

APPLICAZIONI DELLA METODOLOGIA LCA NEL CAMPO DELLA GESTIONE E DEL TRATTAMENTO DEI RIFIUTI

Lucia Rigamonti^{1,*}, Roberto Chirone², Luca Ciacchi^{3,4}, Anna Degli Esposti⁵, Anna Maria Ferrari⁶, Chiara Magrini⁵, Fabrizio Passarini^{3,4}, Andrea Paulillo^{2,7}, Martina Pini⁶, Sara Toniolo⁸, Andrea Fedele⁸

¹ Politecnico di Milano, Dip. di Ingegneria Civile e Ambientale, Milano.

² eLoop srl, Napoli.

³ Alma Mater Studiorum – Università di Bologna, Dip. di Chimica Industriale “Toso Montanari”, Bologna.

⁴ Alma Mater Studiorum – Università di Bologna, Centro Interdipartimentale di Ricerca Ambientale “Fonti Rinnovabili, Ambiente, Mare ed Energia”, Rimini.

⁵ Alma Mater Studiorum – Università di Bologna, DICAM – Dip. di Ing. Civile, Chimica, Ambientale e dei Materiali, Bologna.

⁶ Università di Modena e Reggio Emilia – Dip. di Scienze e Metodi dell’Ingegneria, Reggio Emilia.

⁷ University College London, Department of Chemical Engineering, United Kingdom.

⁸ Università degli studi di Padova, CESQA Centro Studi Qualità e Ambiente, Dip. di Ingegneria Industriale, Padova.

Sommario – L’articolo nasce da un’iniziativa del gruppo di lavoro “Gestione e trattamento dei rifiuti” dell’Associazione Rete Italiana LCA (*Life Cycle Assessment*). L’obiettivo principale del gruppo di lavoro è quello di ampliare le conoscenze relative alla specificità della metodologia LCA applicata ai processi di gestione e di trattamento dei rifiuti. L’articolo riporta otto casi studio condotti da alcuni dei partecipanti al gruppo di lavoro, con il duplice obiettivo di mostrare il vasto campo di applicazione della metodologia LCA pur mantenendosi all’interno del settore rifiuti e le specificità dell’applicazione di tale metodologia ai processi di gestione e trattamento dei rifiuti. Gli otto casi studio sono stati raggruppati per macro-finalità dell’applicazione, ossia: LCA applicata per valutare i benefici ottenibili dal recupero di varie tipologie di rifiuti, LCA a supporto della pianificazione regionale e/o nazionale e LCA a supporto dell’economia circolare.

Parole chiave: valutazione del ciclo di vita, sostenibilità ambientale, rifiuti, impatti ambientali, economia circolare.

APPLICATIONS OF THE LCA METHODOLOGY IN THE FIELD OF WASTE MANAGEMENT AND TREATMENT

Abstract – This paper stems from an initiative of the “Waste Management and Treatment” working group of the Italian LCA (Life cycle Assessment) Network Association. The main objective of the working group is to expand the knowledge related to the specificity of the LCA methodology applied to waste management and treatment processes. This paper presents eight case studies conducted by some of the participants in the working group, with the dual goal of showing the broad field of application of the LCA methodology while remaining within the waste sector, and the specificities of the application of this methodology to waste management and treatment processes. The eight case studies have been grouped by main application theme, namely: LCA applied to evaluate the benefits achievable with the re-

covery of various types of waste (case studies on bulky waste, municipal organic waste, and agri-food waste), LCA to support regional and / or national planning of end-of-life strategies (case studies at a regional level and at a national level), and LCA to support the development of a circular economy (case studies on reuse of packaging, selective demolition, and copper supply and recycling). The case studies presented demonstrate that the application of the LCA methodology to waste management and treatment processes enables informative and selective comparisons between different treatment processes for several types of waste, the identification of potential improvements in waste management and end-of-life treatments, and to draw recommendations to approach achieving the principles of the circular economy in material cycles. A more widespread and systematic use of LCA in waste management practices/policies would support the achievement of sustainable production and consumption patterns based on scientific evidence.

Keywords: life cycle assessment, environmental sustainability, waste, environmental impacts, circular economy.

Ricevuto il 6-1-2020; Accettazione il 9-10-2020.

1. INTRODUZIONE

Il presente articolo nasce da un’iniziativa del gruppo di lavoro “Gestione e trattamento dei rifiuti” dell’Associazione Rete Italiana LCA (*Life Cycle Assessment*). Tale Associazione si pone come riferimento in Italia per i principali operatori in materia di LCA, favorendo sia la diffusione della metodologia a livello nazionale, sia lo scambio di esperienze applicative tese a sostenere l’approccio del ciclo di vita. Tra i diversi gruppi di lavoro istituiti all’interno dell’Associazione, quello sulla gestione e trattamento dei rifiuti ha come obiettivo principale l’ampliare le conoscenze relative alla specificità della metodologia LCA applicata ai processi di gestione e di trattamento dei rifiuti. All’interno del

* Per contatti: Piazza Leonardo da Vinci 32, 20133, Milano. Tel. 02.23996415; fax 02 23996499. lucia.rigamonti@polimi.it

gruppo di lavoro si discute quindi sulle possibili modalità e decisioni metodologiche relativamente all'implementazione della metodologia LCA a tale settore, dalle scelte sui confini del sistema da analizzare, alla modellizzazione di prodotti e co-prodotti sino alla definizione di metodi e indicatori di valutazione delle prestazioni ambientali.

Nell'articolo si presentano otto studi condotti da alcuni dei partecipanti al gruppo di lavoro, selezionati con il duplice obiettivo di mostrare il vasto campo di applicazione dell'LCA nel settore dei rifiuti e le specificità dell'applicazione di tale metodologia a processi di gestione e trattamento a fine vita. I diversi casi applicativi sono stati raggruppati per macro-finalità dell'applicazione, ossia: LCA applicata per valutare i benefici ottenibili dal recupero di varie tipologie di rifiuti, LCA a supporto della pianificazione regionale e / o nazionale e LCA a supporto dell'economia circolare.

2. LCA PER VALUTARE I BENEFICI OTTENIBILI DAL RECUPERO DI VARIE TIPOLOGIE DI RIFIUTI

2.1. Rifiuti ingombranti: la gestione secondo Geovest S.r.l.

2.1.1. Introduzione

Questo studio nasce dalla collaborazione tra l'Università di Bologna (Dipartimento di Ingegneria Civile, Chimica, Ambientale e dei Materiali – DICAM) e Geovest S.r.l., gestore ambientale dei rifiuti urbani per un bacino di 11 Comuni tra la Provincia di Modena e Bologna, nella regione Emilia-Romagna. Per questi 11 Comuni e per i 148.000 abitanti presenti nel territorio, Geovest raccoglie in maniera differenziata le principali classi merceologiche di rifiuti (carta, cartone, organico, legno, plastica, metalli, vetro) e altri rifiuti differenziati (quali ingombranti, tessili, imballaggi compositi multimateriale, rifiuti da apparecchiature elettriche ed elettroniche) per un totale di circa 393,9 kg/ab di rifiuti differenziati, raggiungendo per l'anno 2019 il 78% di raccolta differenziata.

I 16 centri di raccolta (CDR) gestiti da Geovest svolgono un ruolo importante nel raggiungimento di tale performance, essendo qui conferito il 49,9% dei rifiuti raccolti in maniera differenziata all'interno del bacino in analisi. I CDR raccolgono tra gli altri i rifiuti solidi urbani (RSU) che, per natura o dimensione, non possono essere raccolti con i normali servizi territoriali, integrando le raccolte stradali e domiciliari e rappresentando la soluzio-

ne ambientale più sostenibile e di minore impatto per la raccolta dei rifiuti urbani differenziati.

Tra gli altri RSU raccolti dal gestore nei CDR, vi sono i rifiuti ingombranti (CER 200307), che nel 2019 ammontano, considerando l'intero bacino, a 1.640.890 kg, costituendo il 3,18% dei rifiuti differenziati totali. Una stima nel bacino Geovest mostra che l'avvio a riuso o riciclo degli ingombranti permetterebbe un incremento di 3 punti percentuali dell'indicatore "percentuale di rifiuti urbani sottoposti a preparazione per il riuso e riciclo" (calcolato con metodo di calcolo 4 dell'allegato 1 alla Decisione 2011/753/UE), per cui la Direttiva Europea 851/2018 ha posto come target un incremento di 5 punti percentuali ogni 5 anni, passando dal 50% al 2020 fino a raggiungere il 65% entro il 2035.

La strategia adottata per la gestione di questi rifiuti è cambiata recentemente: in accordo con quanto previsto dalla normativa (Articolo 3, Legge Regionale 16/2015), al fine di massimizzare il recupero di materia e la preparazione al riuso, i rifiuti ingombranti sono ora sottoposti a selezione o cernita, mentre fino a qualche anno fa gli ingombranti venivano smaltiti in discarica così come venivano raccolti (tramite servizio a chiamata o consegna in CDR).

2.1.2. Metodi

Lo studio ha analizzato due scenari di gestione dei rifiuti ingombranti, per valutare e comparare gli impatti ambientali ed economici. L'unità funzionale è costituita dalla percentuale di rifiuti ingombranti conferiti ai CDR di Geovest S.r.l. dai cittadini nel 2019 potenzialmente selezionabile nel CDR e recuperabile in impianto (5 % della quantità totale). In sintesi, i due scenari considerati sono:

- scenario 0 – gli ingombranti, dopo essere stati raccolti e conferiti nei CDR, sono smaltiti in discarica;
- scenario 1 – dopo la raccolta differenziata degli ingombranti e il trasporto nei CDR, vengono separati i flussi di plastica rigida (CER 200139), legno (CER 200138) e metalli (CER 200140). I tre flussi sono trasportati ai rispettivi impianti di recupero. Il tasso di riciclaggio ipotizzato per i flussi considerati è stato stimato utilizzando i dati interni del gestore.

I costi di trasporto e smaltimento sono stati stimati a partire da dati reali forniti da Geovest. La Tabella 1 fornisce una descrizione degli scenari di gestione oggetto di analisi.

Il software utilizzato per svolgere l'analisi LCA è SimaPro, nella versione 8. Il database utilizzato è ecoinvent 3. La Tabella 2 riporta l'obiettivo e l'am-

Tabella 1 – Analisi degli scenari di gestione dei rifiuti ingombranti

| | CER | Quantità prodotta 2019 [ton] | Distanza [km] | Costo trasporto [euro/(ton*km)] | Costo/ricavo smaltimento [euro/ton] | Destino |
|------------|------------|------------------------------|---------------|---------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------|
| Scenario 0 | CER 200307 | 82,0 | 30,0 | 0,001685 | -225,0 | 100% discarica |
| Scenario 1 | CER 200138 | 16,4 | 28,0 | 0,001685 | -35,0 | 98% riciclo, 2% incenerimento |
| | CER 200139 | 49,2 | 30,0 | 0,001685 | 50,0 | 100% riciclo |
| | CER 200140 | 16,4 | 20,0 | 0,001685 | 130,0 | 93% riciclo, 7% incenerimento |

Tabella 2 – Obiettivi, ambito di applicazione e risultati dell'analisi LCA

| Applicazione dello studio | Confini del sistema | Unità funzionale | Principali categorie di impatto | | |
|------------------------------------|--|--|--|------------|------------|
| | | | Indicatore | Scenario 1 | Scenario 0 |
| Supporto al gestore della raccolta | Dall'arrivo dei rifiuti in CDR, fino alla fine del processo di smaltimento | Quantità potenzialmente recuperabile degli ingombranti raccolti dal gestore e conferiti dai cittadini presso CDR nell'anno 2019 (5%) | Potenziale di riscaldamento globale [kg CO ₂ eq] | 6,01E4 | 1,13E5 |
| | | | Esaurimento della risorsa abiotica (combustibili fossili) [MJ] | 6,84E5 | 3,34E6 |
| | | | Potenziale di acidificazione [kg SO ₂ eq] | 215 | 350 |

bito di applicazione dell'analisi LCA svolta tramite il metodo CML IA-baseline nella versione 3.05 e ne mostra i risultati.

2.1.3. Risultati e conclusioni

Lo scenario 1 consente dal punto di vista ambientale la riduzione del potenziale del riscaldamento globale, esaurimento della risorsa abiotica e del potenziale di acidificazione (Tabella 2); dal punto di vista economico la riduzione dei costi di trasporto dell'8% e di evitare i costi di smaltimento in discarica, pari a 18.458 €. Inoltre, il ricavo aggiuntivo generato dal recupero dei tre flussi selezionati è pari a 4.020 €. Quindi, sono state monetizzate le esternalità generate dai trasporti (calcolate utilizzando il costo medio HGV – *Heavy Goods Vehicle* per l'Italia, da CE Delft, 2019) e dal trattamento in discarica e in inceneritore (Rabl et al., 2007; Jamsb e Nepal, 2010). I benefici derivanti dalle emissioni di CO₂ evitate grazie al riciclo sono stati stimati ipotizzando un costo per tonnellata di CO₂ emessa di 25 €. I risultati mostrano gli ulteriori vantaggi dello scenario 1 rispetto allo scenario 0 poiché la differenza tra i valori di esternalità dei due scenari risulta dell'ordine dei 3.033 €.

In conclusione, l'analisi ha permesso di quantificare i vantaggi ambientali imputabili alla

decisione di trattare un flusso di rifiuti molto complesso, come quello degli ingombranti, e di stimarne gli impatti economici. Inoltre, nonostante la quantità di ingombranti raccolti e inviati a recupero da Geovest risulti inferiore al valore nazionale (12,4 kg/ab) nonché inferiore al valore del Nord Italia (16,6 kg/ab. ISPRA, 2018), si ritiene che ulteriori misure di prevenzione potrebbero essere applicate in futuro.

2.2. Produzione di materiale per la ricopertura di discariche proveniente da un impianto che tratta FORSU

2.2.1. Introduzione

Il presente caso studio ha come obiettivo quello di identificare i maggiori contributi associati alla realizzazione di materiale biostabilizzato per la ricopertura di discariche. Il lavoro si inserisce in un contesto più ampio in cui l'intento è quello di indagare gli impatti associati ai diversi materiali utilizzati per la realizzazione e le attività di una discarica.

Lo studio è stato condotto analizzando i consumi di risorse energetiche, i rifiuti utilizzati e i materiali usati per le diverse fasi di lavorazione, i relativi trasporti, il processo di trattamento (triturazione, deferrizzazione, vagliatura, biostabilizzazione), il trasporto

interno e lo smaltimento dei rifiuti prodotti durante il processo che porta alla realizzazione del materiale oggetto di studio. L'impianto preso come riferimento è un impianto di trattamento della Frazione Organica del Rifiuto Solido Urbano (FORSU).

2.2.2. Metodi

Per la fase di raccolta dati è stato preso come riferimento l'anno 2017; in particolare i principali dati (specifici di impianto) da fonte primaria riguardano:

- i rifiuti in ingresso all'impianto di recupero e il relativo trasporto (distanza percorsa, tipologia di carburante, classe dei mezzi, portata);
- il processo di trattamento dei rifiuti;
- i consumi dovuti all'utilizzo di macchinari quali cippatori, escavatori, muletti;
- i consumi di energia elettrica;
- i consumi per riscaldamento e illuminazione;
- i rifiuti prodotti dal processo e i rifiuti di manutenzione (quantità e destino).

Laddove non fossero a disposizione dati primari si è ricorso a banche dati riconosciute a livello internazionale. I dati da fonte secondaria riguardano per esempio i processi di combustione dei mezzi (ovvero emissioni, manutenzione, consumo di carburante), le emissioni dovute all'utilizzo dei macchinari e il mix energetico.

L'unità di riferimento dello studio corrisponde a 1 t di materiale per ricopertura di discariche ottenuto. I confini del sistema sono stati sviluppati secondo una applicazione di tipo *from cradle to gate*. Per i rifiuti in ingresso si è applicato il *Polluter pays principle* secondo il quale gli impatti associati ai rifiuti devono essere assegnati al sistema prodotto che li ha generati finché non viene raggiunto lo status *end of waste*. L'applicazione di tale principio nel presente studio si traduce assegnando gli impatti associati ai rifiuti al sistema che li ha prodotti, ovvero alla loro vita precedente.

La metodologia scelta per valutare i potenziali impatti ambientali è stato il metodo CML-IA baseline (Guinée et al., 2002).

2.2.3. Risultati e conclusioni

Nella tabella 3 sono illustrati i contributi per alcune categorie di impatto evidenziando i principali processi responsabili. Ad esempio, per la categoria "Consumo di risorse (minerali)" l'impatto è dovuto per l'80% al trasporto dei rifiuti includendo sia il trasporto dei rifiuti in ingresso sia quello dei rifiuti ottenuti durante il processo verso i propri impianti di destino. Il 14% dell'impatto è associato al trattamento dei rifiuti che in parte sono inviati a incenerimento e in parte a smaltimento in discarica. I consumi di energia elettrica da rete sono responsabili per il 3% dell'impatto. Per la categoria "Consumo di risorse (Combustibili fossili)" l'impatto è dovuto per il 52% al trasporto dei rifiuti includendo sia il trasporto dei rifiuti in ingresso sia quello dei rifiuti ottenuti durante il processo verso i propri impianti di destino. Il 31% dell'impatto è associato al trattamento dei rifiuti che in parte sono inviati a incenerimento e in parte a smaltimento in discarica. Per la categoria "Riscaldamento globale" l'impatto è dovuto per il 5% al trasporto dei rifiuti in uscita verso i successivi trattamenti. Il 61% dell'impatto è associato al trattamento dei rifiuti che in parte sono inviati a incenerimento e in parte a smaltimento in discarica. Anche per queste categorie analizzate l'impatto associato ai consumi energetici è limitato.

Analizzando quindi i contributi associati al prodotto oggetto di studio, è stato possibile comprendere che il fattore più importante emerso dalla valutazione è il processo di trasporto dei rifiuti, che contribuisce in modo significativo a tutte le categorie ambientali analizzate. Altro contributo significativo è dato dai trattamenti dei rifiuti che si ottengono dal processo, in parte inviati a smaltimento in discarica e in parte a termotrattamento.

Tabella 3 – Risultati per alcune categorie di impatto: principali processi responsabili

| Categoria d'impatto | Consumi energetici | Trasporti | Macchine operatrici | Trattamento rifiuti prodotti |
|---|--------------------|-----------|---------------------|------------------------------|
| Consumo di risorse (minerali) | 3% | 80% | 3% | 14% |
| Consumo di risorse (combustibili fossili) | 5% | 52% | 12% | 31% |
| Riscaldamento globale (100 anni) | 2% | 5% | 4% | 89% |
| Assottigliamento dello strato di ozono | 4% | 56% | 15% | 25% |
| Formazione di ozono fotochimico | 1% | 5% | 3% | 91% |
| Acidificazione | 8% | 45% | 9% | 38% |
| Eutrofizzazione | 1% | 2% | 0% | 97% |

2.3. Valorizzazione degli scarti agro-alimentari per la produzione di bio-butanolo di seconda generazione

2.3.1. Introduzione

Nel contesto europeo i rifiuti agro-alimentari (AFW) rappresentano una interessante fonte di biomassa di seconda generazione, ad oggi, non valorizzata adeguatamente. Ogni anno nell'Unione Europea (UE) vengono prodotti circa 89 milioni di tonnellate di rifiuti alimentari. Recenti rapporti della FAO stimano che fino al 50% del cibo prodotto a livello globale sia perso o sprecato (OECD e FAO, 2009). In relazione al contesto europeo il destino di tali scarti è nella maggior parte dei casi quello di finire in discarica o di essere incenerito, con piccole eccezioni nelle quali tali scarti vengono utilizzati per creare mangime per animali. Tuttavia, tali rifiuti possono essere convertiti in energia e co-prodotti di origine biogenica ad alto valore (Ezeji et al., 2010). La valorizzazione dei residui agro-alimentari ha il potenziale, da un lato, di aumentare la produzione di bio-carburanti e, dall'altro, di fornire un'alternativa valida alla gestione dei rifiuti e utilizzo delle discariche.

Tuttavia, sebbene si producano composti bio e, contemporaneamente, si diminuisca il carico di residui in discarica e/o incenerimento, il reale potenziale di tali processi di valorizzazione deve tener conto anche dell'effetto negativo sull'ambiente dell'utilizzo di *chemicals*, quali ad esempio, fertilizzanti, enzimi, nutrienti, etc., così come la raccolta e il trasporto di biomassa rappresentano un punto critico per gli aspetti ambientali e sociali (Pe-

trou e Pappis, 2009). Inoltre, i processi di bio-raffineria, di solito, mostrano rese inferiori nei prodotti e una maggiore quantità di utilizzo di acqua rispetto a quelli convenzionali. Il bio-butanolo è un biocarburante molto promettente grazie alle sue proprietà di combustibile e alla sua facilità di utilizzo nei motori esistenti senza richiedere modifiche per il suo utilizzo rispetto ai principali biocarburanti attuali (bioetanolo e biodiesel).

Nel presente lavoro si sono analizzate le prestazioni ambientali del processo individuato per la produzione di bio-butanolo da rifiuti agro-alimentari che integra pre-trattamento, idrolisi, fermentazione, recupero e distillazione in situ del solvente, utilizzando la metodologia LCA.

2.3.2. Metodi

È stato utilizzato un approccio *cradle-to-gate* e l'unità funzionale considerata è 1 MJ di prodotto. Il confine del sistema è diviso in *foreground* e *background* come indicato nella Figura 1. Il sistema *foreground* comprende tutte le materie prime necessarie per la produzione del bio-butanolo mentre sono esclusi la costruzione dell'impianto, la distribuzione e l'uso finale del butanolo. Il sistema in *foreground* è stato modellizzato grazie a una combinazione di risultati sperimentali ottenuti durante il progetto Waste2Fuels e dati di letteratura (Humbird et al., 2011). Per i dati di *background* invece è stato utilizzato il database ecoinvent (Wernet et al., 2016). Sono stati considerati due scenari. Entrambi partono dalla sansa di mela come biomassa. Nello Scenario A l'unità di separazione è progettata per ottenere butanolo, acetone ed etanolo, mentre nello

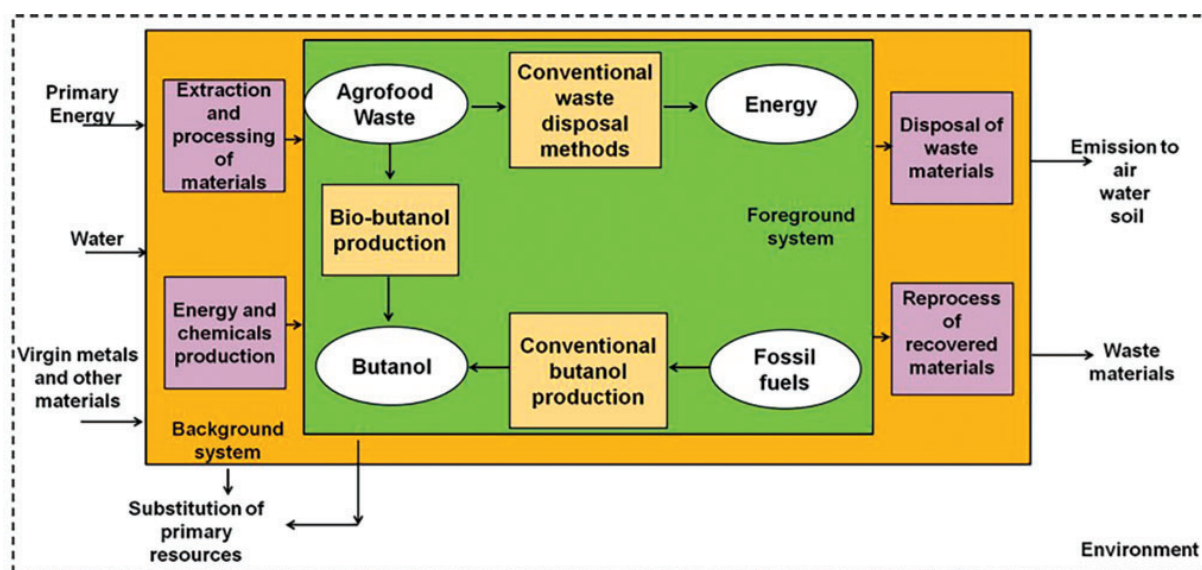


Figura 1 – Schema dei confini del sistema per lo studio

Scenario B l'unità di separazione è progettata per ottenere solo butanolo mentre acetone ed etanolo sono considerati flussi di rifiuti. In riferimento ai co-prodotti si è utilizzato l'approccio del *product displacement* in cui un kg di co-prodotto rimpiazza un kg dello stesso prodotto ottenuto per via convenzionale, mentre in riferimento alla biomassa si sono considerati gli impatti evitati derivanti dal trattamento di fine vita, ipotizzato in questo studio 50% in discarica e 50% in incenerimento.

Tali scenari sono stati confrontati con un sistema di riferimento caratterizzato dalla produzione di 1 MJ di gasolio.

2.3.3. Risultati e conclusioni

Il processo proposto ha delle prestazioni ambientali migliori rispetto al gasolio nelle categorie di gas a effetto serra, emissioni di sostanze eutrofizzanti dell'acqua e dell'ambiente marino, formazione di ozono e consumo di acqua, mentre ha delle prestazioni significativamente peggiori nelle restanti categorie di impatto, quali ad esempio esaurimento di minerali e metalli, impatti cancerogeni e non cancerogeni causati da inquinanti tossici.

Lo studio ha evidenziato che lo Scenario B, che produce solo butanolo, mostra delle performance ambientali migliori rispetto allo Scenario A, che produce butanolo etanolo e acetone, in tutte le categorie di impatto. Tale risultato suggerisce che i

vantaggi ottenuti dal recupero di molecole quali acetone ed etanolo sono minori rispetto al carico energetico richiesto per la loro separazione.

In Figura 2 si riporta l'analisi hot-spot per il processo proposto per lo Scenario A dalla quale evince che la fase di pretrattamento è la fase che maggiormente influisce sugli impatti ambientali in quasi tutte le categorie di impatto. In particolare, la produzione dell'acido citrico, utilizzato per scomporre i polimeri di cellulosa ed emicellulosa nella biomassa lignocellulosica, rappresenta il principale contributore di impatti ambientali. Inoltre, i crediti associati al non ricorso alla discarica e il surplus di elettricità prodotto dal processo sono gli attori principali del risparmio netto nella categoria dei cambiamenti climatici.

Tale studio suggerisce che la produzione di butanolo dai residui agro-alimentari è una soluzione valida rispetto alla produzione di gasolio per quanto riguarda alcune categorie di impatto tra cui quella del cambiamento climatico, ma non per tutte. Inoltre, l'utilizzo dei *chemicals* nella fase di pretrattamento della biomassa è la maggior fonte di impatto in tutte le categorie. Maggiori sforzi sono necessari per ottimizzare la fase di separazione dei prodotti finali, infatti, ad oggi l'energia necessaria per una separazione completa ha un carico ambientale maggiore rispetto ai vantaggi che si ottengono nel sostituire con tali co-prodotti le produzioni convenzionali per via fossile.

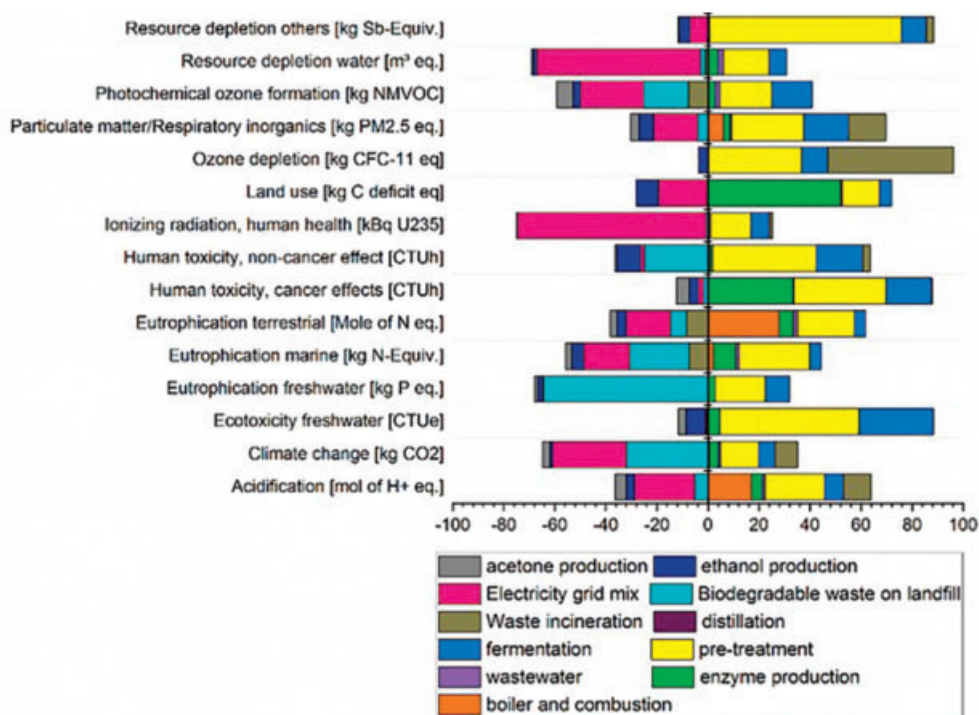


Figura 2 – Analisi hot-spot per lo scenario A

3. LCA A SUPPORTO DELLA PIANIFICAZIONE REGIONALE / NAZIONALE

3.1. *Attributional e consequential LCA applicati a un piano regionale di gestione dei rifiuti: come variano i risultati ambientali?*

3.1.1. *Introduzione*

Il presente studio valuta le prestazioni ambientali della gestione degli RSU e dei rifiuti speciali (RS) della regione Emilia-Romagna (ER) attraverso la metodologia LCA. Generalmente nell'ambito dei trattamenti dei rifiuti ci si trova a dover modellizzare processi multifunzionali. I modelli LCI (*Life Cycle Inventory*) che si possono adottare per affrontare questo problema sono l'*Attributional* (A-LCA) e il *Consequential* (C-LCA). L'approccio A-LCA identifica i reali impatti generati da un sistema e si basa su "dati medi" i quali rappresentano i flussi fisici effettivi. In questo modello, la multifunzionalità viene affrontata attraverso la "sostituzione" o il "partizionamento". Invece, il modello C-LCA descrive come i flussi fisici rilevanti per l'ambiente cambieranno in risposta a possibili decisioni ed è associato all'uso di *dati marginali* per modellare il *background system* risolvendo la multifunzionalità mediante la "sostituzione" (Hauschild et al., 2017).

Laurent et al. (2014) definisce un procedimento per l'identificazione del modello LCI più adeguato alla rappresentazione dei processi multifunzionali dei trattamenti dei rifiuti. Se si adottasse tale metodo, il presente studio dovrebbe utilizzare il modello C-LCA in quanto si attendono conseguenze su larga scala rispetto al *background system*. Tuttavia, l'obiettivo principale dell'amministrazione locale, che ha commissionato lo studio, era quello di determinare i reali effetti sulla salute umana e sull'ambiente provocati dalle politiche regionali di gestione dei rifiuti. Per questo motivo, il modello A-LCA con approccio "partizionamento" è stato valutato il più adeguato a rispondere meglio alla richiesta dell'amministrazione locale. Sono stati comunque utilizzati entrambi i modelli per analizzare come variano i risultati ambientali.

3.1.2. *Metodi*

In questo studio il modello A-LCA considera una partizione 50/50, ossia il 50% dei carichi ambientali vengono assegnati al processo di trattamento del rifiuto (riciclo, compostaggio, ecc.) e il restante 50% viene imputato al materiale riciclato che risulta dal trattamento del rifiuto (es. metallo secondario). Invece, per l'incenerimento, l'allocazione si basa su criteri energetici. Al contrario, per i processi di modellazione consequenziale è stata applicata l'espansione del sistema considerando la produzione evitata di risorse primarie nei processi di recupero di materia e la produzione di energia evitata in quelli di recupero energetico, ad es. incenerimento.

Inoltre, i processi di trattamento dei rifiuti sono stati suddivisi in base alla finalità e quindi recupero di materia (RM) e senza recupero di materia (SRM) (vale a dire il recupero energetico/smaltimento finale).

L'unità funzionale del sistema è la quantità totale di rifiuti gestita dalla regione ER nel 2014 tenendo conto sia dei RSU derivanti dalla raccolta differenziata e indifferenziata che dei RS, vale a dire 16.598.169 tonnellate, delle quali l'82,35% sono RS. La Tabella 4 riporta la suddivisione dei rifiuti complessivi prodotti dall'ER sulla base della finalità del trattamento subito.

I confini del sistema vanno dalla raccolta dei rifiuti al loro smaltimento passando attraverso i trattamenti che i rifiuti subiscono. Il software utilizzato è il Simapro 8.5.2 e il metodo di calcolo degli impatti IMPACT 2002+ v2.10.

Nel presente studio sono stati utilizzati dati primari per quanto riguarda il flusso di rifiuti gestiti (ARPAE, 2015) e per la modellizzazione dei trattamenti rifiuti rappresentativi delle realtà regionali locali: trattamento meccanico biologico, compostaggio, riciclo/recupero dei materiali, discarica per RS e incenerimento per RSU e rifiuti pericolosi. Sono stati utilizzati dati secondari per modellizzare processi come trasporti, discariche per RSU e trattamento delle acque reflue ottenuti dal database ecoinvent v3.3 (Ecoinvent Center, 2014).

Tabella 4 – Suddivisione dei rifiuti prodotti dalla regione Emilia-Romagna

| Tipologia rifiuti | RSU-RD | | RSU-RI | | RS | | Totale[ton] |
|-------------------|--------------|------------|------------|--------------|---------------|--------------|-------------|
| | RM | SRM | RM | SRM | RM | SRM | |
| Quantità[ton] | 1.381.637,01 | 324.971,99 | 149.286,13 | 1.074.057,86 | 8.814.748,954 | 4.853.467,05 | 16.598.169 |

Legenda: RD: raccolta differenziata, RI: raccolta indifferenziata, RM: recupero di materia, SRM: senza recupero di materia

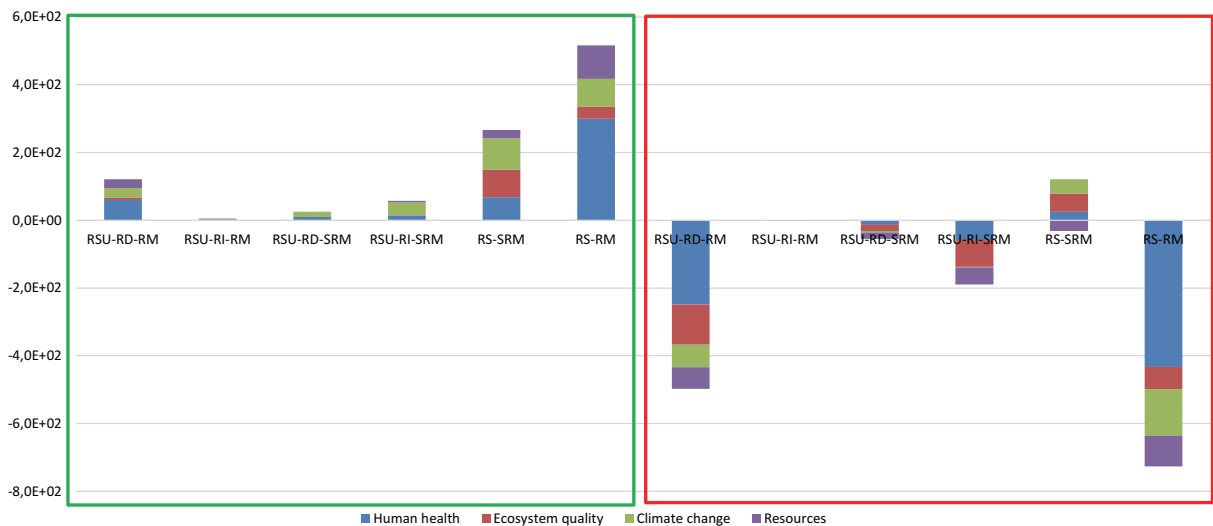


Figura 3 – Valutazione del danno per single score per categoria di danno della gestione dei rifiuti in ER con modello A-LCA (riquadro di sinistra) e C-LCA (riquadro di destra)

3.1.3. Risultati e conclusioni

Dall'analisi dei risultati (Figura 3) con il modello A-LCA il danno totale è pari a 992 kPt dovuto il 57,5% a RS-SRM, 20,8% a RS-RM, 11% a RSU-RD-RM, 7,4% a RSU-RI-SRM, 2,8% a RSU-RD-SRM e 0,5% a RSU-RI-RM. La categoria di danno più impattante risulta essere la salute dell'uomo per il 49%. Il danno per tonnellata di RSU relativo all'SRM e all'RM risulta simile e pari a 6,7E-2 Pt/ton e 6,8E-2 Pt/ton. Invece, il danno per tonnellata di RS è pari a 1,4E-2 Pt/ton con modalità SRM e 3,8E-2 Pt/ton con modalità RM.

L'approccio C-LCA determina un vantaggio ambientale pari a -1,2 MPt che è dovuto per il -71% a RS-RM, -33% a RSU-RD-RM, -4,5% a RSU-RD-SRM, -2,6% a RSU-RI-SRM, -0,11% a RSU-RI-RM e 11,2% a RS-SRM. La categoria di danno più vantaggiosa risulta essere quella della salute dell'uomo per il -56%. Il vantaggio unitario di RS relativo all'RM è pari a -6,3E-2 Pt/ton mentre con modalità SRM risulta pari a -1E-2Pt/ton. Il danno unitario di RSU-SRM corrisponde a -2,6E-1 Pt/ton e -6,1E-2 Pt/ton per RSU-SRM. Il vantaggio unitario di RSU è maggiore (più di quattro volte) per RM rispetto a SRM, principalmente grazie al riciclo delle risorse.

In conclusione, i risultati ambientali del presente studio ottenuti con entrambi i modelli LCI variano notevolmente portando a interpretazioni dei risultati differenti e creando confusione al committente.

Infatti, l'approccio consequenziale può indurre il decisore ad adottare strategie di gestione dei rifiuti che conducono a un aumento del volume dei rifiuti, al fine di ottenere crediti ambientali (effetto positivo sull'ambiente). Invece, l'unico modo per

ridurre il danno ambientale è limitare la produzione di rifiuti e quindi consumarne di meno. Plevin et al. (2014) hanno affermato che gli esecutori di studi LCA dovrebbero usare la modellazione A-LCA per analisi normative, analisi di sensibilità e per ottenere una comprensione qualitativa di un sistema. Per questo motivo, si ritiene che l'approccio *attributional* possa soddisfare adeguatamente le richieste dei committenti di questo studio.

3.2. Riprocessamento dei combustibili nucleari nel Regno Unito

3.2.1. Introduzione

Il Regno Unito è stato un pioniere nello sviluppo dell'energia nucleare, istituendo il primo programma nucleare a scopo civile del mondo e progettando due reattori nucleari raffreddati a gas. Nel 1997, al suo apice, l'energia nucleare contribuiva al 26% della produzione di elettricità domestica. Da allora diversi reattori hanno raggiunto la fine del loro ciclo di vita e il contributo del nucleare è sceso al 20% circa. Storicamente, nel Regno Unito i combustibili nucleari esauriti (*Used Nuclear Fuels – UNF*) sono stati riprocessati nel sito industriale di Sellafield ma l'uranio (U) e il plutonio (Pu) non sono stati mai riciclati. Il sito di Sellafield ospita due impianti di ritrattamento: il *Thermal Oxide Reprocessing Plant* (THORP) che trattava combustibili esauriti, chiuso nel 2018, e l'impianto di ritrattamento di Magnox che tratta combustibili metallici e che chiuderà nel 2020.

I rifiuti solidi radioattivi sono classificati in base al livello di radioattività e generazione di calore in ri-

fiuti di livello alto (HLW – *High Level Waste*), intermedio (ILW – *Intermediate Level Waste*), basso (LLW – *Low Level Waste*) e molto basso (VLLW – *Very Low Level Waste*) (Wilson, 1996). Oggi la gestione e lo smaltimento dei rifiuti nucleari costituisce un argomento controverso. Mentre VLLW, LLW e alcuni ILW possono essere smaltiti in depositi superficiali, HLW e ILW richiedono un trattamento speciale a causa del loro alto livello di radioattività. È intenzione del Regno Unito (DECC, 2014) smaltire rifiuti di attività più elevata in depositi sotterranei costruiti a diverse centinaia di metri di profondità (comunemente noto come *Geological Disposal Facility* – GDF). Ad oggi non è stato ancora creato un singolo GDF nel mondo. La Finlandia e la Svezia seguite dalla Francia dovrebbero essere i primi Paesi a completare la costruzione di un GDF.

3.2.2. Metodi

L'obiettivo di questo studio è valutare l'impatto ambientale dell'approccio storico utilizzato nel Regno Unito per il riprocessamento dei combustibili nucleari esauriti. Come caso di studio, ci si è concentrati sul tipo più comune di UNF prodotti nel Regno Unito, ossia quelli usati nei reattori avanzati raffreddati a gas (*Advanced Gas-cooled Reactors* – AGR). Lo studio è riportato in dettaglio in Paulillo et al. (2020a). L'unità funzionale corrisponde al ritrattamento di UNFs contenenti 1 tonnellata di uranio. I confini del sistema sono divisi in *foreground* e *background*. Il *foreground* comprende tutte le attività dalla ricezione di UNF nel sito di Sellafield al-

lo smaltimento di scorie nucleari in un GDF. Tutte le attività incluse nel *foreground* sono svolte in loco a Sellafield, ad eccezione del GDF, che si presume sarà collocato altrove nel Regno Unito. Il sistema di *background* include tutti i processi che forniscono materiali, prodotti chimici ed energia per supportare le attività del *foreground*. L'approccio metodologico e il confine del sistema sono mostrati nella Figura 4. I processi nel *foreground* sono stati modellizzati attraverso una combinazione di dati specifici del sito di Sellafield e dati di letteratura (Paulillo et al., 2020a). I processi nel *background* sono stati modellizzati con dati di mercato medi ottenuti dal database ecoinvent, versione 3.3.

Per quantificare gli impatti ambientali è stato utilizzato il metodo ILCD (International Life Cycle Data System), utilizzando indicatori “mid-point” (JRC, 2011). Sono state considerate tutte le categorie di impatto, ad eccezione dell'uso del suolo e delle radiazioni ionizzanti. Il primo è stato escluso per mancanza di dati specifici, mentre il secondo è stato sostituito da due categorie di impatto sviluppate da Paulillo e colleghi (Paulillo et al., 2020b) per le emissioni radioattive “dirette” (ad esempio, gassose) e per le emissioni provenienti da rifiuti solidi smaltiti in un GDF.

3.2.3. Risultati e conclusioni

La Figura 5 riporta il contributo di ciascun sottosistema principale – ovvero THORP, WTP e GDF – all'impatto complessivo per ciascuna categoria, comprese le attività sia di *foreground* che

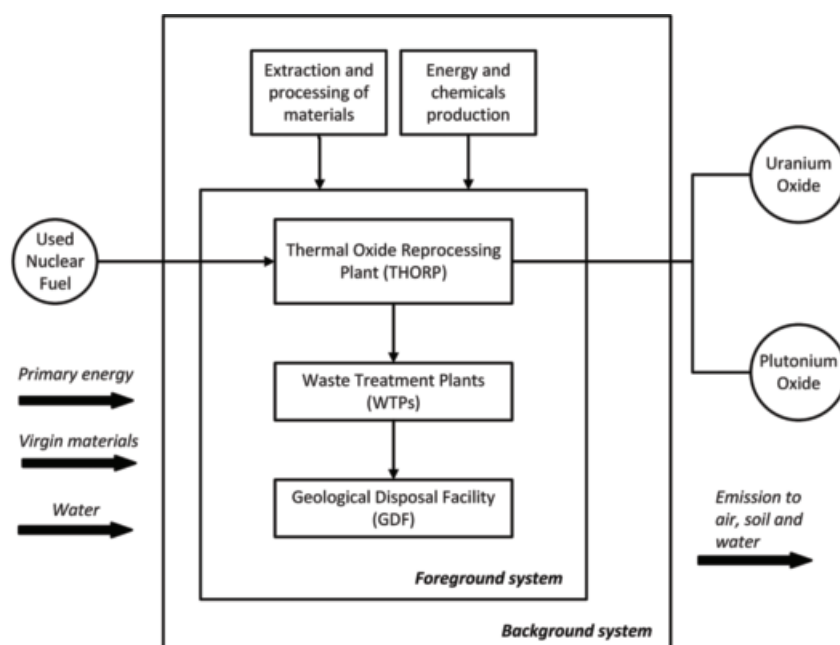


Figura 4 – Confini del sistema (versione semplificata dello schema riportato in Paulillo et al., 2020a)

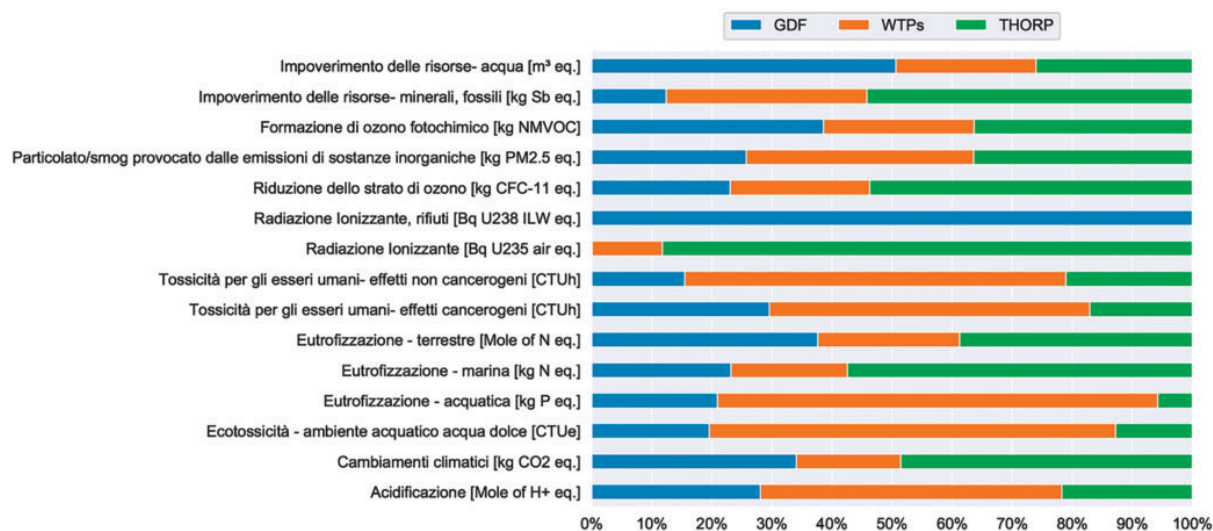


Figura 5 – Analisi hot-spot

di *background*. THORP ha la maggiore percentuale di impatti in sei categorie di impatto. In particolare, THORP è responsabile di circa il 90% degli impatti delle radiazioni ionizzanti e di oltre la metà degli impatti causati dall'eutrofizzazione marina, dall'esaurimento dell'ozono e dall'esaurimento delle risorse. Gli oneri indiretti associati al consumo di nitrato di uranile rappresentano la principale causa di impatto ambientale del THORP. In particolare, gli impatti radiologici e tossici sono in gran parte causati dalla gestione degli sterili di uranio, che sono i sottoprodotti del processo di estrazione dell'uranio dal minerale contenente uranio, e sono fonte di emissioni radioattive a breve e lungo termine e anche di metalli, per lisciviazione nel suolo e nelle acque sotterranee. Il sottosistema WTP contribuisce in larga misura a cinque categorie. La maggior parte di questi impatti è associata all'impianto di vetrificazione dei rifiuti nucleari di alto livello, ed in particolare all'ampio uso di rame nei contenitori in cui i rifiuti di alto livello verranno smaltiti. Il GDF è l'unico contributore alla categoria degli impatti radiologici dai rifiuti solidi (perché è l'unica fase in cui vengono smaltiti i rifiuti nucleari solidi) e il più grande contributore all'esaurimento delle acque.

Questo studio ha presentato una valutazione completa del ciclo di vita del processo di gestione dei combustibili nucleari esauriti nel Regno Unito. L'analisi hot-spot ha rivelato che la maggior parte degli impatti ambientali è dovuta all'uso del nitrato di uranile per la separazione dell'uranio dal plutonio nell'impianto di riprocessamento del combustibile esausto (THORP) e del rame utiliz-

zato nei contenitori per lo smaltimento dei rifiuti di alto livello HLW. Gli sforzi per migliorare le prestazioni ambientali del ritrattamento dei combustibili nucleari esauriti dovrebbero pertanto concentrarsi sulla riduzione dell'uso di rame e nitrato di uranile. Gli impatti associati al GDF sono generalmente minori, con la sola eccezione degli impatti radiologici da rifiuti solidi e dell'esaurimento dell'acqua.

4. LCA A SUPPORTO DELL'ECONOMIA CIRCOLARE

4.1. LCA della pratica di riutilizzo degli imballaggi

4.1.1. Introduzione

In questo lavoro, la metodologia LCA è stata applicata per valutare le prestazioni ambientali della pratica di riutilizzo di alcuni imballaggi. Nonostante tale pratica sia senza dubbio una buona misura per ridurre la produzione di rifiuti, quando se ne devono quantificare i benefici ambientali il quadro appare più complesso, soprattutto se l'imballaggio richiede un processo di rigenerazione per poter essere riutilizzato. In questo caso, infatti, il sistema di imballaggio riutilizzabile riduce la quantità di materiale prodotto e smaltito ma introduce, allo stesso tempo, degli impatti associati alle fasi di pulizia, selezione e riparazione. Al fine di valutare correttamente le conseguenze ambientali della pratica di riutilizzo degli imballaggi è quindi necessario utilizzare una prospettiva del ciclo di vita. Gli obiettivi principali dello studio, finanziato da CONAI, sono stati:

- calcolare i potenziali impatti ambientali di un sistema di imballaggio riutilizzabile in funzione del numero di usi (le cosiddette “rotazioni”) e quantificare il contributo delle principali fasi del ciclo di vita. Particolare attenzione è stata posta sugli impatti del processo di rigenerazione, al fine di fornire ai gestori degli impianti indicazioni per una migliore gestione;
- confrontare il sistema basato sul riutilizzo con un sistema alternativo in cui l’imballaggio dello stesso materiale e della stessa capacità viene utilizzato una sola volta e quindi inviato a riciclo / smaltimento e sostituito con uno nuovo, per verificare che la pratica del riutilizzo comporti davvero dei benefici ambientali.

4.1.2. Metodi

Gli imballaggi riutilizzabili analizzati nello studio sono:

- le cisternette multimateriali (CM) utilizzate nel trasporto di sostanze liquide o granulari (Biganzoli et al., 2018). Consistono in un otre in polietilene ad alta densità, alloggiato in una gabbia tubolare in acciaio fissata a un pallet, che può essere in legno, plastica o acciaio;
- i fusti in acciaio (FA) utilizzati per il trasporto di prodotti chimici e petrolchimici (Biganzoli et al., 2019);
- le cassette in polipropilene (CP) a sponde abbattibili per il trasporto di frutta e verdura (Tua et al., 2019);
- le bottiglie in vetro (BV) per la distribuzione di acqua minerale, composte da un contenitore di vetro, un tappo a vite in alluminio e un’etichetta informativa in carta (Tua et al., 2020). Il formato da 1 litro, essendo dominante nel mercato italiano, è stato preso come riferimento.

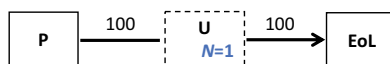
Il contesto geografico dello studio è l’Italia settentrionale.

La funzione di tutti i sistemi analizzati è di fornire all’utente finale una certa capacità di distribuzione di alimenti, bevande o prodotti chimici mediante imballaggi riutilizzabili. La capacità di carico di 100 imballaggi per ogni consegna è stata quindi selezionata come unità funzionale. Per l’ennesima consegna, il flusso di riferimento è $(100 + X * (N-1))$ nuovi imballaggi, con X = imballaggi che vengono scartati ad ogni ciclo, come mostrato in Figura 6.

I confini del sistema includono:

- la produzione dei componenti dell’imballaggio e il loro assemblaggio;
- il processo di rigenerazione (trasporto da parte dell’utente all’impianto di rigenerazione e pro-

NUMERO DI UTILIZZI (N) = 1



NUMERO DI UTILIZZI $2 \leq N \leq \text{MAX}$

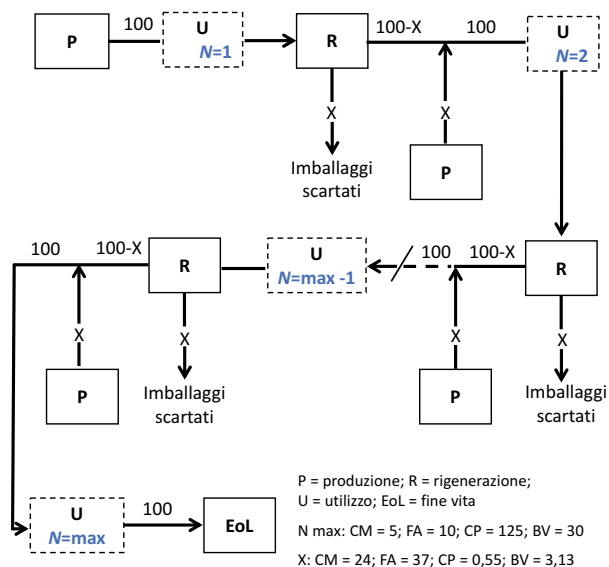


Figura 6 – Schema semplificato del ciclo di vita di 100 imballaggi al variare del numero N di utilizzi

cesso di rigenerazione con conseguente consumo di energia, acqua, prodotti chimici e trattamento di acque reflue, residui solidi ed emissioni gassose);

- il fine vita dell’imballaggio (dopo N usi e di quelli scartati durante la rigenerazione).

Inoltre, per le BV, anche il riempimento delle bottiglie e la loro distribuzione al cliente finale sono stati inclusi nei confini del sistema.

La valutazione ha calcolato un ampio spettro di indicatori di impatto sull’ambiente, sulla salute umana e sulla gestione delle risorse.

4.1.3. Risultati e conclusioni

Dalle analisi LCA effettuate si può concludere che il riutilizzo degli imballaggi analizzati, che prevede sempre un processo di rigenerazione, è una pratica generalmente preferibile rispetto all’utilizzo dell’imballaggio una sola volta. Ciò vale anche quando l’imballaggio monouso, della stessa capacità di quello riutilizzabile, è più leggero, come nel caso delle cassette di plastica utilizzate nella distribuzione di frutta e verdura (Figura 7 a pagina seguente).

Inoltre, in alcuni casi, come per le CM o i FA, la fase di rigenerazione mostra un impatto ridotto anche per il numero massimo di rotazioni (contributo inferiore al 20% dell’impatto totale per la

Riscaldamento globale

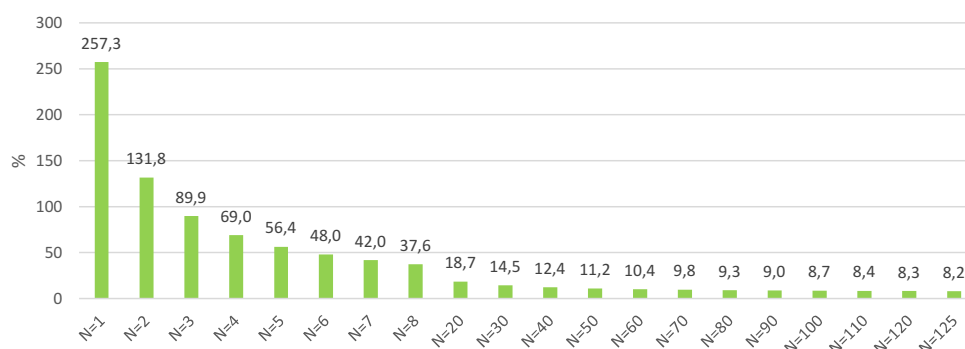


Figura 7 – Esempio di risultato ottenuto dall’LCA applicata alle CP: confronto tra il sistema che utilizza l’imballaggio riutilizzabile e il sistema basato su un imballaggio monouso della stessa capacità ma 60% più leggero (per ogni numero di utilizzi, è indicato il rapporto tra il valore dell’indicatore per il sistema basato sull’imballaggio riutilizzabile e quello del sistema basato sul monouso)

maggior parte degli indicatori), mentre per altre tipologie di imballaggi, come le CP, questo contributo acquista importanza e può arrivare al 74% dell’impatto totale per 125 utilizzi. In termini generali, gli impatti del processo di rigenerazione sono principalmente associati ai consumi energetici e allo smaltimento dei residui delle sostanze precedentemente contenute nell’imballaggio, soprattutto se sono pericolosi (è il caso dei residui di CM e FA). I gestori degli impianti possono quindi contribuire ad aumentare la sostenibilità del sistema agendo sul consumo di energia e sulla sua modalità di produzione; assume altresì un ruolo importante l’utente che deve conferire agli impianti di rigenerazione imballaggi privi di residui. Nella rigenerazione delle BV, un impatto significativo è dato anche dalla sostituzione del tappo in alluminio primario: trovare alternative al materiale usato o ridurre il peso sono azioni che dovrebbero essere considerate in fase di progettazione. Infine, le fasi di trasporto generalmente comportano impatti significativi, soprattutto quando gli imballaggi sono pesanti. Si raccomanda pertanto di ridurre al minimo la distanza percorsa e di aggiornare la flotta dei mezzi utilizzati, purtroppo ancora principalmente basata su camion Euro 3 in tutti i settori analizzati.

Questa ricerca ha mostrato come l’LCA possa essere utilizzata come strumento per sostenere pratiche di economia circolare. La priorità assoluta per questo tipo di studi è la disponibilità di dati affidabili e rappresentativi sul sistema investigato nel contesto geografico analizzato. Per questo motivo, è importante promuovere la cooperazione con le aziende, incoraggiandole a condividere dati sul loro settore.

4.2. Demolizione selettiva vs. demolizione tradizionale

4.2.1. Introduzione

L’obiettivo principale di questo studio è stato quello di esplorare la sostenibilità ambientale delle pratiche di demolizione selettiva a confronto con quelle tradizionali mediante l’applicazione della metodologia LCA a un caso studio: la demolizione di un edificio residenziale situato nel comune di Milano (Ruggeri et al., 2019, Pantini e Rigamonti, 2020). La demolizione selettiva è generalmente percepita come fondamentale per migliorare la sostenibilità della filiera delle costruzioni in quanto mira a massimizzare la valorizzazione dei materiali e dei componenti da costruzione dando loro una nuova vita nell’ottica di un modello circolare per l’uso delle risorse nel settore. Tuttavia, l’effettivo recupero dei rifiuti prodotti in cantiere e il loro impiego come materie prime seconde è strettamente legato alle modalità e alle tecniche di esecuzione della demolizione, ad aspetti logistici ed economici propri del contesto geografico di riferimento e non da ultimo dai materiali costruttivi utilizzati (per materiali costruttivi con rivestimenti superficiali, compositi o con rifiniture di materiali diversi, ad oggi, il disassemblaggio e recupero non risulta tecnicamente fattibile o economicamente vantaggioso).

4.2.2. Metodi

In questo caso studio i lavori di demolizione selettiva hanno interessato una superficie di circa 7.000 m² per un volume complessivo demolito di 10.000 m³ e hanno previsto le seguenti attività:

- soft-stripping ovvero lo smontaggio e la selezione degli elementi non strutturali quali porte, finestre, pannelli, etc.;

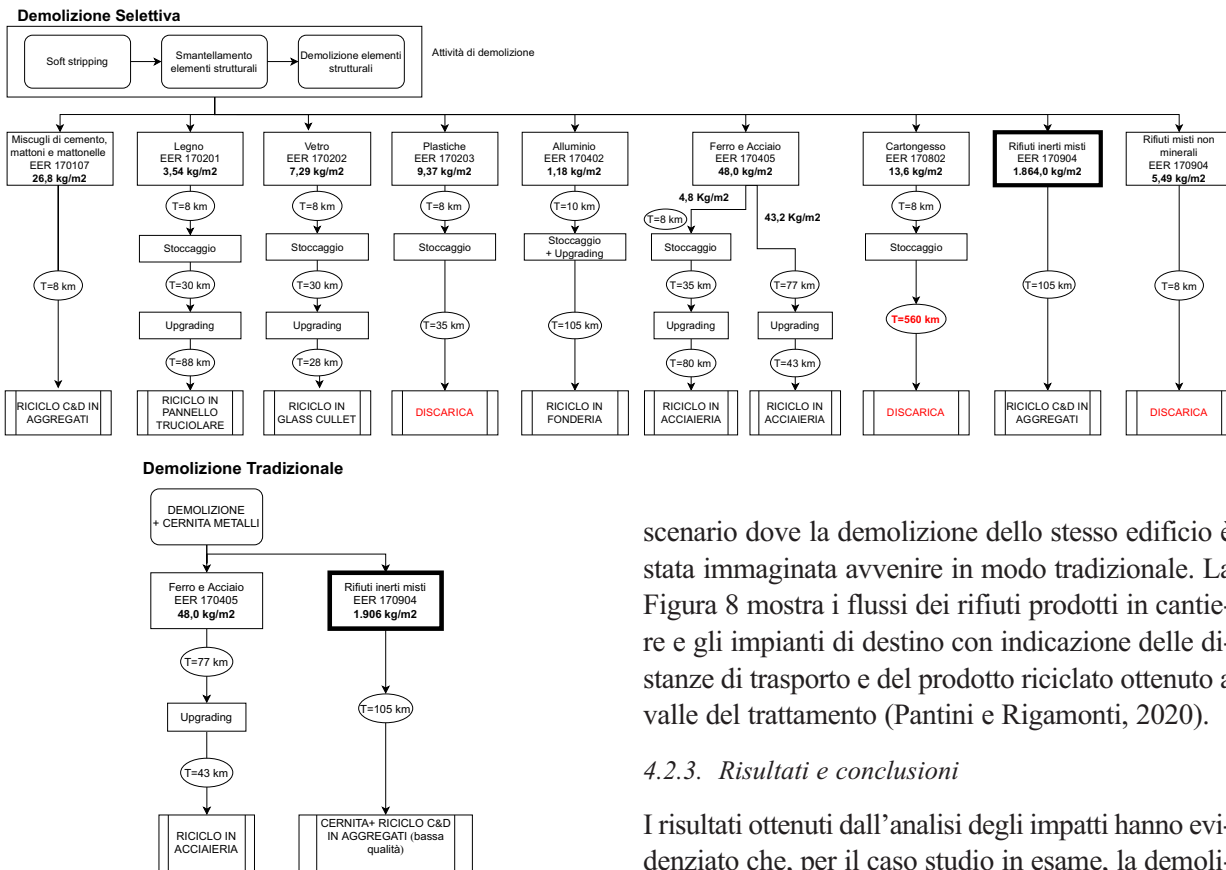


Figura 8 – Rifiuti prodotti in cantiere e relativi impianti di destino per lo scenario di demolizione selettiva e quello di demolizione tradizionale

- smantellamento degli elementi strutturali ovvero la rimozione di partizioni, pavimenti, muri divisorii, etc.;
- demolizione della struttura portante.

L'unità funzionale (UF) considerata è 1 m² di superficie demolita. Per la quantificazione degli impatti è stato usato il metodo ILCD 2011 Midpoint. La valutazione ha tenuto conto dei consumi di elettricità e di combustibile nonché degli impatti associati all'impiego dei macchinari per la demolizione, della gestione dei diversi flussi di rifiuti, dallo stoccaggio, al trasporto fino al trattamento finale, nonché dell'evitata produzione delle risorse primarie grazie al recupero e all'impiego dei materiali riciclati attraverso un approccio con espansione dei confini del sistema. Il sistema è stato descritto con dati sito-specifici forniti dalla ditta che ha eseguito i lavori di demolizione selettiva mentre per la definizione del sistema di foreground sono stati utilizzati dati primari raccolti durante una precedente ricerca (Borghetti et al., 2019; Pantini et al., 2018; Pantini et al., 2019) e specifici del contesto geografico della regione Lombardia. Tale scenario è stato quindi confrontato con uno

scenario dove la demolizione dello stesso edificio è stata immaginata avvenire in modo tradizionale. La Figura 8 mostra i flussi dei rifiuti prodotti in cantiere e gli impianti di destino con indicazione delle distanze di trasporto e del prodotto riciclato ottenuto a valle del trattamento (Pantini e Rigamonti, 2020).

4.2.3. Risultati e conclusioni

I risultati ottenuti dall'analisi degli impatti hanno evidenziato che, per il caso studio in esame, la demolizione selettiva non appare sufficientemente efficace da generare evidenti benefici ambientali. Ciò è ascrivibile al fatto che i benefici associati alle evitate produzioni di materie prime vergini grazie al riciclo dei materiali separati durante lo strip-out risultano minori rispetto agli impatti generati dalle attività di demolizione stesse, dal trasporto dei rifiuti nonché dai trattamenti di riciclo/smaltimento. La demolizione selettiva risulta comunque vantaggiosa rispetto alle tecniche di demolizione tradizionale in relazione al riscaldamento globale (-48%), al consumo energetico totale (-64%) e all'impoverimento delle risorse naturali e fossili (-29%) grazie al riciclo del vetro, dei metalli ferrosi e degli inerti e alla scelta della ditta esecutrice dei lavori di impiegare macchinari elettrici e diesel di ultima generazione. Al contrario, la demolizione selettiva è peggiorativa rispetto a quella tradizionale per le categorie di acidificazione e tossicità umana a causa dello smaltimento in discarica delle plastiche e dei rifiuti in cartongesso e degli impatti legati al processo di riciclo dell'alluminio. L'aspetto interessante che emerge da questo studio è che i vantaggi ambientali derivanti dall'applicazione di tecniche di demolizione selettiva potrebbero svanire del tutto qualora gli aggregati riciclati ottenuti dai rifiuti inerti non venissero impiegati in applicazioni di valore (o perché le caratteristiche chimico fisiche non sono idonee o perché il mercato locale degli aggregati riciclati non è sufficientemente

sviluppato), dimostrando l'importanza di includere le considerazioni relative alla qualità degli aggregati riciclati e al grado di sviluppo del mercato locale in un'analisi LCA di tal tipo (Borghi et al., 2018; Pantini e Rigamonti, 2020). Come hanno dimostrato le analisi di sensitività effettuate per i parametri di maggior interesse, la sostenibilità ambientale di un progetto di demolizione selettiva può cambiare drasticamente a seconda delle caratteristiche quali/quantitative dei flussi di materiali separati, di come questi sono gestiti (massimizzare il riciclo e ridurre al minimo le distanze per il trasporto appare fondamentale), dei consumi dei macchinari utiliz-

zati per la demolizione (la tipologia e classe dei macchinari può diventare un aspetto chiave) e del mercato degli aggregati riciclati (Figura 9). Nel complesso l'analisi ha dimostrato l'importanza cruciale di includere gli aspetti caratteristici dell'edificio oggetto di demolizione e i fattori economici e logistici propri del contesto geografico di riferimento al fine di valutare l'effettiva sostenibilità ambientale di un progetto di demolizione selettiva. Non è sufficiente effettuare una demolizione selettiva per poter dire di aver fatto economia circolare, ma è necessario che anche tutta la filiera a valle sia disegnata in tal senso.

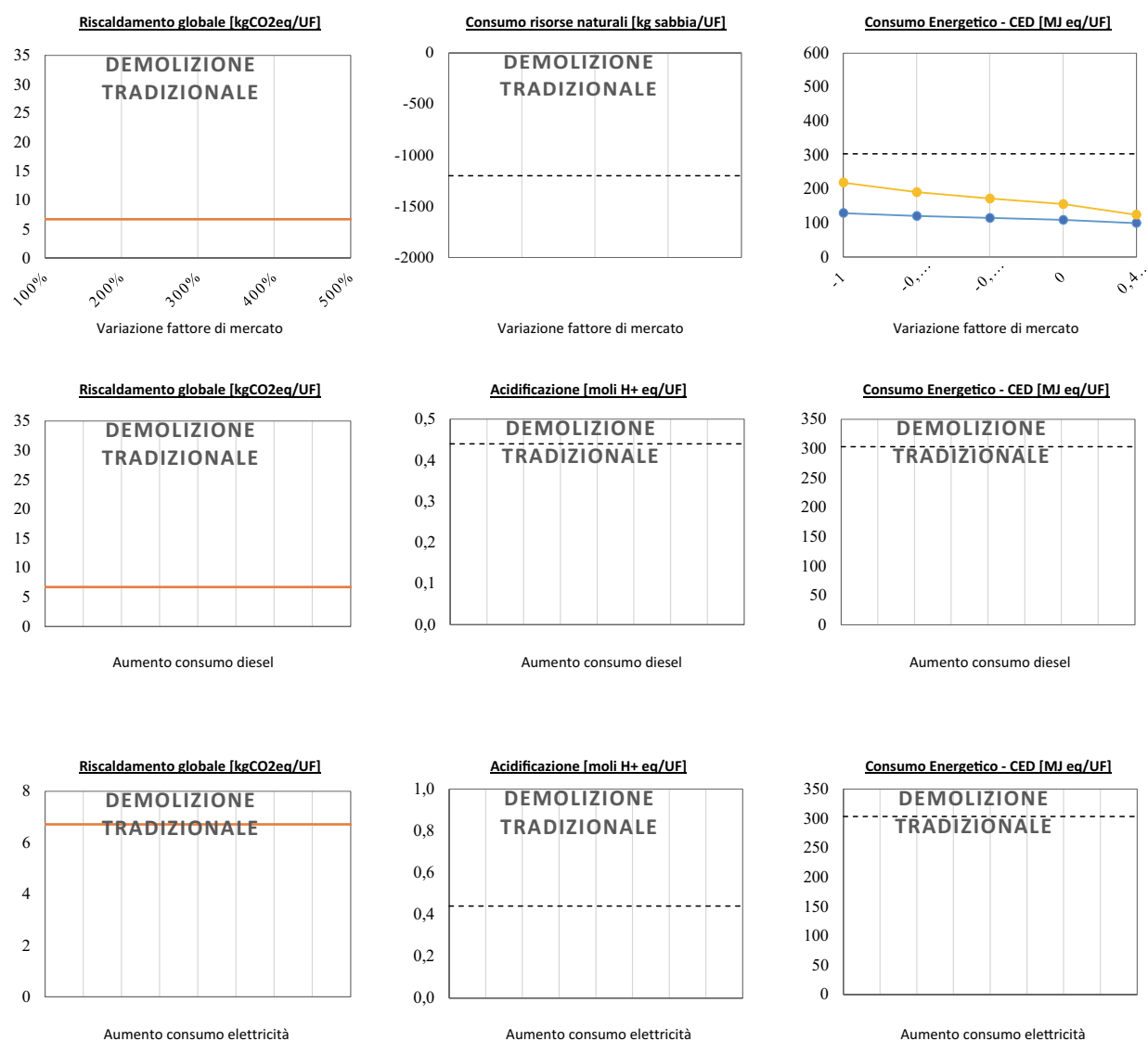


Figura 9 – Andamenti di alcuni indicatori di impatto (Riscaldamento Globale, Indicatore Risorse Naturale, Acidificazione e Consumo Energetico CED), espressi per unità funzionale, ottenuti al variare del fattore di mercato degli aggregati, del consumo di diesel e del consumo di elettricità dei mezzi di demolizione (le variazioni sono espresse in % rispetto al valore assunto nello scenario base). I trend si riferiscono allo scenario di demolizione selettiva con impiego degli aggregati riciclati in applicazioni di alto valore (Demolizione Selettiva HQ_AR), allo scenario di demolizione selettiva con impiego degli aggregati riciclati in applicazioni di basso valore (Demolizione Selettiva LQ_AR) e allo scenario di demolizione tradizionale (Demolizione Tradizionale)

5. SCENARI E POTENZIALITÀ DI RICICLO PER IL RAME

5.1. Introduzione

Il rame è tra i metalli maggiormente impiegati dalla moderna tecnologia, ma un progressivo impoverimento ed esaurimento dei depositi naturali sollevano preoccupazioni su un bilancio sostenibile tra domanda e offerta (Northey et al., 2014). Questa vulnerabilità è amplificata per i paesi che dipendono da importazioni estere, come nel caso di molti stati europei. In questo contesto, il riciclo a fine vita è spesso indicato come mezzo per assicurare un accesso sostenibile a risorse essenziali. Sebbene il rame sia tra gli elementi aventi le maggiori efficienze di riciclo a fine vita, queste rimangono lontane da un riciclo “perfetto”. Questo è un aspetto che può limitare la possibilità di chiudere il ciclo del rame in ottemperanza ai principi di un’economia circolare.

5.1.1. Metodi

Per esplorare le potenzialità di riciclo future e la *carbon footprint* (CF) associata alla domanda di rame in Europa, un recente studio ha combinato la metodologia LCA con l’informazione ottenuta da un modello di *material flow analysis* (MFA) (Ciacchi et al., 2020). Il modello MFA sviluppato descrive il ciclo antropogenico del rame in Europa e ne stima flussi e riserve dal 1960 al 2010. Tecniche di regressione lineare sono state applicate per esprimere la domanda di rame in funzione di un set di variabili esplicative che include popolazione, prodotto interno lordo e percentuale di urbanizzazione. Questa informazione quantitativa ha costituito il fondamento scientifico per un’analisi di scenario che considera quattro possibili futuri, che spaziano da uno scenario *business as usual* (*Markets Rule*, MR) ad uno più equo (*Toward Equitability*, TE). I due scenari rimanenti (*Toward Resilience*, TR; *Security Foremost*, SF) descrivono futuri intermedi rispetto a MR e TE.

Il potenziale di riduzione delle emissioni climalteranti (*greenhouse gases*, GHG) associate alla domanda di rame e ai flussi di rame secondario sono calcolati secondo due condizioni di riciclo: (i) le attuali efficienze di riciclo a fine vita rimangono stazionarie e (ii) si raggiunge un riciclo “quasi perfetto” (come ipotetica combinazione di 90% di efficienze di raccolta e separazione e 90% di efficienza di riciclo).

Le emissioni GHG sono state quantificate per consumo energetico richiesto nella produzione di rame primario e rame secondario. Per la produzione di

rame primario, si è stimato l’input di energia primaria ed elettrica per estrazione mineraria, *smelting* e raffinazione. La ripartizione tra flussi domestici e importazione è determinata dal modello MFA. Per la transizione al 2050, l’energia richiesta per l’estrazione di rame è stata modellata considerando la relazione con grado minerario e produzione cumulativa di rame (Elshkaki et al., 2016). Per il rame secondario, la domanda totale di energia dipende dalla qualità del rifiuto trattato e dal processo applicato al rottame da pre-consumo (scarti di produzione) e al rottame da post-consumo (a fine vita) dettati dal modello MFA. Il rottame da pre-consumo può essere sottoposto a un processo di fusione diretta, meno applicabile nel caso di rottame a fine vita a causa del contenuto maggiore di impurezze. Nel secondo caso, un processo analogo a quello del rame primario è applicato per la produzione di catodi di rame. I consumi energetici per la fusione diretta e la produzione di catodi secondari sono assunti costanti al 2050, ipotizzando che l’aumento di energia richiesta per un miglioramento delle efficienze di riciclo a fine vita sia idealmente controbilanciato dall’adozione di tecniche di *ecodesign* e *design for recycling* in fase di progettazione di nuovi prodotti.

La stima di emissioni GHG ha considerato fattori di *carbon intensity* (CI) per energia primaria ed energia elettrica. Per quest’ultima i fattori CI sono determinati a partire dalle proiezioni dell’International Energy Agency per l’Europa e la media mondiale al 2050 (Frischknecht, 2010). Le emissioni GHG totali sono calcolate secondo un approccio “*recycled content*”, ovvero tenendo conto della frazione di rame secondario nel materiale riciclato senza attribuire un impatto evitato al processo di riciclo (International Energy Agency, 2012).

5.1.2. Risultati e conclusioni

I risultati mostrano che le fonti secondarie possono coprire una parte considerevole della domanda di rame in Europa se le efficienze di riciclo sono migliorate. Attualmente, la frazione di rame secondario costituisce circa il 40% del rame totale immesso a consumo. Tuttavia, questa frazione potrebbe rimanere costante anche nel caso in cui si raggiungesse un riciclo “quasi perfetto”, come conseguenza dell’aumento di domanda di rame atteso nei prossimi anni. Oltre a soddisfare la domanda futura (Figura 10, a pagina seguente), fonti di rame secondario hanno la possibilità di ridurre significativamente le emissioni associate alla produzione metallica

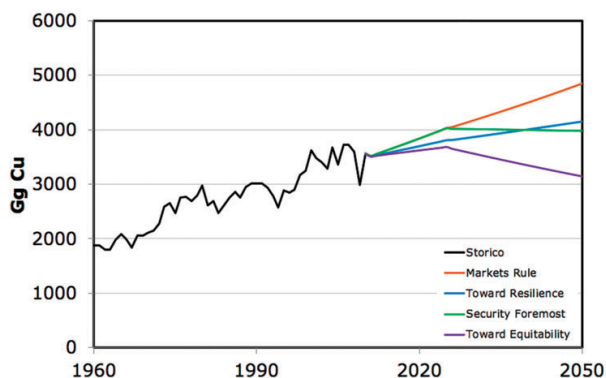


Figura 10 – La domanda di rame in Europa (1960-2050) secondo gli scenari considerati. Legenda: MR – Markets Rule; TR – Toward Resilience; SF – Security Foremost; TE – Toward Equitability. Immagine tratta da Ciacci et al. (2020) con l'autorizzazione di Elsevier

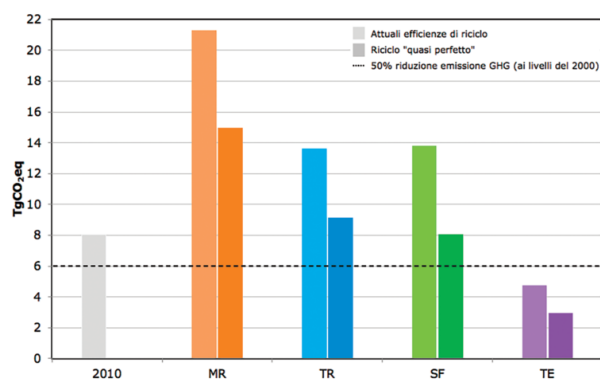


Figura 11 – Carbon footprint associata alla domanda di rame in Europa secondo gli scenari considerati e le condizioni di riciclo ipotizzate. Legenda: MR – Markets Rule; TR – Toward Resilience; SF – Security Foremost; TE – Toward Equitability. Immagine tratta da Ciacci et al. (2020) con l'autorizzazione di Elsevier

(Figura 11). Il modello stima che nel 2010 l'emissione totale di GHG attribuita alla domanda di rame superava il target di riduzione (ai livelli del 2000) di +36%. L'aumento di emissioni GHG attribuito alla domanda di rame in Europa secondo uno scenario MR è così intenso che la CF potrebbe aumentare di +260% rispetto al target, o "solo" a +98% nel caso di un riciclo quasi perfetto. Sebbene queste stime non individuino un percorso specifico di mitigazione della CO₂, un mondo che segua le dinamiche descritte dallo scenario MR non consentirà di affrontare l'emergenza climatica in maniera efficace. Viceversa, nel caso di uno scenario TE, le fonti di rame secondario potrebbero avere un ruolo fondamentale nel raggiungere i target di CO₂ anche nel caso

di efficienze di riciclo stazionarie. Per gli scenari intermedi la produzione di rame secondario non sarà invece sufficiente, a meno di combinare un netto miglioramento delle efficienze di riciclo e una de-carbonizzazione dell'energia elettrica. Questo studio dimostra che il riciclo può essere un fattore determinante nel ridurre la dipendenza da risorse naturali e le emissioni GHG associate al rame, ma solo se questo progresso è combinato ad una riduzione significativa della domanda e ad uno spostamento verso fonti energetiche a bassa intensità di carbonio.

6. CONCLUSIONI

L'applicazione della metodologia LCA ai processi di gestione e di trattamento dei rifiuti permette un confronto oggettivo tra diversi processi di trattamento considerando le più svariate tipologie di rifiuti, l'individuazione di possibilità migliorative da applicare alle diverse tipologie esistenti di gestione e trattamento dei rifiuti e la formulazione di raccomandazioni per poter mettere in pratica in modo sostenibile i principi dell'economia circolare.

Le tre macro-finalità dell'LCA nel settore dei rifiuti qua descritte tramite casi studio (ossia LCA applicata per valutare i benefici ottenibili dal recupero di varie tipologie di rifiuti, LCA a supporto della pianificazione regionale e/o nazionale e LCA a supporto dell'economia circolare) vanno a integrare quelle individuate in un precedente lavoro del gruppo di lavoro (Rigamonti et al., 2018), ossia l'ottenimento di certificazioni ambientali, il supporto di scelte strategiche per lo sviluppo di prodotti a basso impatto ambientale e l'accesso al Green Public Procurement.

I casi studio presentati dimostrano l'ampio campo di applicazione dell'LCA nel settore rifiuti. Un utilizzo più diffuso e sistematico di tale metodologia supporta e orienta politiche di produzione e consumo sostenibili fondate su oggettive evidenze scientifiche.

RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- ARPA Emilia Romagna (2015) La gestione dei rifiuti in Emilia-Romagna. Disponibile su: https://www.arpae.it/dettaglio_documento.asp?id=5958&idlivello=1443
- Biganzoli L., Rigamonti L. e Grosso M. (2018) Intermediate bulk containers re-use in the circular economy: an LCA evaluation. Atti della 25a CIRP Life Cycle Engineering (LCE) Conference, 69: 827-832.
- Biganzoli L., Rigamonti L. e Grosso M. (2019) LCA evaluation of packaging re-use: the steel drums case study. Journal of Material Cycles and Waste Management, 21(1), 67-78.

- Borghi G., Pantini S. e Rigamonti L. (2018) Life cycle assessment of non-hazardous construction and demolition waste (CDW) management in Lombardy region (Italy). *Journal of Cleaner Production*, 184: 815-825.
- CE Delft (2019) Handbook on estimation of external costs in the transport sector. Disponibile su: <https://ec.europa.eu/transport/sites/transport/files/studies/internalisation-handbook-isbn-978-92-79-96917-1.pdf>
- Ciacci L., Fishman T., Elshkaki A., Graedel T.E., Vassura I., Passarini F. (2020) Exploring future copper demand, recycling and associated greenhouse gas emissions in the EU-28. *Global Environmental Change*, 63, 102093.
- DECC (2014) Implementing Geological Disposal. Disponibile su: https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/332890/GDF_White_Paper_FINAL.pdf
- Ecoinvent Center (2014) Ecoinvent Database, version 3.0: Life Cycle Inventories. Disponibile su: www.ecoinvent.ch.
- Elshkaki A., Graedel T., E., Ciacci L. e Reck B.K. (2016) Copper demand, supply, and associated energy use to 2050. *Global Environmental Change*, 39: 305-315.
- Ezeji T.C. e Blaschek H.P. (2010) Butanol Production from Lignocellulosic Biomass. In: Blaschek HP, Ezeji TC, Scheffran J (a cura di) *Biofuels from Agricultural Wastes and Byproducts*. Ames, Iowa USA: Wiley-Blackwell, 19-37.
- Frischknecht R. (2010) LCI modelling approaches applied on recycling of materials in view of environmental sustainability, risk perception and eco-efficiency. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(7): 666-671.
- Guinée J.B., Gorée M., Heijungs R., Huppes, G. et al. (2002). Part III: Scientific background. In: B.Guinée JB, Lindeijer E (a cura di), *Handbook on life cycle assessment: Operational guide to the ISO standards*. Kluwer Academic Publishers, 395-675.
- Hauschild M.Z., Rosenbaum R.K., Olsen S.I. (2017) *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*. Cham: Springer.
- Humbird D., Davis R., Tao L. et al. (2011) Process Design and Economics for Biochemical Conversion of Lignocellulosic Biomass to Ethanol: Dilute-Acid Pretreatment and Enzymatic Hydrolysis of Corn Stover. *National Renewable Energy Lab, Golden*.
- International Energy Agency (2012) *World Energy Outlook 2012*. Disponibile su: <https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2012>
- ISPRA (2018) *Rapporto rifiuti urbani*. Disponibile su: <https://www.isprambiente.gov.it/it/publicazioni/rapporti/rapporto-rifiuti-urbani-edizione-2018>
- Jamasb T. e Nepal R. (2010) Issues and Options in Waste Management: A Social Cost Benefit Analysis of Waste-to-Energy in the UK. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(12): 1341-1352.
- Joint Research Center (2011) *Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context – based on existing environmental impact assessment models and factors*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Laurent A., Clavreul J., Bernstad A. et al. (2014) Review of LCA studies of solid waste management systems – Part II: methodological guidance for a better practice. *Waste Management*, 34(3): 589-606.
- Northey S., Mohr S., Mudd G.M., Weng Z., Giurco D. (2014) Modelling future copper ore grade decline based on a detailed assessment of copper resources and mining. *Resources, Conservation and Recycling*, 83: 190-201.
- OECD e FAO (2009), *Agricultural Outlook 2009-2018*. Paris: OECD Publishing.
- Pantini S., Borghi G., Rigamonti L. (2018) Towards resource-efficient management of asphalt waste in Lombardy region (Italy): identification of effective strategies based on the LCA methodology. *Waste Management*, 80: 423-434.
- Pantini S., Giurato M., e Rigamonti L. (2019) A LCA study to investigate resource-efficient strategies for managing post-consumer gypsum waste in Lombardy region (Italy). *Resources, Conservation and Recycling*, 147: 157-168.
- Pantini S. e Rigamonti L. (2020) Is selective demolition always a sustainable choice? *Waste Management*, 103: 169-176.
- Paulillo A., Clift R., Milliken A., Palethorpe S.J., Lettieri P. (2020a) The environmental impacts of reprocessing Used Nuclear Fuels: a UK case study. *Sustainable Materials and Technologies*, 25: e00186.
- Paulillo A., Clift R., Dodds J.M., Milliken A., Palethorpe S.J., Lettieri P. (2020b) Radiological impacts in Life Cycle Assessment. Part I: General framework and two practical methodologies. *Science of The Total Environment*, 708: 135179.
- Petrou E.C. e Pappis C.P. (2009) Biofuels: a survey on pros and cons. *Energy and Fuels*, 23(2): 1055-1066.
- Plevin R.J., Delucchi M.A. e Creutzig F. (2014) Using attributional life cycle assessment to estimate climate-change mitigation benefits misleads policy makers. *Journal of Industrial Ecology*, 18: 73-83.
- Rabl A., Spadaro J.V., e Zoughaib A. (2007) Environmental impacts and costs of solid waste: a comparison of landfill and incineration. *Waste Management & Research*, 26: 147-162.
- Ruggeri M., Pantini S. e Rigamonti L. (2019) Assessing the impact of selective demolition techniques on C&D waste management. In: *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 296: 012005
- Tua C., Biganzoli L., Grosso M., Rigamonti L. (2019) Life Cycle Assessment of Reusable Plastic Crates (RPCs). *Resources*, 8(2): 110.
- Tua C., Grosso M., Rigamonti L. (2020) Reusing glass bottles in Italy: a life cycle assessment evaluation. *Atti della 27° CIRP Life Cycle Engineering (LCE) Conference*, 90: 192-197.
- Wernet G., Bauer C., Steubing B., Reinhard J., Moreno-Ruiz E., Weidema B. (2016) The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9): 1218-1230.
- Wilson P.D. (1996) *The Nuclear Fuel Cycle: From Ore To Waste*. New York: Oxford University Press.

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano: la prof.ssa Alessandra Bonoli, Giuliana Arbizzani, il dott. Marco Monti e l'ing. Silvia Cavani per la collaborazione nella preparazione del caso studio sui rifiuti ingombranti; l'ing. Sara Pantini per la collaborazione nella preparazione del caso studio sulla demolizione selettiva; l'ing. Camilla Tua e il prof. Mario Grosso per la collaborazione nel caso studio sul riutilizzo degli imballaggi; l'ing. Martina Bellan per il supporto fornito nella formattazione dell'articolo.