

VALUTAZIONE COMBINATA DI IMPATTI E COSTI AMBIENTALI: IL CASO DELLE LATTINE IN ALLUMINIO IN UN'ECONOMIA CIRCOLARE

Davide Visini^{1,2}, Raffaele Princigallo^{1,2}, Alessandra Bonoli², Monia Niero^{1,*}

¹ Division for Quantitative Sustainability Assessment (QSA), Department of Management Engineering, Technical University of Denmark, Kgs. Lyngby (DK).

² Dipartimento di Ingegneria Civile, Chimica, Ambientale e dei Materiali (DICAM), Alma Mater Studiorum-Università di Bologna, Bologna.

Sommario – Il concetto di economia circolare non riguarda solo la gestione della scarsità delle risorse e la riduzione degli impatti ambientali, ma anche e soprattutto il raggiungimento di benefici dal punto di vista economico. Pertanto il successo di strategie di economia circolare deve essere valutato considerando non soltanto il loro potenziale impatto ambientale, ma anche attraverso la quantificazione dei costi dal punto di vista ambientale. Questo studio confronta due diversi sistemi di produzione, uso e riciclo delle lattine in alluminio: area metropolitana di Bologna e area urbana di Copenaghen. Tali sistemi sono stati confrontati dal punto di vista ambientale mediante la metodologia di valutazione del ciclo di vita (Life Cycle Assessment, LCA) e con riferimento ai costi ambientali, mediante metodologia Life Cycle Costing (LCC). La quantificazione sia per LCA che LCC è stata effettuata considerando tre diverse prospettive: quella dei consumatori, quella dei produttori ed infine quella degli operatori che si occupano del fine vita, con l'obiettivo di confrontare le prestazioni dal punto di vista ambientale ed economico dei due sistemi e identificare potenziali discrepanze nell'analisi combinata. I risultati dello studio combinato mostrano che l'opzione migliore dal punto di vista ambientale, presenta anche costi maggiori, quindi suggerendo che l'implementazione di strategie di economia circolare può portare ad avere dei trade-off.

Parole chiave: riciclo, gestione rifiuti, valutazione impatti del ciclo di vita, costi, approccio di ciclo di vita.

COMBINING LIFE CYCLE ASSESSMENT AND ENVIRONMENTAL LIFE CYCLE COSTING: THE CASE OF ALUMINIUM CANS IN A CIRCULAR ECONOMY

Abstract – The circular economy is not only about resource scarcity and environmental impact, but also about economic benefit, therefore the success of circularity strategies should be assessed not only considering the environmental impacts, but also in terms of economic implications. This study considered two different aluminium beverage can systems: Bologna Metropolitan City Area and the Urban Area of Copenhagen. We performed a combined Life Cycle Assessment (LCA) and environmental Life Cycle Costing (ELCC) of the purchasing, production and waste management of aluminium beverage cans in the two areas. Three main perspectives were considered for both LCA and ELCC:

consumers, producers and waste management operators, with the aim to compare the environmental and economic performances of the two systems and to identify potential misalignment in the integrated LCA-ELCC analysis. The comparative analysis of aluminium cans production, use, collection and recycling in the two systems showed that the best option from an environmental point of view is also leading to higher costs. Therefore, the main learning is that trade-offs between environmental benefits and economic costs need to be considered in the assessment of circularity strategies.

Keywords: recycling, waste management, life cycle impact assessment, costs, life cycle approach.

Ricevuto il 10-4-2017; Correzioni richieste il 4-5-2017; Accettazione finale il 25-7-2017.

1. INTRODUZIONE

1.1. Economia circolare

Garantire modelli di consumo e di produzione sostenibili è uno dei 17 obiettivi globali adottati nel 2030 nell'Agenda delle Nazioni Unite per lo sviluppo sostenibile (UN, 2015). Il passaggio a modelli di produzione e consumo sostenibili richiede di svincolare la crescita economica dalla disponibilità di risorse, vale a dire un'economia circolare. Tuttavia, la maggior parte degli attuali settori industriali è ancora organizzata secondo un'economia lineare, in cui le risorse vengono estratte, trasformate per la fabbricazione di prodotti che vengono utilizzati dai consumatori per poi diventare rifiuti. L'economia circolare fornisce un'alternativa a tale sistema economico, essendo un sistema industriale che è rigenerativo nelle intenzioni (EMF, 2013).

Il piano d'azione europeo per l'economia circolare specifica che il valore di prodotti, materiali e risorse dovrebbe essere mantenuto nell'economia il più possibile e la generazione di rifiuti dovrebbe essere minimizzata (EU Commission, 2015). Tale piano include una serie di azioni che supportano il raggiungimento di un'economia circolare in ogni fase della catena del valore, identificando 4 aree di

* Per contatti: Bygningstorvet Building 115, 2800 Kgs. Lyngby (DK) Tel. +45 45251640. E-mail: monni@dtu.dk.

intervento: produzione, consumo, gestione dei rifiuti e mercato dei materiali secondari (EU Commission, 2015). Nell'ambito del piano d'azione europeo per l'economia circolare, particolare attenzione è stata riservata al settore degli imballaggi e alla gestione dei rifiuti da imballaggio.

La base concettuale dell'economia circolare è semplice: "chiudere i cicli". Purtroppo non è facile identificare a quale livello tali cicli debbano essere chiusi, se a livello di materiali, prodotti o sistemi. L'economia circolare non riguarda solo la gestione della scarsità delle risorse e la riduzione dell'impatto ambientale, ma anche e soprattutto la creazione di benefici dal punto di vista economico (Lieder e Rashid 2016), perciò il successo delle strategie di economia circolare dovrebbe essere valutato non solo prendendo in considerazione gli impatti ambientali, ma anche le relative implicazioni economiche.

1.2. L'approccio di ciclo di vita

L'approccio di ciclo di vita (*life cycle approach*) rappresenta un approccio olistico che consente di ottenere informazioni affidabili sugli impatti ambientali, sociali ed economici allo scopo di incorporare la sostenibilità nei processi decisionali, sia nel settore pubblico che privato (UNEP, 2012).

Con riferimento alla quantificazione degli impatti ambientali, la metodologia di valutazione del ciclo di vita (*Life Cycle Assessment, LCA*), basata sugli standard internazionali ISO 14040-44 (ISO, 2006a,b), ha giocato un ruolo chiave nell'identificazione delle migliori strategie di ecodesign (ad es. Gmelin e Seuring 2014) e di gestione a fine vita dal punto di vista ambientale (Laurent et al. 2014). Per quanto riguarda invece la valutazione economica, la società di tossicologia ambientale e chimica (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry, SETAC*) ha sviluppato nel 2011 delle linee guida per la conduzione di studi di *Life Cycle Costing (LCC)* (Swarr et al. 2011). Uno studio di LCC consente di quantificare tutti i costi associati al ciclo di vita di un prodotto che sono direttamente imputabili ad uno o più degli attori coinvolti nel ciclo di vita del prodotto, ad es. fornitori, produttori, utilizzatori finali, gestori del fine vita (Swarr, et al., 2011). In letteratura (Martinez-Sanchez et al., 2015) si possono distinguere tre diverse tipologie di studi di LCC: i) LCC convenzionale, che rappresenta la valutazione finanziaria tipicamente condotta dalle singole aziende focalizzandosi sui loro costi; ii) LCC ambientale (environmental

LCC, eLCC), che alla valutazione finanziaria condotta dal punto di vista dell'azienda aggiunge i costi che vengono sostenuti dai vari interlocutori nell'intero ciclo di vita del prodotto; iii) LCC sociale, che include i costi delle esternalità.

Nel settore degli imballaggi, la maggior parte degli studi combinati di LCA e LCC si riferiscono a prodotti, ad es. birra (Amienyo e Azapagic, 2016) o sistemi di imballaggio di frutta e verdura (Albrecht et al. 2013). In ambito di gestione dei rifiuti, sono disponibili solo pochi studi di valutazioni combinate di impatto e costi ambientali (Martinez-Sanchez et al. 2015). Nei casi in cui l'LCC viene applicato a sistemi di gestione degli imballaggi, si è soliti considerare diverse prospettive, ad es. quella delle autorità locali (Rigamonti et al., 2015) o degli operatori che si occupano della gestione dei rifiuti (Cruz et al., 2012). Tuttavia nella valutazione di strategie di economia circolare vi è la necessità di condurre analisi sull'intera catena del valore, considerando le prospettive non solo di produttori e utilizzatori, ma anche degli operatori che si occupano della gestione dei rifiuti, ovvero aziende municipalizzate o gestori degli impianti di trattamento dei rifiuti.

1.3. Obiettivo dello studio

La presente ricerca si focalizza su una specifica categoria di imballaggi, ovvero le lattine in alluminio, che nel 2012 costituivano il 30% degli imballaggi per birra a livello europeo, laddove circa la metà delle lattine prodotte veniva destinata al settore della birra (Berkhout et al. 2013). Le lattine in alluminio presentano ottime potenzialità per la realizzazione di sistemi di imballaggio a ciclo chiuso (Niero et al., 2017), pertanto costituiscono un candidato ideale in un contesto di economia circolare.

Nel presente studio si sono considerati due diversi sistemi di produzione, uso e riciclo delle lattine di alluminio: quello della città metropolitana di Bologna, in Italia, e quello dell'area urbana di Copenhagen, in Danimarca. Tali sistemi sono stati confrontati in ottica di valutazione del ciclo di vita (LCA) e valutazione dei costi ambientali (eLCC) considerando tre diverse prospettive: consumatori, produttori e operatori che si occupano della gestione a fine vita. L'obiettivo è quello di identificare le sfide relative alla chiusura dei cicli in differenti contesti geografici ed identificare potenziali trade-off nella conduzione di uno studio combinato LCA-eLCC.

2. MATERIALI E METODI

2.1. Descrizione dei sistemi

2.1.1. Area metropolitana di Bologna

L'area metropolitana di Bologna (definita da qui in poi "Bologna") corrisponde all'area della provincia di Bologna e include 55 municipalit  con una popolazione totale di 1.004.323 abitanti nell'anno 2015 (ISTAT, 2015). Il ciclo di vita di una lattina in alluminio considerato nello studio   riportata in Fig. 1a: parte col consumatore che dopo aver bevuto la bibita desiderata (in questo caso birra), pu  decidere di gettare tale lattina nella frazione differenziata o indifferenziata. Le lattine di alluminio appartengono alla frazione metallica dei rifiuti e nell'area metropolitana di Bologna vengono raccolte come parte della raccolta multimateriale. Nello specifico esistono due tipologie di raccolta multimateriale, la cosiddetta raccolta multimateriale leggera (che include plastica e metalli) e la raccolta vetro-metalli. La frazione di raccolta differenziata per le lattine di alluminio   pari al 51,2%, mentre il rimanente 48,8% va a finire nella raccolta indifferenziata (Arpa, 2014). La raccolta dei rifiuti solidi urbani viene gestita dal gruppo Hera, un'azienda multiutility che si occupa della raccolta dei rifiuti urbani, rete idrica, rete elettrica e rete di distribuzione del gas (Gruppo Hera, 2016). Le lattine di alluminio provenienti dalla raccolta differenziata e quelle ottenute dallo smistamento della raccolta indifferenziata vengono inviate alle piattaforme ecologiche, ovvero degli impianti nei quali i rifiuti vengono stoccati e selezionati (CiAl, 2013). La frazione raccolta multimateriale viene inviata ad un centro di selezione e separazione, ovvero un impianto dove per mezzo di separatori a corrente parassita (*eddy current separator*), vetro, plastica, metalli ferrosi e non-ferrosi (alluminio) vengono separati e compattati per essere poi inviati a riciclo. Da questo impianto, una piccola frazione di materiale in alluminio, ovvero rottami di dimensioni inferiori a 50 μm ,   avviata ad incenerimento, a seguito del regolamento europeo CEN EN 13431: 2004 (CiAl, 2013). Invece, i rifiuti indifferenziati sono selezionati in tre frazioni principali: una che viene avviata al riciclo nei centri di selezione e compattamento, un'altra viene inviata ad incenerimento ed infine una frazione viene inviata a smaltimento in discarica. Presso gli impianti di incenerimento viene effettuata un'ulteriore operazione di selezione, che separa il materiale riciclabile dal resto. Tale frazione non riciclabile viene bruciata, con contemporanea produzione di energia elet-

trica e termica. Nel corso delle operazioni di selezione presso l'impianto di incenerimento, la frazione di alluminio che non   stata separata, viene inviata a discarica. Quindi l'alluminio raccolto viene inviato agli impianti di riciclo.

La responsabilit  della gestione dei rifiuti da imballaggio in Italia viene generalmente trasferita dall'industria al CONAI, il Consorzio Nazionale Imballaggi, un'organizzazione no-profit privata stabilita nel 1997 con l'obiettivo di promuovere la raccolta differenziata (Rigamonti et al. 2015). Il CONAI coordina le attivit  di 6 consorzi di filiera, laddove il consorzio che si occupa della gestione degli imballaggi in alluminio   il CiAl (Consorzio Imballaggi Alluminio). Il CONAI mediante i consorzi di filiera contribuisce economicamente alle spese per un'efficiente ed efficace raccolta e gestione dei rifiuti, attraverso il pagamento di una tassa di raccolta alle autorit  locali o operatori che gestiscono il fine vita. L'ammontare della tassa di raccolta dipende dalla qualit  del materiale da imballaggio raccolto, laddove cifre pi  alte sono pagate per i materiali pi  puliti. Il CONAI si autosostenta mediante il contributo ambientale CONAI, che viene applicato agli imballaggi venduti dall'ultimo produttore (come produttori e importatori di semifabbricati, produttori e importatori di imballaggi vuoti) all'utilizzatore (ovvero distributori, utilizzatori di imballaggi) (Rigamonti et al. 2015). Il sistema CONAI gestisce la raccolta, selezione e recupero degli imballaggi di post-produzione sulla base di accordi con l'ANCI (Associazione Nazionale Comuni Italiani). Le autorit  locali che desiderano aderire al sistema CONAI devono firmare un contratto con i rispettivi consorzi di filiera (ad es. CiAl). Questo permette alle autorit  locali di ricevere la tassa di raccolta, per ogni tonnellata di materiale raccolto e consegnato al rispettivo consorzio di filiera.

Una volta avviato al riciclo, l'alluminio viene lavorato per ottenere i due componenti di una lattina, ovvero il corpo della lattina ed il coperchio, realizzati con due diverse leghe di alluminio (Niero e Olsen, 2016). Successivamente, i componenti vengono inviati alle aziende che si occupano del riempimento, ed infine le lattine vengono distribuite ai punti vendita.

2.1.2. Area urbana di Copenhagen

L'area urbana di Copenhagen (Hovedstadsområdet in danese, definita "Copenhagen" da qui in poi) comprendente 10 aree suburbane, presentava una popolazione di 1.263.698 abitanti nel 2015 (Statistics Denmark, 2015). La principale differenza ri-

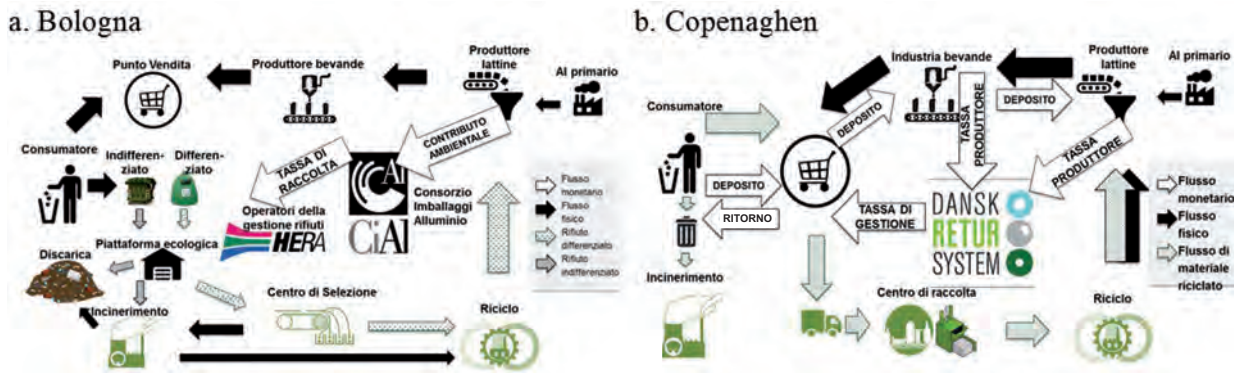


Figura 1 – Schema rappresentativo della raccolta e produzione delle lattine in alluminio nel caso di a) Bologna e b) Copenhagen, con indicazione dei principali flussi monetari e fisici, nonché dei principali attori coinvolti nel sistema di raccolta e gestione dei rifiuti, adattata da Princigallo et al. (2016)

petto al caso bolognese riguarda la tipologia di raccolta differenziata, come rappresentato in Fig. 1b. Le lattine di alluminio, assieme alle altre tipologie di imballaggi monouso quali plastica e vetro, dovrebbero essere separate dai consumatori mediante un sistema di deposito e ritorno (*deposit and refund*). I consumatori pagano il deposito quando acquistano le bevande, e tale deposito viene loro restituito quando essi riportano il contenitore vuoto in uno dei punti di raccolta designati situati nei punti vendita o in località centralizzate utilizzando le cosiddette *reverse vending machine* (ecocompattatori). Se i consumatori non riconsegnano i propri imballaggi al sistema di deposito, questi ultimi diventano parte del rifiuto residuo, che viene poi indirizzato a diverse opzioni di recupero e raccolta (Elliot et al., 2015). A questo punto, le lattine di alluminio possono essere compattate assieme alle bottiglie di plastica nei punti vendita e inviate poi ai centri di raccolta per la selezione, oppure possono essere compattate successivamente nei centri di raccolta. In un secondo momento, le lattine di alluminio vengono inviate ai centri di riciclo, laddove giungono anche altre tipologie di rottami di alluminio. Tuttavia, rispetto al caso italiano, la presenza di una raccolta monomateriale consente in principio di raccogliere i rottami da imballaggio in maniera separata. D'altra parte, le lattine di alluminio che fanno parte della raccolta indifferenziata sono inviate agli impianti di incenerimento, in analogia a quanto avviene nel caso di Bologna. I residui della combustione di questa parte metallica (ceneri pesanti) vengono recuperati e venduti al mercato internazionale.

Il fine vita degli imballaggi monouso viene gestito in Danimarca da una organizzazione privata no-profit, il Dansk Retursystem (DRS). I compiti del DRS sono la gestione della raccolta, selezione e riciclaggio degli imballaggi usati di bevande consumate,

nonché la gestione dei flussi monetari tra produttori/importatori, rivenditori e consumatori (Dansk Retursystem, 2015). In particolare il DRS raccoglie le lattine usate dai punti vendita e le trasporta ai centri di raccolta, successivamente vende le lattine usate ai produttori di lattine specializzati nella produzione di imballaggi per il settore alimentare. Produttori e importatori pagano una tassa al DRS, che restituisce parte di tale somma ai punti vendita in modo da ricompensarli per le operazioni di separazione e preparazione degli imballaggi effettuate. I produttori e gli importatori, oltre a trasferire il deposito pagato dai punti vendita al DRS, devono pagare una tassa al DRS per finanziare il sistema di deposito e ritorno.

2.2. Definizione di obiettivo e campo di applicazione

Lo studio LCA è stato condotto in accordo ai requisiti delle norme ISO 14040-44 (ISO, 2006a,b) e la guida tecnica fornita dall'*ILCD Handbook* (EC-JRC-IES, 2010). Lo studio di LCC è stato condotto seguendo i requisiti della metodologia SETAC (Swarr et al., 2011). L'obiettivo dello studio combinato LCA-eLCC è quello di quantificare i potenziali impatti ambientali ed i costi relativi ai diversi attori nella catena del valore dei due sistemi di produzione e riciclo delle lattine di alluminio, ovvero Bologna e Copenhagen. Si è considerato che le lattine vengono prodotte per una specifica tipologia di bevande, ovvero birra.

2.2.1. Unità funzionale

La funzione del sistema è duplice: da un lato quella di fornire birra ai consumatori nell'area urbana di Copenhagen e nella città metropolitana di Bologna nell'anno 2013 utilizzando lattine in formato

33 cl, e dall'altro garantire il recupero delle lattine usate assumendo un sistema a ciclo chiuso, ovvero che le lattine usate vengano utilizzate per produrre nuovamente lattine. L'unità funzionale scelta è quindi la fornitura di 1 hl di birra ed il recupero di 303 unità di lattine in alluminio da 33 cl, rispettivamente a Bologna e Copenaghen. Tale unità funzionale consente di tenere in considerazione la duplice funzione delle lattine in un contesto di economia circolare, come suggerito da Niero e Olsen (2016). Il flusso di riferimento considerato corrisponde a 4,22 kg di alluminio.

2.2.2. Confini del sistema

I confini del sistema sono riportati in Fig. 2, con indicazione delle unità di processo che fanno capo ai tre principali attori considerati, ovvero consumatori, produttori e operatori della gestione dei rifiuti. Le unità di processo che si riferiscono ai consumatori fanno riferimento all'acquisto delle lattine e consumo delle stesse. Gli operatori della gestione dei rifiuti sono responsabili nel caso di Bologna (Fig. 2a) dei seguenti processi: raccolta (frazione differenziata ed indifferenziata), selezione e compattamento, incenerimento con recupero energetico, smaltimento in discarica. Nel caso di Copenaghen (Fig. 2b) le attività che fanno capo alla gestione dei rifiuti sono: raccolta da parte del DRS (con e senza compattamento), invio ai centri di raccolta e impianti di incenerimento e smaltimento in discarica. Infine le operazioni che appartengono alla categoria dei produttori sono le medesime nei due casi, ovvero: produzione alluminio primario e secondario, produzione componenti lattine (ovvero corpo e linguetta), laccatura, riempimento presso i produttori di birra, distribuzione. In Fig. 2 sono indicati anche i principali input per ciascuna unità di processo in termini di elettricità, calore, trasporti, acqua e prodotti chimici. Inoltre tale figura riporta anche un'analisi dei flussi di materia, con indicazione della distribuzione nelle fasi principali. Le principali esclusioni dai confini del sistema, sia per LCA che per eLCC riguardano: produzione della birra, refrigerazione, produzione dei cassonetti, costi relativi alla ricerca e sviluppo.

2.3. Analisi di inventario

2.3.1. LCA – Inventario del ciclo di vita

La modellizzazione del ciclo di vita è stata condotta utilizzando il software Simapro v8.0.5.13 (Prè, 2013), utilizzando la banca dati ecoinvent v3.1 (Moreno-Ruiz et al., 2014). Le principali differen-

ze tra i due sistemi sono riportate in Tabella 1, mentre le assunzioni comuni ai due sistemi sono:

- distanza casa-negozio: 1 km;
- numero di lattine acquistate per viaggio: 4;
- distanza negozio-cassonetto: 200 m;
- numero di lattine gettate per viaggio: 10;
- distanza cassonetto-piattaforma ecologica: 15 km.

Come si evince dalla Tabella 1, per le unità di processo relative alla produzione di alluminio secondario, produzione di alluminio primario e lo smaltimento in discarica sono stati utilizzati i processi di default di ecoinvent v3.1 (Moreno-Ruiz et al., 2014). Per il calcolo della frazione di lattine di Al nella raccolta differenziata (0,412%) si sono considerati i seguenti valori: percentuale media italiana Al nei rifiuti solidi urbani (RSU) = 0,6% (Giugliano et al., 2011) e percentuale lattine Al in imballaggi Al: 68,77% (CiAl, 2013). Nel caso della frazione di Al nella raccolta indifferenziata (0,253%) si è fatto riferimento ai dati riportati da Grosso et al. (2011). Nel caso di Copenaghen si è considerato che la percentuale di lattine in alluminio nel rifiuto indifferenziato sia pari a 0,7% (Pressley et al., 2015), mentre la frazione indirizzata all'incenerimento sia pari a 6,05% (Ministry of Environment and Food of Denmark-EPA, 2015). In Tabella 2 sono riportati i valori considerati per i trasporti nelle diverse fasi del ciclo di vita.

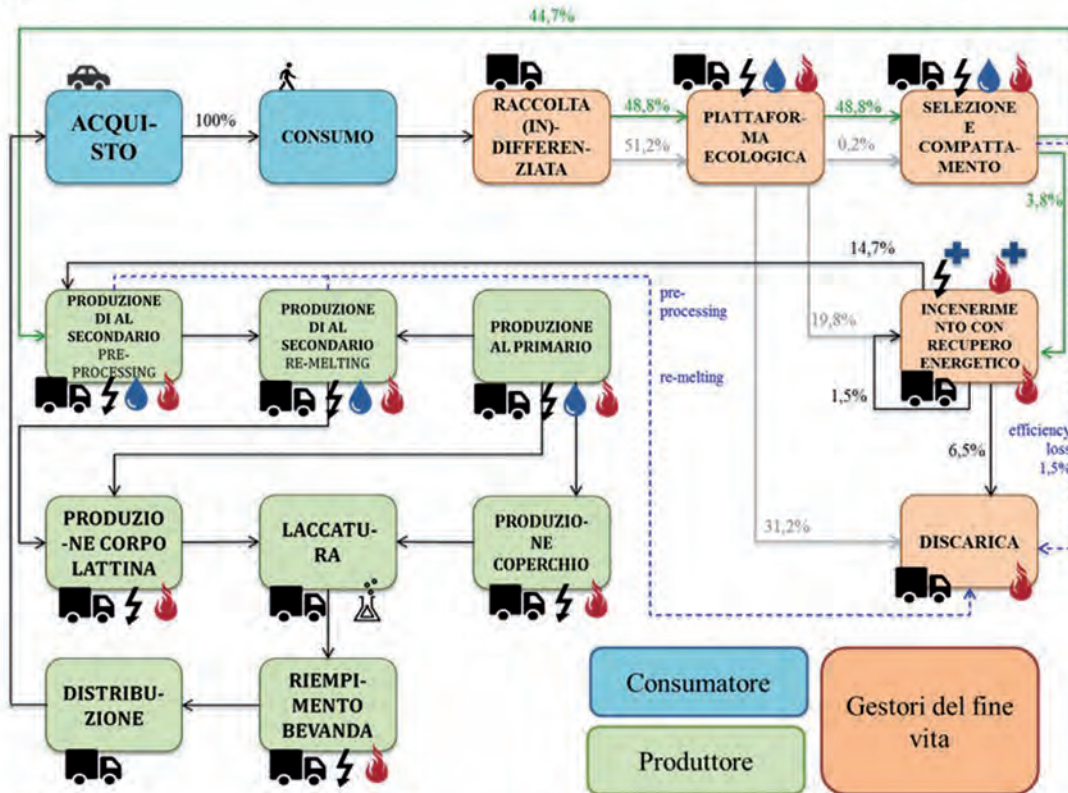
2.3.2. LCC – Analisi dell'inventario dei costi ambientali

Le categorie di costo considerate nel presente studio fanno riferimento alle materie prime, logistica e trasporti, manifattura, uso, smaltimento e recupero (Swarr et al., 2011). Sono stati esclusi i costi relativi alla ricerca e sviluppo ed i costi sociali. I costi sono stati calcolati con riferimento alle tre prospettive: consumatori, produttori (comprendendo i produttori delle lattine e di bevande, nonché i produttori di alluminio primario e secondario) ed infine gli operatori che si occupano della gestione dei rifiuti ovvero Hera e CiAl nel caso di Bologna e DRS e Dansk Alladsforening, ovvero l'associazione danese dei rifiuti responsabile dello smaltimento dei rifiuti nel caso di Copenaghen.

I principali input considerati per il calcolo dei costi sono riportati in Tabella 3, mentre in Tabella 4 sono riportati i valori per unità funzionale.

Nel caso di Bologna, con riferimento alla prospettiva dei consumatori i principali costi considerati si riferiscono ai costi di lattine, trasporto e tassa dei rifiuti. Il costo unitario di una lattina è stato calcolato considerando un costo di 0,08 €, assumendo una maggiorazione di 0,02 €. Per il calcolo dei co-

a- Bologna



b-Copenaghen

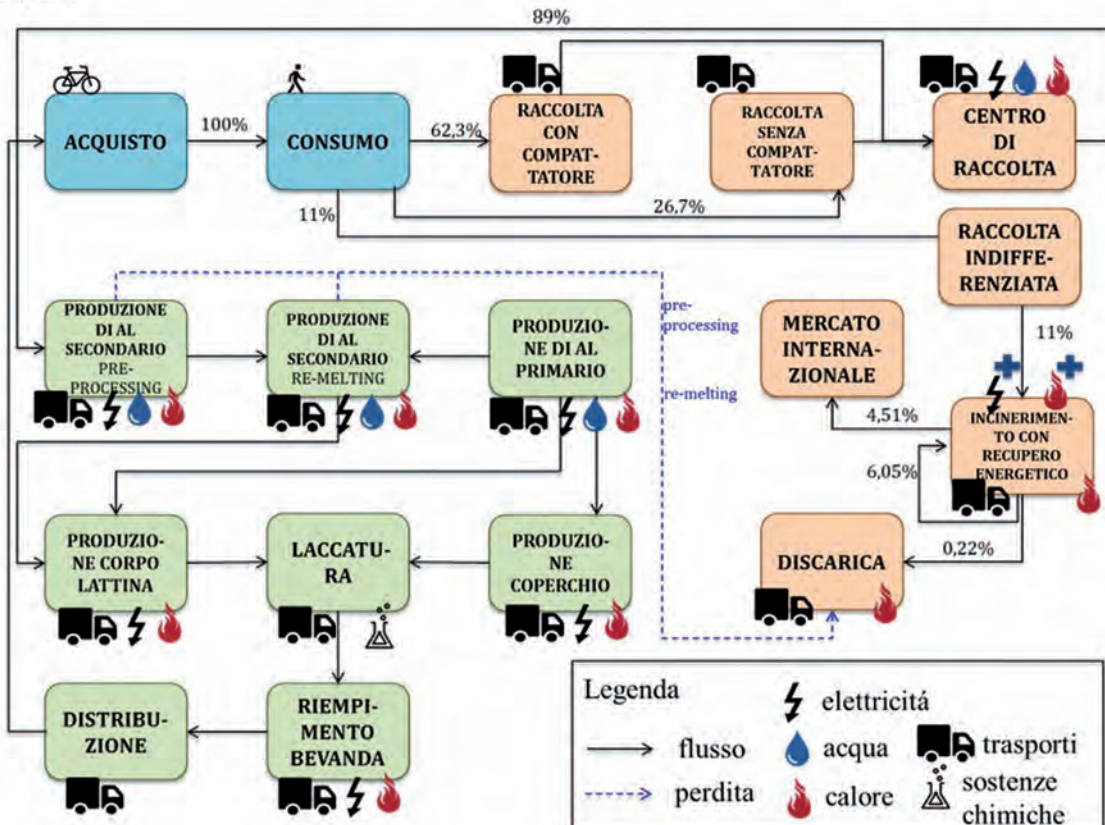


Figure 2 – Confini del sistema e analisi dei flussi di materia nel caso di a) Bologna (le frecce verdi e grigie si riferiscono rispettivamente alla frazione di rifiuto da raccolta differenziata e indifferenziata) e b) Copenaghen, con indicazione dei principali input di elettricità, acqua, sostanze chimiche e trasporti e con indicazione della distribuzione delle unità di processo tra le tre prospettive (consumatore, produttore e gestori del fine vita) – rielaborazione da Princigallo et al. (2016)

Tabella 1 – Sommario dei principali dati di input per l'analisi di inventario (LCA) riferiti all'unità funzionale

Prospettiva	Unità di processo	Parametro	Unità di misura	Bologna	Copenaghen	Fonte
Consumatore	Acquisto	Distanza casa-negozio	km/hl	75,75 (auto)	75,75 (bici)	assunzione
	Consumo	Distanza casa-cassonetto	km/hl	6,06	6,06	assunzione
Operatori gestione rifiuto	Raccolta differenziata	Alluminio alla raccolta differenziata	km/hl	2,06	3,76	% raccolta differenziata Bologna: 48,8%
						% raccolta DRS (CPH): 89%
	Piattaforma ecologica	Elettricità	kWh/hl	0,287	n.a.	Bologna: Herambiente (2012)
		Calore	kWh/hl	0,0048		
		Acqua	m³/hl	1,63E-03		
	Selezione e Compattamento	Elettricità	kWh/hl	0,0143	See Pressley et al. 2015	Bologna: Herambiente (2012) CPH: Pressley et al. (2015)
		Calore	kWh/hl	0,0036		
		Acqua	m³/hl	5,41E-05		
	Incenerimento	Elettricità input	kWh/hl	0,361	0,0363	Bologna: Herambiente (2013) CPH: Astrup (2013)
		Elettricità evitata	kWh/hl	0,00866	0,0491	
		Calore evitato	kWh/hl	0,0361	0,2061	
	Discarica	-	-	-	-	ecoinvent v3.1 (Moreno-Ruiz et al. 2014)
	Produttore	Al secondario	-	-	-	-
Al primario		-	-	-	-	ecoinvent v3.1 (Moreno-Ruiz et al. 2014)
Produzione corpo lattina		Elettricità	kWh/hl	3,552	3,552	Niero et al. (2016)
		Calore	kWh/hl	35,69	35,69	
Produzione linguetta		Elettricità	kWh/hl	0,225	0,225	Niero et al. (2016)
		Calore	kWh/hl	1,85	1,85	
Laccatura		Resina epossidica	kg/hl	0,026	0,026	Niero et al. (2016)
		Resina acrilica	kg/hl	0,026	0,026	
		Resina poliestere	kg/hl	0,052	0,052	
Riempimento		Elettricità	kWh/hl	1,061	1,061	Niero et al. (2016)
	Calore	kWh/hl	1,33	1,33		

Tabella 2 – Sommario delle distanze considerate per i trasporti

Punto partenza	Punto arrivo	Unità di misura	Bologna	Copenaghen
Piattaforma ecologica	Centro selezione e compattazione	km	35	-
Piattaforma ecologica	Impianto di incenerimento	km	15	-
Piattaforma ecologica	Discarica	km	6	-
Centro selezione e compattazione	Produzione Al secondario	km	261	-
Centro selezione e compattazione	Impianto di incenerimento	km	38	-
Centro selezione e compattazione	Discarica	km	45	-
Impianto di incenerimento	Impianto di riciclo	km	6,1	-
Impianto di riciclo	Produzione fogli alluminio	km	228	600
Impianto di incenerimento	Discarica	km	15	-
Produzione fogli alluminio	Produzione lattine	km	401	563
Produzione lattine	Produttore birra	km	460,5	2
Produttore birra	Centro distribuzione	km	276	202
Centro distribuzione	Supermercato	km	20	22
Supermercato	Centro di raccolta	km	-	25
Cassonetto (raccolta indifferenziata)	Incenerimento	km	-	26,32

Tabella 3 – Sommario dei principali costi unitari considerati. Il costo delle bobine di alluminio primario e secondario include anche il costo del rottame di lattine

Input	Unità di misura	Bologna	Copenaghen	Fonte
Costo alluminio primario	€/t	1390	1390	Rigamonti et al. (2015)
Costo energia elettrica	€/kWh	0,215	0,215	Eurostat (2013)
Costo calore	€/kWh	0,048	0,048	Eurostat (2013)
Consumo medio gasolio per camion	km/l	2.8	-	Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti (2011)
Costo rottame di lattine usate	€/t	780	780	Metal Price (2013)
Frazione lattine negli imballaggi in alluminio	%	66,77%	-	CiAl (2013)
Tariffa ambientale	€/t lattine	45	-	Rigamonti et al. (2015)
Costo bobina alluminio primario	€/kg	2,78	2,78	Metal Price (2013)
Costo bobina alluminio secondario	€/kg	1,2	1,2	Metal Price (2013)
Costi operativi gestione rifiuti differenziati e indifferenziati (valore medio provinciale)	€/t rifiuto	258	-	ARPA (2014)
Percentuale raccolta multimateriale (vetro e metalli) nella raccolta differenziata	%	19%	-	ARPA (2014)

sti di trasporto è stato assunto un consumo medio di gasolio di 10 km/l e un costo medio del gasolio nel 2013 pari a 1,616 €/l (Camera di Commercio, 2013). Il costo della tassa dei rifiuti è stato calcolato considerando un appartamento di 80 m² per 2 persone nel centro di Bologna, pari ad un costo variabile di 0,3 €/m² a cui va sommato un costo fisso di 114 € per appartamento, per un totale di 222 € per appartamento (HERA, 2013). Il consumo di lattine medio annuo pro capite (pari a 37,9) è stato calcolato considerando una produzione annua di 2.268.000.000 lattine (Beverage Can Makers Europe, 2014) e una popolazione di 59.830.000 abitanti (ISTAT, 2013) e tenendo conto della percentuale di lattine nella frazione di rifiuto differenziato e indifferenziato. In riferimento ai costi dei produttori, sono stati considerati i costi di materie prime, energia e trasporti ed il contributo ambientale. I costi unitari su base annua relativi alla gestione degli ecocompattatori (Stewart et al. 2017) tengono conto dell'affitto (4035,5 €), operazione e manutenzione (1945,75 €), sacchetti per raccogliere le lattine (0,0177 €/kg), scarico (0,87 € per operazione di scarico, tenendo conto che vengono raccolte 3500 lattine). La tassa di incenerimento in Danimarca è pari a 44 €/t (Eurostat, 2013), mentre la tassa di discarica è pari a 50 €/t (Eurostat, 2013).

2.4. Valutazione degli impatti

La fase di valutazione degli impatti del ciclo di vita è stata condotta utilizzando la metodologia raccomandata dall'ILCD Handbook v1.06 (Hauschild

et al., 2013) con particolare riferimento ad una selezione di 6 categorie di impatto, che sono risultate quelle maggiormente significative a seguito della fase di normalizzazione:

- effetti sul cambiamento climatico (*climate change*, CC, kg CO₂eq);
- effetti sulla salute umana causati da sostanze cancerogene (*human toxicity, cancer*, HT-c) e non cancerogene (*non cancer*, HT-nc), misurati in termini di CTU_h (casi per kg, che tiene conto dell'aumento stimato in casi di morbilità sulla popolazione totale per unità di massa di sostanza chimica emessa);
- effetti sulle vie respiratorie dovuti alla presenza di particolato (*particulate matter*, PM, kg PM_{2.5}eq);
- effetti sulla eco-tossicità in acque dolci (*freshwater ecotoxicity*, FET) misurati in termini di CTU_e (casi per kg, che tiene conto della frazione di specie che possono essere potenzialmente influenzate (*PAF, Potentially Affected Fraction*) in un anno e considerando il volume per unità di massa di sostanza emessa (PAF m³ year/kg);
- effetti sull'impovertimento delle risorse (*resource depletion*, RD, espressa in termini di kg Sb_{eq}).

2.5. Interpretazione

Per testare la robustezza dei risultati dello studio sono state condotte due analisi di sensitività, una a livello di LCA e una a livello di eLCC. Per quanto riguarda la prima, è stato utilizzato un altro meto-

Tabella 4 – Sommario dei principali dati di input per l'analisi di inventario dei costi, espressi in €/UF

Prospettiva	Unità di processo	Tipologia costo	Bologna	Copenaghen
Consumatore	Acquisto e consumo	Lattine	30,3	70,9
		Costi evitati deposito	n.a.	-36,2
		Costo lattine non riconsegnate	n.a.	4,42
		Trasporti	12,6	n.a.
		Tassa rifiuti	2,93	n.a.
Operatori gestione rifiuto	Gestione rifiuti	Costo raccolta differenziata (BO)	0,0001716	9,72
		Sistema deposito (CPH)		
		Costo raccolta indifferenziata	0,00084672	0,01
		Elettricità evitata da incenerimento	-0,01	-0,01
		Raccolta frazione differenziata Al	1,03	n.a.
		Raccolta frazione indifferenziata	0,34	n.a.
Produttore	Al primario	Alluminio primario	2,59	1,36
		Elettricità	0,03	0,02
		Calore	0,03	0,02
		Trasporti – Al primario	0,11	0,01
	Al secondario	Alluminio secondario	1,3	3,35
		Elettricità	0,03	0,03
		Calore	0,02	0,04
		Trasporti	0,03	0,03
	Contributo ambientale (BO)	Produttore Al	0,19	n.a.
	Contributo produttori (CPH)	Produttore lattina	0,19	1,97
		Produttore bevanda	n.a.	1,97
	Corpo lattina	Rotolo Al	2,68	3,89
		Elettricità	0,76	0,44
		Calore	1,71	1,96
		Trasporti	1,12	0
	Linguetta	Rotolo Al primario	5,17	2,36
		Elettricità	0,05	0,03
		Calore	0,09	0,01
		Trasporti	0,28	0
	Riempimento lattine	Lattina vuota	24,24	24,24
		Elettricità	0,23	0,13
		Calore	0,06	0,07
		Trasporto	0,84	0,05
	Punto vendita	Costo Reverse Vending Machine	n.a.	22,26
		Costo trattamento	n.a.	-0,54

do di valutazione degli impatti ambientali, ovvero ReCiPe midpoint method, in versione gerarchica con set di normalizzazione europea (World Recipe H) (Goedkoop et al., 2009). In ambito LCC, si è valutata l'influenza del numero di lattine acquistate per volta dal consumatore: tale valore è pari a 4, nel caso base, ed è stato fatto variare rispettivamente a 1, 2, 6, 8, 10. Al variare del numero di lattine, varia anche la distanza percorsa per viaggio e di conseguenza il costo relativo ai trasporti.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

3.1. Life Cycle Assessment

I risultati dell'LCA comparativo tra i sistemi di produzione, consumo e riciclo di lattine nelle città di Copenaghen e Bologna sono riportati in Tabella 5 a livello di caratterizzazione e in Fig. 3 in termini relativi, laddove, per ogni categoria di impatto, il valore più elevato corrisponde a 100%.

Tabella 5 – Risultati della valutazione degli impatti con metodo ILCD

Categoria di impatto	Sigla	Unità di misura	Bologna	Copenaghen
Cambiamento climatico	CC	kg CO ₂ eq	3,19E+01	2,22E+01
Tossicità umana, effetti cancerogeni	HT-c	CTUh	5,47E-06	3,01E-06
Tossicità umana, effetti non cancerogeni	HT-nc	CTUh	2,23E-06	1,18E-06
Presenza di particolato	PM	kg PM2.5 eq	1,94E-02	1,11E-02
Eco-tossicità in acque dolci	FET	CTUe	3,69E+01	2,02E+01
Impoverimento delle risorse	RD	kg Sb eq	1,69E-04	9,64E-05

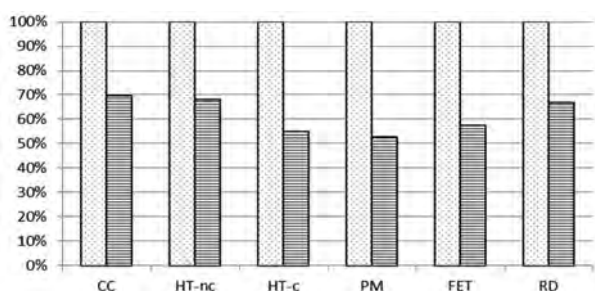


Figura 3 – Impatti relativi del ciclo di vita della produzione, uso e riciclo di lattine in alluminio a Bologna e Copenaghen. Fonte: Princigallo et al. 2016

I risultati della fase di LCIA mostrano che il sistema di produzione, uso e riciclo delle lattine a ciclo chiuso nel caso di Bologna presenta impatti maggiori rispetto al caso di Copenaghen, con una variazione che va dal 30% (per CC, HT-nc, RD) al 45% (HT-c, PM, FET). I risultati dell'analisi di contributo a livello di unità di processo riportati in Figura 4 per Bologna (Fig. 4a) e Copenaghen (Fig. 4b) consentono di spiegare tali differenze. In particolare, per la categoria di impatto sul cambiamento climatico, è possibile notare come la maggior parte dell'impatto sia dovuta alla produzione del corpo della lattina e della linguetta, che comprendono l'estrazione della materia prima, ovvero alluminio primario. La più alta percentuale di riciclaggio degli imballaggi in alluminio nel caso di Copenaghen (89%) determina un utilizzo di alluminio primario inferiore, rispetto al caso di Bologna, laddove la percentuale di riciclaggio delle lattine è pari al 48,8%.

Precedenti studi hanno dimostrato, come nel caso di produzione delle lattine di alluminio, il processo che contribuisce maggiormente agli impatti ambientali sia infatti la produzione di alluminio primario (Niero et al. 2016; van der Harst et al., 2016). In relazione alle assunzioni relative alla definizione dei confini del sistema, occorre sottolineare come la produzione e gestione dei residui (ceneri pesanti) non siano state considerate, anche

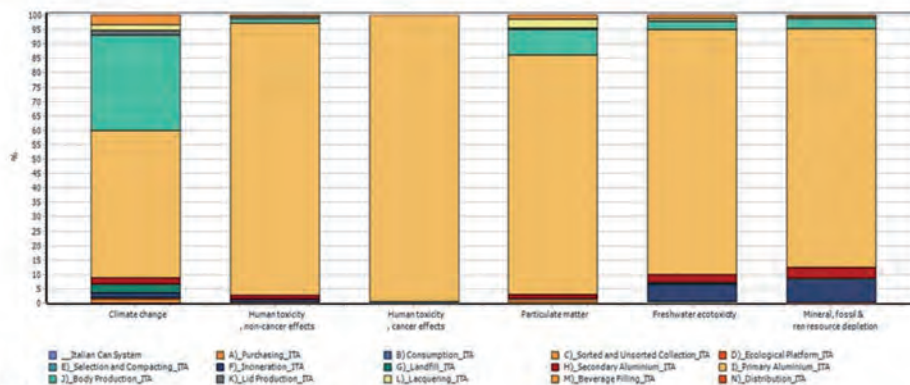
se sono presenti tecnologie per il recupero dell'alluminio da tali residui (Allegrini et al., 2015).

Un ulteriore elemento da approfondire riguarda la modellizzazione della gestione del fine vita, laddove solo le fasi di raccolta e smistamento dei rifiuti sono state solo parzialmente modellate. In merito alla fase di raccolta, le prestazioni ambientali di diverse tipologie di raccolta (porta a porta, cassoni interrati o contenitori da strada) sono state recentemente analizzate nel caso della gestione dei rifiuti solidi urbani nel caso di Bologna (Tunesi et al., 2016).

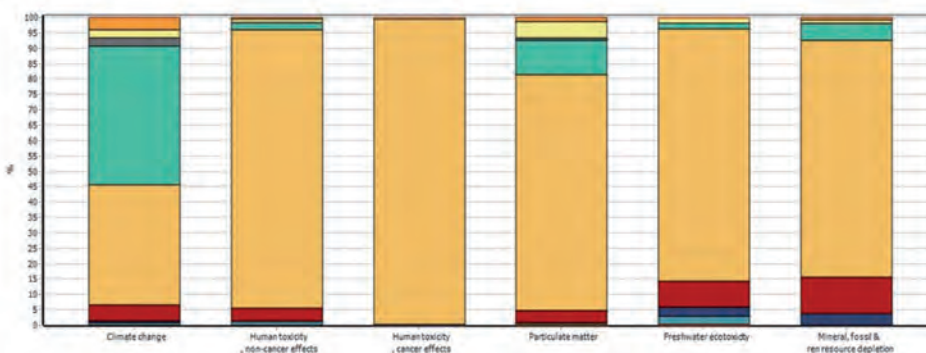
3.2. Life Cycle Costing

La quantificazione del Life Cycle Costing ambientale è stata effettuata considerando i costi riportati in Tabella 4. Qualora si proceda alla somma dei costi per le tre diverse prospettive si ottengono i risultati riportati in Fig. 5. L'LCC comparativo mostra che il sistema di produzione, uso e riciclo delle lattine di alluminio ha costi ambientali maggiori nel caso di Copenaghen, rispetto a Bologna. Per quanto riguarda i costi dei produttori e della gestione a fine vita, è possibile vedere che il contributo è maggiore nel caso danese. In relazione ai costi di gestione del fine vita, il maggior costo per Copenaghen è imputabile ai costi operativi di gestione del DRS. In relazione ai produttori invece, i maggiori costi per Copenaghen sono imputabili ai costi sostenuti nel punto vendita per la gestione degli ecocompattatori. Dal punto di vista dei costi sostenuti dai consumatori i due sistemi si equivalgono, con un costo lievemente maggiore nel caso di Bologna e ciò è dovuto all'utilizzo dell'automobile al posto della bicicletta durante la fase di acquisto. Tale assunzione è stata fatta per tenere conto delle diverse abitudini degli abitanti di Copenaghen, che nel 50% dei casi utilizzano la bici per recarsi a lavoro (Ministry of Foreign Affairs of Denmark, 2011), contro il 13,5% degli italiani (Istituto Superiore Formazione e Ricerca per i Trasporti, 2011).

a-Bologna



b-Copenhagen



Legenda:

- A) Acquisto
- B) Consumo
- C) Raccolta differenziata e indifferenziata
- D) Piattaforma ecologica
- E) Selezione e compattamento
- F) Incenerimento
- G) Smaltimento in discarica
- H) Alluminio secondario
- I) Alluminio primario
- J) Produzione corpo lattina
- K) Produzione linguetta
- L) Laccatura
- M) Riempimento
- N) Distribuzione

Figura 4 – Analisi di contributo a livello di unità di processo con riferimento a: Bologna (a) e Copenhagen (b)

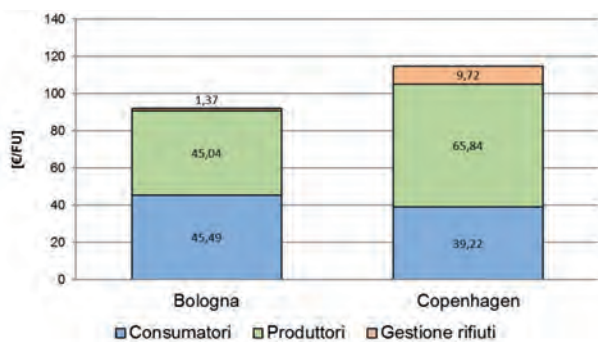


Figura 5 – Risultati dell’LCC ambientale con indicazione dei costi imputabili alle tre prospettive considerate: consumatori, produttori e operatori che si occupano della gestione dei rifiuti, rielaborazione da Princigallo et al. (2016)

3.3. Analisi di sensitività

I risultati dell’analisi di sensitività sulla scelta del metodo di valutazione degli impatti sono riportati in Fig. 6, da cui emerge che l’impatto ambientale del sistema di produzione, uso e riciclo delle lattine in alluminio a Copenhagen è circa dal 30-35% (cambiamento climatico, impoverimento risorse fossili e minerali) al 40-50% (tossicità umana, ecotossicità in acqua dolce, formazione particolato) inferiore rispetto al caso di Bologna.

I risultati dell’analisi di sensitività sul numero di lattine acquistate per viaggio sono riportati in Fig. 7, laddove sono riportati i costi per le tre diverse prospettive al variare del numero di lattine acquistate.

Si può notare come per produttori e gestori del fine vita non si abbiano variazioni, mentre dal punto di vista dei consumatori, il costo diminuisce all’aumentare del numero di lattine acquistate. Il valore di LCC ambientale viene raddoppiato qualora il consumatore acquisti un numero limitato di lattine (1 o 2 lattine), mentre rimane pressoché stabile nell’intervallo che varia in funzione dell’acquisto da 6 a 10 lattine.

4. CONCLUSIONI

L’inclusione di un approccio di ciclo di vita è requisito fondamentale per valutare il potenziale che le strategie di economia circolare possono avere sia a livello di prodotto che di sistema. La valutazione di strategie di economia circolare dovrebbe essere effettuata tenendo in considerazione sia l’aspetto economico che la rilevanza ambientale. Il caso dell’analisi combinata di LCA e LCC per due sistemi di produzione, riciclo e uso delle lattine in alluminio (Bologna e Copenhagen), dimostra come il sistema più efficiente dal punto di vista am-

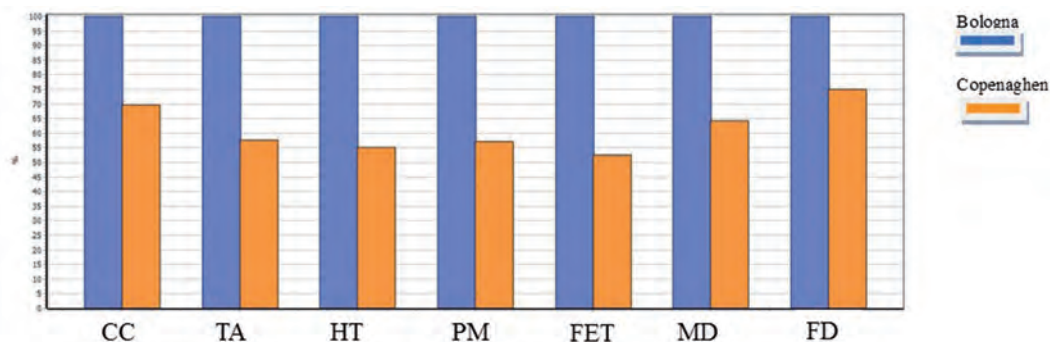


Figura 6 – Impatti relativi del ciclo di vita della produzione, uso e riciclo di lattine in alluminio a Bologna e Copenaghen con metodo ReCiPe

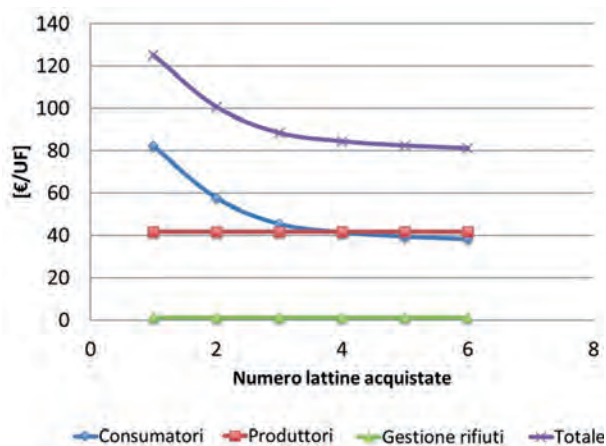


Figura 7 – Analisi di sensitività sul numero di lattine acquistate per viaggio dal consumatore

bientale (ovvero il caso di Copenaghen) grazie ai maggiori livelli di recupero delle lattine, presenta, allo stesso tempo, un costo ambientale maggiore, in gran parte dovuto ai maggiori costi di gestione di un sistema di deposito. L'implementazione di una tipologia di raccolta dei rifiuti è un processo complesso che dipende da diversi fattori. Entrambi i sistemi presentano potenziali di miglioramento delle loro prestazioni ambientali, qualora la percentuale di raccolta delle lattine venga aumentata, indipendentemente dalla modalità di raccolta dei rifiuti. Tuttavia per garantire la chiusura del ciclo per le lattine di alluminio, è necessario non solo garantire un maggior tasso di recupero delle stesse, ma anche far sì che le stesse vengano utilizzate nuovamente per la produzione di lattine. Tale scenario può essere implementato solamente se consumatori, produttori e operatori del fine vita collaborano tra di loro, a dimostrazione che una delle principali sfide da superare per il raggiungimento degli obiettivi di un'economia circolare sta nel rafforzare la collaborazione tra i valori soggetti della catena del valore.

5. RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Albrecht S., Brandstetter P., Beck T., Fullana-i-Palmer P., Grönman K., Baitz M., Deimling S., Sandilands J., Fischer M. (2013) An extended life cycle analysis of packaging systems for fruit and vegetable transport in Europe. *Int J Life Cycle Assess* 18: 1549-1567.
- Allegrini E., Vadenbo C., Boldrin A., Astrup T.F. (2015) Life cycle assessment of resource recovery from municipal solid waste incineration bottom ash. *J Envir Manage* 151: 132-143.
- Amienyo D., Azapagic A. (2016) Life cycle environmental impacts and costs of beer production and consumption in the UK. *Int J Life Cycle Assess* 21(4): 492-509.
- Arpa (2014) La gestione dei rifiuti in Emilia-Romagna. Bologna: Regione Emilia-Romagna, Arpa.
- Astrup T. (2013) Waste incineration-recovery of energy and material resources. Danish Ministry of the Environment. Copenhagen.
- Berkhout B., Bertling L., Bleeker Y., de Wit W., Kruis G., Stokkel R., Theuws R. (2013) The Contribution made by Beer to the European Economy. ISBN 978-2-9601382-2-1.
- Beverage Can Makers Europe (2014) European Can Market Report 2013/2014. BCME.
- Camera di Commercio (2013) bo.camcom.gov.it. Tratto il giorno 2016 da Camera di Commercio industria artigianato e agricoltura di Bologna: [www.bo.camcom.gov.it/regolazione-del-mercato/borsa-merci-e-rilevazione-prezzi/ petroliferi/carburanti-anno-2013](http://www.bo.camcom.gov.it/regolazione-del-mercato/borsa-merci-e-rilevazione-prezzi/petroliferi/carburanti-anno-2013).
- CiAl (2013). Relazione sulla Gestione e Bilancio 2014 e Programma Specifico di Prevenzione 2015-2017. Milano: Consorzio Imballaggi Alluminio.
- Cruz N.F., Simões P., Marques R.C. (2012) Economic cost recovery in the recycling of packaging waste: the case of Portugal. *J Clean Prod* 37, 8-18.
- Dansk Retursystem (2015) (2015, 01 01). Dansk Returnssystem. Tratto il giorno 02 23, 2016 da [dansk-retursystem.dk](http://www.dansk-retursystem.dk): <http://www.dansk-retursystem.dk/content/us>.
- EC-JRC-IES (2010) ILCD Handbook – General guide on LCA – Detailed guidance. European Commission. Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability. First edit. Vol. 15. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability.
- Eurostat (2013) Eurostat. Tratto il giorno 20.06.2016 da Eurostat: www.ec.europa.eu/eurostat.
- Elliot T., Gibbs A., Jones P., Von Eye M., Hann S. (2015) A Scottish Deposit Refund System. Eunomia Research & Consulting Ld, Bristol (UK).

- EMF (2013) Towards the Circular Economy Vol. 2: opportunities for the consumer goods sector. Ellen MacArthur Foundation. 1-44.
- EU Commission (2015) Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Closing the loop – An EU action plan for the Circular Economy. COM (2015) 614.
- Giugliano M., Cernuschi M., Grosso M., Rigamonti L. (2011). Material and energy recovery in integrated waste management system. An evaluation based on life cycle assessment. *Waste Management* 31:2092-2101.
- Gmelin H., Seuring S. (2014) Determinants of a sustainable new product development. *J Clean Prod* 69: 1-9.
- Goedkoop M., Heijungs R., Huijbregts M., De Schryver A., Struijs J., van Zelm R. (2009) ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level, Available from: <http://www.lcia-recipe.net>.
- Grosso M., Biganzioli L., Rigamonti L. (2011) A quantitative estimate of potential aluminium recovery from incineration bottom ashes. *Resources, Conservation and Recycling* 55(12): 1178-1184.
- Gruppo Hera (2016) http://www.gruppohera.it/gruppo/chi_siamo/.
- Hauschild M.Z., Goedkoop M., Guinée J., Heijungs R., Huijbregts M., Joliet O., Margni M., De Schryver A., Humbert S., Laurent A., Sala S., Pant R. (2013) Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *Int J Life Cycle Assess* 18(3): 683-697.
- HERA (2013) HERAmbiente. Tratto il giorno 20.06.2016 da www.ha.gruppoera.it.
- HERAmbiente (2012) Dichiarazione Ambientale Anno 2012. Complesso Impiantistico Via Stradelli Guelfi 73, Bologna (BO) Bologna: HERAMBIENTE SPA.
- HERAmbiente (2013) Dichiarazione Ambientale Impianto per il trattamento dei rifiuti solidi Granarolo dell'Emilia (BO) Via del Frullo 3/F. Bologna: HERAMBIENTE SPA.
- ISO (2006a) Environmental management. Life cycle assessment. Principle and framework. ISO 14040:2006. Geneva, Switzerland.
- ISO (2006b) Environmental management. Life cycle assessment. Requirements and guidelines. ISO 14044:2006. Geneva, Switzerland.
- ISTAT (2015) (2015, 01 01) Comuni-italiani. viewed 02.22.2016 www.comuni-italiani.it/provincep.html.
- Istituto Superiore Formazione e Ricerca per i Trasporti (2011) isfort.it. Tratto il giorno 20.06.2016 da [isfort.it](http://www.isfort.it).
- Laurent A., Bakas I., Clavreul J., Bernstad A., Niero M., Gentil E., Hauschild M.Z., Christensen T.H. (2014) Review of LCA studies of solid waste management systems – part I: lessons learned and perspectives. *Waste Manage* 34(3): 573-88.
- Lieder M., Rashid A. (2015) Towards Circular Economy implementation: A comprehensive review in context of manufacturing industry. *J Clean Prod* 115: 36-51.
- Martinez-Sanchez V., Kromann M.A., Astrup T.F. (2015) Life cycle costing of waste management systems: Overview, calculation principles and case studies. *Waste Manage* 36,343-355.
- Metal Price (2013) Current Primary and Scrap metal Prices. Tratto il giorno 20.06.2016 da [metalprices.com](http://www.metalprices.com): www.metalprices.com.
- Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti. (2011) Ministero delle Infrastrutture e dei trasporti. Tratto il giorno 20.06.2016 da Ministero delle infrastrutture e dei trasporti: www.mit.gov.it.
- Ministry of Environment and Food of Denmark-EPA (2015) Waste statistics 2013. Copenhagen: Ministry of Environment and Food of Denmark-Environmental Protection Agency.
- Ministry of Foreign Affairs of Denmark (2011) Denmark.dk. Tratto il giorno 20.06.2016 da [denmark.dk- the official website of denmark: http://www.denmark.dk/en/green-living/bicycle-culture/copenhagens-love-their-bikes](http://www.denmark.dk/en/green-living/bicycle-culture/copenhagens-love-their-bikes).
- Moreno Ruiz E., Lèvová T., Bourgault G., Wernet G. (2014) Documentation of changes implemented in ecoinvent Data 3.1. Ecoinvent, Zurich.
- Niero M., Hauschild M.Z., Hoffmeyer S.B., Olsen S.I. (2017) Combining eco-efficiency and eco-effectiveness for continuous loop beverage packaging systems: learnings from the Carlsberg Circular Community. *J Ind Ecol* 21 (3): 742-753. DOI: 10.1111/jiec.12554.
- Niero M., Olsen S.I. (2016) Circular economy: to be or not to be in a closed product loop? A Life Cycle Assessment of aluminium cans with inclusion of alloying elements. *Resour Conserv Recy* 114:18-31.
- Niero M., Negrelli A.J., Hoffmeyer S.B., Olsen S.I., Birkved M. (2016) Closing the loop for aluminium cans: Life Cycle Assessment of progression in Cradle-to-Cradle certification levels. *J Clean Prod* 126, 352-362.
- PRé (2013) Introduction to LCA with SimaPro. PRé.
- Pressley P.N., Levis J.W., Damgaard A., Barlaz MA., DeCarolis J.F. (2015) Analysis of material recovery facilities for use in life-cycle assessment. *Waste Management* 35:307-317.
- Princigallo R., Visini D., Bonoli A., Olsen S.I., Niero M. (2016) Comparative environmental and economic assessment of production, use and recycling of aluminium cans: Bologna vs Copenhagen. In: Atti del X Convegno della Rete Italiana LCA 2016 Life Cycle Thinking, sostenibilità ed economia circolare. Ravenna – 23-24 giugno 2016. ed. Dominici Loprieno A., Scalbi, Righi S. ENEA, Roma; 2016. 352-359.
- Rigamonti L., Ferreira S., Grosso M., Marques R.C. (2015) Economic-financial analysis of the Italian packaging waste management system from a local authority's perspective. *J Clean Prod* 87, 533-541.
- Statistics Denmark (2015) Statistics Denmark. viewed 23.02.2016 <http://www.dst.dk>.
- Stewart S., Niero M., Murdock K., Olsen S.I. (2017) Exploring the implementation of a circular economy strategy: the case of a closed-loop supply of aluminum beverage cans. Submitted to *Procedia CIRP*.
- Swarr T.E., Hunkeler D., Kloppfer W., Pesonen A-L, Ciroth A., Brent A.C., Pagan R. (2011) Environmental Life Cycle Costing: A Code of Practice. SETAC Press, Brussels.
- Tunesi S., Baroni S., Boarini S. (2016) Waste flow analysis and life cycle assessment of integrated waste management systems as planning tools: Application to optimise the system of the City of Bologna. *Waste Manage Res* 34(9) 933-946.
- UN (2015) Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development. doi:10.1007/s13398-014-0173-7.2.
- UNEP (2012) Greening the Economy Through Life Cycle Thinking. Ten Years of the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. United Nations Environment Programme UNEP 2012, 1-64.
- van der Harst E., Potting J., Kroeze C. (2016) Comparison of different methods to include recycling in LCAs of aluminium cans and disposable polystyrene cups. *Waste Manage* 48:565-583.



INGEGNERIA DELL'AMBIENTE

per il 2017 è sostenuta da:

STADLER[®]
STADLER ITALIA S.r.l.



 **VEOLIA**
Veolia Water Technologies Italia S.p.A.

*SOLV***air** Solutions

 **INGEGNERIA
DELL'AMBIENTE**



N. 3/2017

Ledizioni 



CiAI Consorzio
Imballaggi
Alluminio


UNICALCE
Innoviamo la tradizione



ecopneus
il futuro dei pneumatici fuori uso, oggi


iren

VOMM

 **RICREA** 20¹⁹⁹⁷
CONSORZIO NAZIONALE RICICLO
E RECUPERO IMBALLAGGI ACCIAIO 2017

ALLEGRI
ecologia
trattamento acque

KSB 

PASSAVANT
IMPIANTI 
progettazione e costruzione impianti trattamento acque, fanghi e rifiuti

 **comieco**
Consorzio Nazionale Recupero e Riciclo
degli Imballaggi a base Cellulosica

conTec

 **SEAM**
engineering
l'acqua e l'ambiente