/t	20,45
	trasporto fino all'imposto €/km	2,23
	pellettizzazione €/t	508
	trasporto imposto impianto €/km	1,3
	distribuzione €/km	1,3
	esbosco 3 fascia €/t per 20 km	27,76
	trasporto fino all'imposto €/km	2,23
	pellettizzazione €/t	508
	trasporto imposto impianto €/km	1,3
	distribuzione €/km	1,3

Figura 13.2.12 Costi totali per la filiera del pellet analizzata

	Fasi	Costi per unità	Unità filiera	Costi tot per fasi	Costi tot per fascia
2 FASCIA 20 km	esbosco 2 fascia	20,45 €/t	0,656	13,42	421,09 €
	trasporto fino all'imposto	2,23€/km	1,49	2,17	
	trasporto imposto impianto	1,3 €/km	3,04	2,59	
	pellettizzazione	508€/t	0,787	399,80	
	distribuzione	1,3€/km	3,04	3,11	

I costi della filiera del pellet sono molto alti, questo è dovuto all'elevato consumo di energia elettrica per la produzione di 1 t di pellet. Per ridurre i costi si può utilizzare una pellettizzatrice con minori consumi di energia elettrica o una produzione oraria maggiore. Infatti se si considera la produzione oraria del pellet da scarti (0,25 t/h) si ottiene un costo unitario di 244 €/t, questo costo è circa la metà di quello per la produzione di pellet da legna fresca. I costi per la produzione da scarti sono ulteriormente ridotti dalla mancanza della fase di esbosco.

13.3 Ricadute occupazionali

La valorizzazione della biomasse è un settore ricco di potenzialità, sia dal punto di vista ambientale che da quello occupazionale.

I vantaggi derivanti dallo sfruttamento delle biomasse forestali sono:

- Occupazione
- Rivalutazione del territorio
- Risparmio energetico
- Riduzione delle emissioni di gas serra

La valorizzazione delle biomasse porta all'incremento delle attività già presenti sul territorio connesse allo sfruttamento del patrimonio forestale e all'avvio di nuove attività imprenditoriali. Ogni fase della filiera legno-energia produce degli effetti diretti ed indiretti. Ad esempio nell'attività di raccolta vengono utilizzati mezzi ed operatori per tutte le operazioni di esbosco. Per queste operazioni vengono impiegati mezzi di trasporto e strumenti meccanici che necessariamente

implicano fornitori e distributori. Inoltre l'attività di raccolta generano anche un incremento dei servizi (distributori, bar, ecc.) dovuto alla presenza sul territorio di operatori forestali per la maggior parte dell'anno. Anche le altre fasi portano un incremento occupazionale, una filiera di cippato come descritta nei capitoli precedenti può dare lavoro a:

- operatori per la pulizia periodica dei boschi e recupero del frasame da esbosco
- operatori per il taglio programmato dei boschi
- Operatori addetti al trasporto
- Operatori addetti alla cippatura

Inoltre la filiera del pellet con la realizzazione di un impianto può dare occupazione anche ad operatori e tecnici specializzati per la gestione degli impianti produttivi, elettrotecnici, personale impiegatizio e di controllo.

L'avvio di nuove attività imprenditoriali e lo sviluppo e il sostegno di sistemi economici esistenti possono contribuire ad arrestare il fenomeno dell'abbandono della montagna da parte dei giovani in cerca di occupazione. Questo porterebbe ad un incremento della popolazione locale e quindi all'apertura di nuove scuole, all'incremento dei servizi e alla rivalutazione del mercato immobiliare.

L'utilizzo delle biomasse come combustibile porta un ulteriore incremento dell'occupazione per la realizzazione di nuovi impianti di riscaldamento o per l'adeguamento dei vecchi sistemi. La biomassa può anche essere utilizzata per la produzione di energia elettrica che porta ad un ulteriore riduzione delle emissioni ed ad un incremento dell'occupazione per gestire e mantenere le nuove centrali. L'utilizzo delle biomasse come combustibili determina anche una riduzione dei consumi energetici. Nel caso di aree non metanizzate il vantaggio economico acquista maggiori dimensioni.

Dall'attività di raccolta delle biomasse deriva una manutenzione costante del territorio, che può contribuire al ripristino della viabilità boschiva e alla manutenzione della sentieristica con conseguente agevolazione delle attività turistiche e di escursionismo. La riduzione della biomasse residuale da sottobosco determina inoltre un contenimento degli incendi e dei rischi di autocombustione.

La valorizzazione delle biomasse è ancora poco diffusa, anche se negli ultimi anni è in aumento, perciò è necessaria una politica di sensibilizzazione della popolazione sui vantaggi di questa risorsa. Infatti si deve progettare il suo utilizzo non solo attraverso un'analisi delle emissioni e dei costi, ma è necessario considerare anche le sue ricadute sociali: aumento dell'occupazione, incremento del turismo, rivalutazione del territorio ecc.

14 Conclusioni

Dall'analisi del confronto del LCA delle due filiere, pellet e cippato, si nota che la filiera del pellet è più svantaggiosa rispetto a quella del cippato. Questo è dovuto alla fase di pellettizzazione e quindi al consumo di energia elettrica. Per diminuire i consumi di questa filiera ed ottenere quindi meno emissioni si può agire sull'impianto di pellettizzazione, utilizzando una macchina con meno potenza o ancora meglio una macchina con una maggiore produzione oraria. Infatti dal confronto delle tre filiere, cippato, pellet da tal quale e pellet da scarti, si può notare che il consumo della pellettizzatrice è minore nella filiera degli scarti rispetto a quella del pellet da tal quale, questo perché la produzione oraria raddoppia e quindi l'energia consumata si dimezza.

Un'altra fase che incide sulle emissioni è quella di esbosco. In questo caso si può pensare ad un'ottimizzazione del lavoro per aumentare la produzione oraria o ad una riduzione dei consumi e quindi delle emissioni agendo sui mezzi utilizzati. Ad esempio se si utilizza un trattore che può essere alimentato totalmente o in parte a biodiesel si ottiene una notevole riduzione delle emissioni.

Il modello SAME B 100 è un trattore che può essere alimentato non solo al 20% ma totalmente a biodiesel con un conseguente abbattimento considerevole delle emissioni, delle sostanze climalteranti e dei rischi per la salute e la sicurezza degli operatori, infatti:

- è atossico e biodegradabile 100% e ovviamente è una fonte di energia rinnovabile;
- non contribuisce all'effetto serra perché restituisce all'aria solo l'anidride carbonica che colza, girasole e soia hanno immagazzinato durante la loro crescita: 1 kg di gasolio sostituito con biodiesel significa 2,5 kg in meno di CO₂ fossile;
- non contiene idrocarburi aromatici come il benzene, recenti studi hanno dimostrato che è una sostanza cancerogena;
- non contenendo zolfo, non produce SO_x, permettendo una maggiore efficienza delle marmitte catalitiche/filtri del particolato, oltre a ridurre il fenomeno di piogge acide;
- diminuisce l'opacità (fumosità) dei gas di scarico emessi dai motori diesel e quindi l'emissione di particolato;
- riduce i pericoli in fase di trasporto e stoccaggio grazie alla minore infiammabilità e alla maggiore biodegradabilità.

In figura 14.1.1 sono riportate le caratteristiche del diesel e del biodiesel e in figura 14.1.2 le emissioni della combustione del biodiesel rispetto al diesel.

Figura 14.1.1 Confronto caratteristiche diesel biodiesel

	BIODIESEL	DIESEL
Densità a 15°C	860-900 kg/m ³	820-845 kg/m ³
Viscosità a 40°C	3,5-5 mm ² /s	2-4,5 mm ² /s
Tenore di zolfo	< 10 mg/kg	< 350 mg/kg al 31/12/04 < 50 mg/kg
Contenuto di acqua	< 500 mg/kg	< 200 mg/kg
Punto di fiamma	> 120°C	> 55 °C

Biodegradabilità	75% in 28 gg	40% in 28 giorni
------------------	--------------	------------------

Figura 14.1.2 Emissioni del biodiesel rispetto a quelle del diesel

GAS EMESSI	BIODIESEL VS GASOLIO
NO _x	+12%
HC	-30%
CO	-20%
PM	-30/50%
SO ₂	- 99 %
Fumosità	- 70%

Nella tabella si nota che la combustione del biodiesel produce meno emissioni rispetto al diesel, l'unica eccezione è l'emissione di NO_x. Questo gas è responsabile dei danni alla salute umana, in particolare dell'acidificazione, è quindi necessaria una valutazione delle emissioni complessive per determinare se questo aumento è dannoso o se nell'insieme delle emissioni il suo aumento è compensato dalle altre riduzioni.

L'utilizzo delle biomasse in impianti di riscaldamento comporta un effettivo risparmio di CO₂ equivalente, anche per notevoli distanze di approvvigionamento. Lo svantaggio rispetto all'utilizzo del metano consiste nell'aumento dell'acidificazione, della produzione di smog fotochimico e della tossicità umana. Questi svantaggi potrebbero essere in parte risolti con sistemi che migliorano la combustione o con sistemi che abbattano le emissioni, ad esempio filtri antiparticolato.

La filiera che è stata analizzata esclude la combustione; si nota che ci sono già valori elevati per la tossicità umana e per lo smog fotochimico, dovuti alla combustione di combustibili fossili.

In questo studio è stata analizzata la filiera degli scarti da segheria e i risultati, con lievi modifiche, possono essere adatti anche agli scarti forestali; per quest'ultima filiera rispetto a quella degli scarti da segheria bisogna considerare anche il trasporto in bosco fino all'imposto mediante trattore delle ramaglie e dei residui forestali.

BIBLIOGRAFIA

- “Produzione ed uso energetico del legno nell’azienda agricola”_AIEL
- “Progetto di ricerca 2006/2007 Rapporto conclusivo CO₂ Gestione forestale, lotta ai cambiamenti climatici e utilizzo energetico delle biomasse forestali”
- “Valutazione comparativa con tecniche LCA di diverse filiere di utilizzo energetico di biomassa legnose”_M.Grosso, S.Caserini, S.Livio, L.Rigamonti
- www.samedeutz-fahr.com/it/same
- www.combustibile.it/combustibile.html
- www.inventaria.sinanet.apat.it
- www.sinanet.apat.it/inventaria/db
- www.met.to.it/carburante.htm
- www.pezzolato.it
- www.makxilia.biz
- www.valentini-teleferiche.it
- www.it.husqvarna.com
- “Produzione di energia da biomasse di legno vergine”_Renergy
- “Le ricadute economiche e sociali dirette e indirette della filiera bioenergetica”_Dott.F.Passalacqua
- CEB.Centro di Eccellenza per le Bioenergie _ www.biomasse.basilicata.it/documentazione.asp
- ITABIA
- “Sistemi di valorizzazione delle Biomasse Forestali sulla Montagna Toscana. Gli effetti sull’occupazione e sul territorio. Il ruolo degli enti locali”_Dott. F. Passalacqua, Ing. G.Tondi
- Ambienteitalia