RSEview
RIFLESSIONI SULL'ENERGIA

Life Cycle Assessment di un sistema energetico in transizione

RSEview
RIFLESSIONI SULL'ENERGIA

Life Cycle Assessment di un sistema energetico in transizione

© 2024

Autore: Ricerca sul Sistema Energetico – RSE SpA
Impaginazione e editing: Editrice Alkes

Tutti i diritti sono riservati. Nessuna parte di questa pubblicazione può essere riprodotta, archiviata, memorizzata o trasmessa in qualsiasi forma o mezzo, se non nei termini previsti dalla legge che tutela i diritti d'autore. L'autorizzazione alla riproduzione dovrà essere richiesta a RSE Via Rubattino 54 – 20134 Milano – Italia

Questo lavoro è stato finanziato dal Fondo di Ricerca per il Sistema Elettrico nell'ambito del Piano Triennale 2022-2024 (DM MITE n. 337, 15.09.2022), in ottemperanza al DM 16 aprile 2018.

Finito di stampare nel mese di dicembre 2024
da AGF S.r.l. Unipersonale

ISBN 978-88-943145-8-8

Premessa

La transizione energetica rappresenta una delle sfide più cruciali del XXI secolo, necessaria per contrastare i cambiamenti climatici e ridurre la dipendenza dalle fonti fossili. Il settore elettrico, in particolare, si trova ad affrontare una doppia sfida: incrementare la quota di energie rinnovabili e aumentare la sua penetrazione come vettore energetico sostenibile in diversi settori di consumo finale. L'obiettivo primario di questa transizione, come indicato nel Piano Nazionale Integrato per l'Energia e il Clima (PNIEC), è la decarbonizzazione del sistema energetico. Tuttavia, per valutare appieno i benefici di questa transizione è indispensabile adottare un approccio olistico alla valutazione degli impatti delle soluzioni e delle tecnologie adottate.

L'Analisi del Ciclo di Vita (LCA) emerge come uno strumento fondamentale per valutare il potenziale impatto ambientale complessivo delle tecnologie e dei sistemi energetici, includendo ogni fase, dalla produzione alla dismissione.

L'Analisi del Ciclo di Vita è una metodologia che permette di valutare gli impatti ambientali associati a tutte le fasi del ciclo di vita di un prodotto, processo o servizio. Questo approccio consente di identificare e quantificare i carichi ambientali, valutare i potenziali impatti e interpretare i risultati per prendere decisioni informate. Nel contesto della transizione energetica, l'LCA offre una visione completa degli impatti ambientali delle tecnologie energetiche, considerando non solo le emissioni di gas serra, ma anche altri impatti come l'uso delle risorse, la produzione di rifiuti e l'inquinamento.

In Italia, il settore elettrico sta vivendo una trasformazione significativa, con un crescente contributo delle fonti rinnovabili e una progressiva riduzione dell'uso dei combustibili fossili. Questa evoluzione è guidata da politiche nazionali e internazionali volte a ridurre le emissioni di gas serra e a promuovere l'uso sostenibile delle risorse. Tuttavia, la transizione verso un sistema energetico sostenibile comporta anche nuove sfide, come la gestione dell'intermittenza delle fonti rinnovabili e l'integrazione dei sistemi di accumulo energetico.

Premessa

Questa monografia si propone di esplorare l'applicazione dell'LCA nel contesto del sistema elettrico italiano, con particolare attenzione agli scenari di generazione elettrica, ma anche alle sinergie con i sistemi di accumulo e agli effetti di questa transizione del sistema elettrico sugli usi finali, qui efficacemente rappresentati dal caso della mobilità elettrica. Attraverso l'analisi dei dati e la valutazione degli impatti ambientali, si intende fornire una panoramica completa delle opportunità e delle sfide legate alla transizione energetica in Italia.

Franco Cotana
Amministratore Delegato RSE

Credits

CONTRIBUTI DI:

Cristina Brambilla. Laureata in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio presso il Politecnico di Milano. Lavora in RSE, nel dipartimento Sviluppo sostenibile e Fonti Energetiche e fa parte del gruppo di ricerca LCA - Analisi ciclo di vita, dove si occupa di valutazione del ciclo di vita di tecnologie per la mobilità sostenibile e di valutazione delle esternalità ambientali.

Maria Leonor Carvalho. Dopo la laurea in Ingegneria Chimica all'Instituto Superior de Engenharia do Porto (Portogallo), ottenuta nel 2008 con tesi al Politecnico di Torino, ha conseguito nel 2014 il dottorato in Chimica Fisica e Chimica Analitica presso l'Université Pierre et Marie Curie (Univ. Paris VI). Accede in RSE nel 2010, per cinque anni concentra la sua attività di ricerca e consulenza sulla corrosione (influenzata da microrganismi, in ambiente marino, leghe di rame) e sulle celle a combustibile microbiche. Dal 2015 focalizza l'attività nel campo dell'analisi del ciclo di vita, in particolare nella produzione di BioH_2, negli scenari del sistema elettrico e sistemi di accumulo (batterie agli ioni di litio, agli ioni di sodio e altri sistemi di accumulo).

Pierpaolo Girardi. Laureato in Ingegneria Ambientale e del Territorio presso il Politecnico di Milano nel 1999. Dal 2001 lavora presso RSE nel campo della valutazione del ciclo di vita dei sistemi energetici e nella valutazione delle esternalità ambientali e dei servizi ecosistemici, della produzione, trasmissione e distribuzione di energia elettrica. Attualmente è responsabile del gruppo di ricerca LCA - Analisi ciclo di vita, coordinando attività di ricerca e fornendo supporto agli stakeholders istituzionali (MASE, Comune di Milano, ARERA…). Ha coordinato il Gruppo di lavoro Cigrè sulle esternalità delle linee elettriche aeree ed è attualmente membro esperto per l'Italia del task 12 Photovoltaic Power Systems Programme dello IEA. In qualità di esperto di LCA ed esternalità ha partecipato a oltre 10 progetti di ricerca europei ed è coautore di numerose pubblicazioni scientifiche su riviste internazionali. Il gruppo di lavoro da lui coordinato si occupa di LCA di veicoli elettrici, di scenari energetici e di sistemi di accumulo energetico.

Benedetta Marmiroli. Laureata in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio, dopo un dottorato al Politecnico di Milano e alla Vrije Universiteit Brussel sulla sostenibilità della mobilità elettrica, entra in RSE dove si specializza nella LCA dei sistemi energetici italiani ed europei e dei loro scenari a medio/lungo termine. Affronta anche temi di ricerca sul consumo di risorse dovuto alla transizione energetica e ai suoi limiti nella modellazione LCA.

Andrea Temporelli. Laureato in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio, lavora in RSE nel dipartimento Sviluppo sostenibile e Fonti Energetiche e fa parte del gruppo di ricerca LCA - Analisi ciclo di vita. Ha svolto ricerche nel campo della mobilità sostenibile, delle smart city, dell'accumulo stazionario contribuendo alla realizzazione di analisi del ciclo di vita e valutazione della sostenibilità di asset del sistema energetico.

Indice

Capitolo	1	**Introduzione**	13
Capitolo	2	**Life Cycle Assessment**	17
Capitolo	3	**Generazione: evoluzione del mix elettrico italiano**	21
	3.1	Perché un'analisi del ciclo di vita del sistema elettrico italiano	22
	3.2	L'inventario del mix elettrico italiano	22
	3.3	Impatti ambientali del mix elettrico italiano per il 2021 e previsioni al 2030	29
	3.4	Conclusioni e sviluppi futuri	32
Capitolo	4	**Usi finali: effetti del mix elettrico sull'impatto ambientale della mobilità elettrica**	35
	4.1	LCA applicata alla mobilità dei passeggeri	36
	4.2	LCA applicata alla logistica dell'ultimo miglio	46
	4.3	Conclusioni	54
Capitolo	5	**Life Cycle Assessment di sistemi di accumulo energetico nel contesto italiano**	59
	5.1	Analisi di letteratura di studi LCA di sistemi di accumulo stazionario	60
	5.2	Impatti ambientali delle batterie agli ioni di litio	62
	5.3	Sistemi di accumulo alternativi: le batterie agli ioni di sodio e i relativi impatti ambientali ed economici	66
	5.4	Fine vita delle batterie	73
	5.5	Conclusioni	76
Capitolo	6	**Note conclusive**	77
		Lista degli acronimi	79
		Bibliografia	81

Sommario

La monografia affronta il tema della transizione energetica italiana nel suo complesso in ottica LCA, analizzando tre aspetti chiave: la generazione elettrica e i suoi scenari futuri; i sistemi di accumulo e un caso emblematico di usi finali; la mobilità elettrica. L'approccio LCA analizza gli impatti ambientali di prodotti, processi e servizi considerando l'intero ciclo di vita, dalla produzione allo smaltimento, fornendo strumenti per indirizzare politiche e tecnologie verso la sostenibilità.

In questa ottica, dopo un'introduzione sul tema della transizione energetica (Capitolo 1) e sulla metodologia LCA (Capitolo 2), è analizzata la generazione elettrica attuale e i suoi scenari futuri definiti dal Piano Nazionale Integrato Energia e Clima (Capitolo 3) evidenziando la crescente penetrazione delle rinnovabili (solare ed eolico) e le implicazioni ambientali, inclusi i benefici in termini di emissioni di gas serra e le sfide come l'aumento del consumo di risorse minerali e metalli.

Gli effetti della transizione nel sistema di generazione si traducono negli usi finali del vettore elettrico, quali la mobilità. Nel Capitolo 4 due casi di studio illustrano gli effetti della mobilità elettrica sulla mobilità urbana e sulla logistica dell'ultimo miglio. Nel primo caso è condotto un confronto tra veicoli elettrici, tradizionali e mezzi di micromobilità (bici e monopattini elettrici). I veicoli elettrici emergono come i meno impattanti in termini di emissioni, ma più esigenti in termini di risorse. Nel secondo caso, un'analisi comparativa tra furgoni elettrici, diesel, ibridi e cargobike fa emergere queste ultime come le più sostenibili, mentre i van elettrici evidenziano criticità nel consumo di risorse minerali e metalli.

La penetrazione delle rinnovabili nel sistema energetico e le criticità legate alla loro non programmabilità portano in primo piano il ruolo dell'accumulo stazionario per il sistema energetico: nel Capitolo 5 sono analizzati in ottica LCA i benefici e le sfide associati alla produzione delle batterie e i vantaggi connessi al loro riciclo.

Queste analisi LCA confermano il potenziale delle rinnovabili e dell'elettrificazione nel ridurre le emissioni climalteranti. Tuttavia, rimangono sfide legate al consumo di risorse critiche, che richiedono politiche mirate alla circolarità e innovazione tecnologica.

Summary

This monograph addresses the topic of the Italian energy transition as a whole from an LCA perspective, analyzing three key aspects of the transition: electricity generation and its future scenarios, storage systems, and an emblematic case of final uses: electric mobility. The LCA approach analyzes the environmental impacts of products, processes, and services considering the entire life cycle, from production to disposal, providing tools to guide policies and technologies towards sustainability.

In this context, the current electricity generation and its future scenarios defined by the National Energy and Climate Plan are analyzed (Chapter 3), highlighting the growing penetration of renewables (solar and wind) and the environmental implications, including benefits in terms of greenhouse gas emissions and challenges such as the increased consumption of mineral and metal resources.

The effects of the transition in the generation system translate into the final uses of the electric vector, such as mobility. In Chapter 4, two case studies illustrate the effects of electric mobility on urban mobility and last-mile logistics. In the first case, a comparison is made between electric vehicles, traditional vehicles, and micromobility means (electric bikes and scooters). Electric vehicles emerge as the least impactful in terms of emissions but more demanding in resources. In the second case, a comparative analysis between electric, diesel, and hybrid vans, and cargo bikes highlights the latter as the most sustainable, while electric vans show critical issues in the consumption of mineral and metal resources.

The penetration of renewables into the energy system and the criticalities related to their non-programmability bring to the forefront the role of stationary storage for the energy system: in Chapter 5, the benefits and challenges associated with battery production and the advantages related to their recycling are analyzed from an LCA perspective.

These LCA analyses confirm the potential of renewables and electrification in reducing greenhouse gas emissions. However, challenges related to the consumption of critical resources remain, requiring policies aimed at circularity and technological innovation.

1 Introduzione

La transizione energetica rappresenta una delle sfide più cruciali del XXI secolo, necessaria per contrastare i cambiamenti climatici e ridurre la dipendenza dalle fonti fossili. Il settore elettrico, in particolare, si trova ad affrontare una doppia sfida: da un lato, incrementare la quota di energie rinnovabili fino a raggiungere l'indipendenza dalle fonti fossili; dall'altro, aumentare la sua penetrazione come vettore energetico più efficiente e sostenibile, in diversi settori di consumo finale, come quello dei trasporti – attraverso i mezzi elettrici – e del riscaldamento – attraverso le pompe di calore.

L'obiettivo primario di questa transizione, come indicato nel Piano Nazionale Integrato per l'Energia e il Clima (PNIEC), è la decarbonizzazione del sistema energetico, riducendo drasticamente le emissioni di gas serra e di altri inquinanti associati alla produzione e al consumo di energia. Nel campo dell'energia elettrica, le fonti di energia rinnovabili, come l'eolico e in misura maggiore il solare, stanno progressivamente aumentando la loro penetrazione [1], ma la loro natura non programmabile introduce complessità nel bilanciamento del sistema e della rete elettrica. Per garantire una fornitura stabile e continua di elettricità, è necessario un ripensamento delle infrastrutture energetiche, sia introducendo sistemi intelligenti di gestione dei picchi di domanda e offerta (le cosiddette *smart grid*) sia integrando sistemi di accumulo che permettano di gestire le fluttuazioni della produzione da fonti rinnovabili. In questo contesto, i sistemi di accumulo – in passato idroelettrici ma nel futuro sempre più elettrochimici – diventano essenziali per garantire l'affidabilità della rete e favorire l'integrazione di fonti energetiche a basse emissioni di carbonio.

Tuttavia, per valutare appieno i benefici di questa transizione, è indispensabile adottare un approccio olistico alla valutazione degli impatti, delle soluzioni e delle tecnologie adottate. Non basta infatti considerare gli effetti diretti dell'energia prodotta o consumata in un dato momento: è necessario valutare gli impatti ambientali complessivi, che includono l'estrazione delle materie prime, la fabbricazione dei componenti, l'installazione, la manutenzione e, infine, lo smaltimento o il riciclo. Questo approccio, che abbraccia l'intero ciclo di vita, permette di comprendere in che misura le tecnologie oggi considerate "pulite" contribuiscono effettivamente alla riduzione delle emissioni di gas effetto serra (CO_2 ma anche CH_4 e N_2O). Ma questo ancora non è sufficiente. Un approccio olistico non solo si estende all'intero ciclo di vita dei sistemi in esame ma estende l'analisi a diverse tipologie di impatto ambientale. Occorre, in altri termini, valutare se, e quanto, la

riduzione di emissioni che contribuiscono all'effetto serra non sia effettuata attraverso una *roadmap* – un percorso – che a sua volta incide negativamente su altre tipologie di impatto. A titolo esemplificativo, l'aumento della penetrazione del gasolio nei trasporti su strada, in sostituzione della benzina, avvenuto nei primi anni del secolo, ha sicuramente contribuito a ridurre le emissioni di CO_2 del settore, essendo i motori diesel – e la catena di produzione del gasolio – più efficienti rispetto a quelli a benzina. Tuttavia, tale sostituzione ha anche probabilmente contribuito ad acuire i problemi legati all'inquinamento dell'aria, specie nelle aree urbane, essendo i motori diesel dell'epoca più inquinanti dei motori a benzina. Questo esempio chiarisce bene la complessità da considerare quando si pianifica una transizione di un sistema complesso come quello energetico. Nel quadro appena delineato, l'analisi del ciclo di vita (Life Cycle Assessment, LCA) – così come regolata dalla norma ISO 14040 – emerge come uno strumento fondamentale per valutare il potenziale impatto ambientale complessivo delle tecnologie e dei sistemi energetici, includendo ogni fase, dalla produzione alla dismissione e tenendo conto di diversi indicatori di impatto ambientale capaci di includere nelle analisi diverse sfaccettature del sistema ambiente.

Anche nel caso specifico dell'Italia, il mix di fonti e tecnologie utilizzate per la produzione di energia elettrica sta subendo una profonda trasformazione, con un aumento progressivo della quota di rinnovabili nel mix energetico. La valutazione LCA degli scenari di produzione elettrica italiani, che RSE svolge grazie ai fondi di Ricerca di Sistema, consente di monitorare e prevedere come l'evoluzione tecnologica e la transizione energetica incideranno sugli impatti ambientali complessivi del sistema. In questo contesto, i sistemi di accumulo dell'energia elettrica, come le batterie al litio, svolgono un ruolo chiave. Questi dispositivi consentono di immagazzinare l'elettricità generata in eccesso dalle fonti rinnovabili nei momenti di sovrapproduzione e rilasciarla quando la domanda supera l'offerta. Ma anche i sistemi di accumulo devono essere analizzati nel loro complesso: le batterie, ad esempio, richiedono materiali rari e processi produttivi complessi, che possono generare impatti ambientali significativi. Una valutazione LCA accurata permette di quantificare questi impatti e di esplorare soluzioni per minimizzarli. In un settore come questo, in rapida crescita ed ancor più rapida evoluzione, non è solo importante effettuare delle analisi aggiornate che tengano conto degli impatti ambientali di sistemi di accumulo sempre più efficienti e compatti, ma anche cercare di anticiparne le possibili evoluzioni, considerando, ad esempio, le batterie

a ridotto consumo di materie prime critiche (si pensi, ad esempio, a cobalto e litio). Questo non solo per prevedere quali saranno i potenziali impatti delle filiere produttive future ma anche, e soprattutto, per supportare e indirizzare la ricerca tecnologica verso materiali, filiere e processi produttivi più sostenibili.

Lo sviluppo dei sistemi di accumulo elettrochimico, inoltre, inciderà anche su un altro comparto fondamentale per la transizione energetica: il settore dei trasporti. Anche il settore dei trasporti, infatti, deve evolvere verso la decarbonizzazione e tale evoluzione può avvenire soprattutto grazie all'elettrificazione dei mezzi. L'adozione crescente di veicoli elettrici (EV) rappresenta quindi un elemento cruciale nella riduzione delle emissioni di CO_2, soprattutto se l'elettricità utilizzata per ricaricarli proviene da fonti rinnovabili. Tuttavia, anche in questo caso, è fondamentale eseguire una valutazione LCA che consideri l'intero ciclo di vita dei veicoli elettrici, dalle fasi di produzione, che comprendono l'estrazione di materie prime per le batterie, all'uso e al fine vita dei veicoli. Sebbene i veicoli elettrici presentino vantaggi significativi in termini di emissioni durante la fase di utilizzo, soprattutto rispetto ai veicoli a combustione interna, gli impatti legati alla produzione delle batterie e alla loro gestione a fine vita possono essere rilevanti. In particolare, a fronte di riduzioni importanti di emissioni di gas climalteranti lungo tutto il ciclo di vita di questi veicoli, preoccupa – come altro lato della medaglia – la crescita del consumo di minerali e metalli necessari per la produzione dei loro diversi componenti.

Il ruolo del sistema elettrico è destinato a crescere nei prossimi decenni non solo in termini di produzione di energia pulita, ma anche come vettore sostenibile per altri settori. La sfida è duplice: da un lato, garantire che l'elettricità provenga da fonti rinnovabili e che il mix energetico diventi sempre più sostenibile; dall'altro, sviluppare infrastrutture e tecnologie che permettano di utilizzare l'elettricità come vettore virtuoso anche nei diversi settori di uso finale, di cui il traporto – in particolare su gomma – è solo un esempio.

Nei capitoli che seguono l'analisi LCA viene applicata agli scenari del kWh italiano, ai sistemi di accumulo e ai veicoli elettrici fornendo al lettore una visione sinottica dei possibili effetti della transizione energetica, evidenziando non solo i numerosi benefici ma anche le criticità e le sfide da affrontare. Solo attraverso una valutazione accurata di tutto il ciclo di vita delle tecnologie coinvolte sarà possibile orientare le scelte future verso un sistema energetico realmente sostenibile e a basse emissioni di carbonio.

2 Life Cycle Assessment

La Life Cycle Assessment (LCA), o valutazione del ciclo di vita, è una metodologia sistematica e quantitativa utilizzata per valutare i potenziali impatti ambientali di un prodotto, processo o servizio lungo tutto il suo ciclo di vita, dall'estrazione delle materie prime, alla fine del suo utilizzo. L'obiettivo principale dell'LCA è quantificare i carichi ambientali associati a tutte le fasi di vita di un prodotto. Questa metodologia si basa su un approccio olistico che considera ogni fase del ciclo di vita, spesso indicato come "dalla culla alla tomba" (dalla fase iniziale di estrazione delle risorse fino allo smaltimento finale del prodotto). L'uso della LCA è regolato da standard internazionali, in particolare dalla serie ISO 14040 e ISO 14044, che stabiliscono i principi e i requisiti per condurre un'analisi LCA corretta. Questi standard garantiscono l'applicazione di una metodologia coerente e trasparente. In particolare, secondo la ISO 14040 le fasi principali della LCA includono:

1. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

In questa fase iniziale si definiscono chiaramente lo scopo dell'analisi, i confini del sistema e l'unità funzionale, ovvero il riferimento quantitativo della funzione dell'oggetto in esame, a cui vengono rapportati i dati (ad esempio, un chilogrammo di prodotto, un metro quadro di superficie o un'ora di servizio). È necessario stabilire cosa includere nel sistema in esame, quali processi saranno considerati (ad esempio, produzione, trasporto, uso e smaltimento), nonché eventuali limiti geografici o temporali.

2. Inventario del ciclo di vita (LCI - Life Cycle Inventory)

Questa fase consiste nella raccolta di dati su tutti i flussi di input (come materie prime, energia, acqua) e output (emissioni, rifiuti, prodotti) che attraversano il sistema. Il risultato è un elenco dettagliato di tutti i processi coinvolti nelle varie fasi del ciclo di vita e delle risorse utilizzate e degli impatti generati, come l'energia consumata, le emissioni atmosferiche, il consumo d'acqua, i rifiuti solidi e altro.

L'inventario del ciclo di vita è fondamentale, poiché rappresenta la base per le fasi successive. I dati possono essere ottenuti attraverso misurazioni dirette, letteratura scientifica, database specializzati e modelli matematici.

3. Valutazione dell'impatto del ciclo di vita (LCIA - Life Cycle Impact Assessment)

Questa fase traduce i risultati dell'inventario in potenziali impatti ambientali. Gli impatti sono raggruppati in diverse categorie, quali ad esempio:

- **Impatto sul cambiamento climatico** (emissioni di gas serra come anidride carbonica e metano);
- **Esaurimento delle risorse** (consumo di risorse fossili, minerali);
- **Acidificazione** (emissioni di anidride solforosa che causano piogge acide);
- **Eutrofizzazione** (rilascio di nutrienti in acqua, come azoto e fosforo, che provoca la crescita eccessiva di alghe);
- **Tossicità umana e ecotossicità** (sostanze nocive rilasciate nell'ambiente).

Durante questa fase, i dati grezzi raccolti nella fase di inventario sono associati a questi impatti, utilizzando modelli di caratterizzazione scientifica per stimarne i potenziali effetti. Le categorie di impatto possono essere normalizzate e pesate per ottenere un quadro più chiaro degli impatti complessivi. In ambito europeo la Commissione Europea ha proposto un metodo di valutazione degli impatti ambientali di prodotti (PEF, Product Environmental Footprint) e organizzazioni (OEF, Organization Environmental Footprint), in cui indica le categorie di impatto, e i relativi metodi di calcolo, che ritiene validi a livello comunitario per misurare e comunicare le performance ambientali lungo il ciclo di vita di prodotti, servizi e organizzazioni.

4. Interpretazione dei risultati

Nella fase finale, i risultati dell'inventario e della valutazione degli impatti sono analizzati e interpretati per trarre conclusioni e identificare opportunità di miglioramento. L'obiettivo è di comprendere in che modo i diversi processi contribuiscono agli impatti ambientali e dove si possono apportare modifiche per ridurre tali impatti.

La fase di interpretazione include anche un'analisi delle incertezze e una valutazione della sensibilità per verificare la robustezza dei risultati. Inoltre, si può effettuare un confronto tra scenari alternativi o prodotti diversi.

Vantaggi dell'LCA

- **Completezza:** la LCA offre una visione olistica degli impatti ambientali di un prodotto, evitando di trascurare fasi importanti del ciclo di vita.
- **Quantificazione degli impatti:** permette di quantificare e comparare i carichi ambientali, facilitando decisioni basate su dati concreti.
- **Identificazione delle aree critiche:** aiuta a individuare i punti critici lungo il ciclo di vita, dove si possono apportare miglioramenti significativi per ridurre l'impatto ambientale.

Limitazioni dell'LCA

- **Disponibilità e qualità dei dati:** la LCA richiede dati accurati e completi, che non sempre sono facilmente reperibili.
- **Complessità:** il processo di raccolta e analisi dei dati può essere complesso e dispendioso in termini di tempo e risorse.
- **Interpretazione dei risultati:** le conclusioni dell'LCA dipendono dalla definizione dei confini del sistema e dai modelli di caratterizzazione utilizzati, il che può introdurre incertezze nei risultati finali.

Applicazioni dell'LCA

L'LCA è ampiamente utilizzata in vari settori industriali, compresi:

- **Progettazione ecocompatibile (ecodesign):** per progettare prodotti con minore impatto ambientale;
- **Valutazione delle politiche ambientali:** per analizzare gli impatti delle politiche e delle normative;
- **Etichette ecologiche e dichiarazioni ambientali:** per comunicare i profili ambientali dei prodotti ai consumatori;
- **Gestione aziendale e CSR:** per supportare le aziende nelle loro strategie di sostenibilità.

In sintesi, la Life Cycle Assessment risulta essere uno strumento fondamentale per supportare i processi decisionali, a diversi livelli, ad integrazione di altre metodologie di valutazione (economiche e sociali) per promuovere scelte allineate con gli obiettivi dello sviluppo sostenibile.

3 Generazione: evoluzione del mix elettrico italiano

Il sistema energetico è alla base delle attività umane nel mondo moderno; in questo sistema la generazione elettrica occupa un ruolo fondamentale: nel 2023, l'elettricità, rappresentava il 20,6% degli usi finali globali di energia [2]. Questo complesso sistema è anche tra i maggiori responsabili del cambiamento climatico [3]. Per questo il perseguimento degli obiettivi definiti nelle COP (Conference of Parties) di riduzione delle emissioni di gas climalteranti (GHG) vengono messi in pratica a livello nazionale agendo soprattutto sul sistema energetico. Un ruolo fondamentale è giocato dalla decarbonizzazione della generazione elettrica per cui, di fianco ad obiettivi di efficientamento energetico e di elettrificazione degli usi finali, si trovano obiettivi di una penetrazione spinta delle rinnovabili nel sistema energetico. L'obiettivo definito nell'ultima versione del Piano Nazionale Integrato Energia e Clima (PNIEC) è di avere il 63% della generazione elettrica da rinnovabili in Italia al 2030 [4]. Obiettivo del PNIEC è avere una riduzione del 66% delle emissioni di CO_2 per i settori ETS (dall'inglese Emission Trading Scheme) e del 40,6% per i settori non ETS nel 2030, rispetto al 2005. Mentre i piani di decarbonizzazione si concentrano sulla riduzione delle emissioni dirette di GHG dei processi di produzione energetica, l'analisi del ciclo di vita permette di analizzare il sistema nella sua interezza, andando a quantificare sia le emissioni di GHG di tutte le filiere connesse alla generazione elettrica, ma anche di valutare i possibili impatti in altri comparti ambientali.

A questo quadro si aggiunge la pervasività del settore elettrico nelle attività umane che è tale da riflettersi, in termini di impatti ambientali, anche negli studi di LCA di altri prodotti e servizi: qualunque sia l'oggetto dell'analisi, il mix elettrico considerato, e i relativi impatti ambientali derivanti da esso, è determinante ai fini dei risultati dello studio.

Per questo è fondamentale utilizzare informazioni il più possibile rappresentative, sia geograficamente sia temporalmente, del mix elettrico utilizzato nel sistema analizzato. Tali caratteristiche non sono adeguatamente rappresentate nei database commerciali utilizzati per svolgere le analisi LCA, dove i dataset relativi ai mix energetici non risultano adeguati a rappresentare il dettaglio tecnologico e la rapida evoluzione di un sistema elettro-energetico in transizione [5].

3

3.1 PERCHÉ UN'ANALISI DEL CICLO DI VITA DEL SISTEMA ELETTRICO ITALIANO

L'analisi del ciclo di vita del mix elettrico italiano attuale e futuro, costantemente aggiornato nell'ambito dei progetti RdS, risponde a una duplice necessità:

i. Informare i decisori sull'andamento della decarbonizzazione del sistema elettrico in sé e sugli altri effetti ambientali della transizione;
ii. fornire agli analisti LCA i dati più aggiornati relativi agli impatti del mix energetico italiano, variabile principale degli studi LCA.

Nello specifico in questo Capitolo viene trattato il caso nazionale italiano, con l'analisi del mix del Consumo Interno Lordo (CIL) nel 2021 e del mix del CIL nel 2030 secondo lo scenario definito nel Piano Nazionale Integrato Energia e Clima [4]. Il consumo interno lordo di energia elettrica è uguale alla produzione lorda di energia elettrica più il saldo scambi con l'estero, al lordo dei pompaggi. I risultati saranno quindi presentati per unità di energia (1 kWh) di CIL in alta tensione.

3.2 L'INVENTARIO DEL MIX ELETTRICO ITALIANO

La corretta modellazione LCA dello scenario elettrico nazionale comporta la ricostruzione del mix di produzione in funzione della fonte energetica e della tecnologia di conversione utilizzata. Gli impatti ambientali, infatti, dipendono da entrambi questi fattori. Si pensi infatti, ad esempio, alle tecnologie termoelettriche in cui dal combustibile dipende il contenuto di carbonio dell'energia in ingresso mentre l'efficienza (e quindi le emissioni di CO_2 per kWh) e i ratei emissivi degli inquinanti sono fortemente dipendenti anche dalla tecnologia di conversione (motore a combustione interna, ciclo combinato, eccetera). Purtroppo, non esiste una base di dati ufficiale che riporti il dettaglio richiesto. La modellazione LCA della generazione elettrica nazionale effettuata da RSE si basa quindi su dati statistici, pubblicati annualmente, che riguardano la generazione elettrica divisa per fonte e categoria di combustibile (Eurostat) e per tecnologia di conversione (Terna per i termoelettrici, GSE per le rinnovabili), il consumo di combustibile per la generazione termoelettrica e la

capacità installata per le rinnovabili (Eurostat), le emissioni dirette annue per gli impianti termoelettrici (EMAS).

Il mix termoelettrico italiano attuale (riferito nel presente lavoro all'anno 2021) è stato ricostruito a livello di tipo di impianto, dove per tipo di impianto si intende l'associazione del combustibile (gas naturale, carbone, gas di raffineria, gasolio, biocombustibili, eccetera) ad una data tecnologia di trasformazione. Per le centrali termoelettriche, le tecnologie prese in considerazione sono quelle riportate nei rapporti statistici pubblicati annualmente da Terna:

- impianti con sola produzione di energia elettrica: a combustione interna (CI), a turbine a gas (TG), a vapore a condensazione (C), a ciclo combinato (CC);
- impianti con produzione combinata di energia elettrica e calore: a combustione interna (CIC), a turbine a gas (TGC), a ciclo combinato (CCC), a vapore a contropressione (CPC), a vapore a condensazione con spillamento (CSC).

I combustibili sono tutti quelli riportati nel bilancio energetico pubblicato da Eurostat [6].

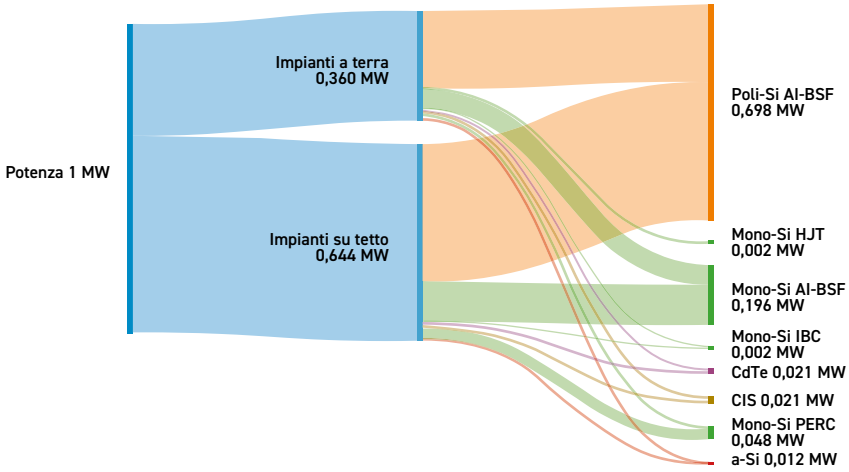
Per le fonti rinnovabili non termoelettriche si applica lo stesso metodo, associando la fonte alle tecnologie di conversione:

- per il fotovoltaico si distingue per configurazione d'impianto (installazione su tetto o a terra), per tipologia di modulo – silicio policristallino (Poli-Si), silicio monocristallino (Mono-Si), silicio amorfo (a-Si), tellurio di cadmio (CdTe), diseleniuro di rame e indio (CIS) – per tipologia di tecnologia – Aluminum Back Surface Field (Al-BSF), Passivated Emitter and Rear Contact (PERC), Hetero Junction Technology (HJT), Interdigited Back Contact (IBC) – e per taglia di impianto (e quindi di inverter). In Figura 3.1 si può vedere la ripartizione per configurazione e tecnologia;
- per l'eolico la generazione è distinta per taglie (impianti minori di 1 MW, impianti tra 1 e 3 MW, impianti con potenza maggiore di 3 MW).
- per l'idroelettrico la distinzione è tra impianti a serbatoio (durata di invaso stagionale, maggiore a 400 ore), a bacino (con durata di invaso settimanale o giornaliera, minore di 400 ore e maggiore di 2 ore) o fluenti.
- per il geotermico è considerata un'unica tecnologia, quella presente nel database Ecoinvent "Electricity, high voltage {IT}| electricity production, deep geothermal | Cut-off, U".

Per la modellazione della generazione eolica e fotovoltaica sono state aggiornate le ore equivalenti per il 2021: 998 ore equivalenti su tetto e 1.308 ore equivalenti a terra per il fotovoltaico e 1.840 ore equivalenti per l'eolico (elaborazioni da dati GSE [7]).

FIGURA 3.1

Composizione del mix fotovoltaico italiano ripartito per configurazione di impianto e tecnologia di conversione. Fonte: elaborazione ottenuta da dati GSE [8].



ACRONIMI PER TIPOLOGIA DI MODULO
Poli-Si= Silicio policristallino
Mono-Si= Silicio monocristallino
a-Si = Silicio amorfo
CdTe = Telluruo di cadmio
CIS = Diseleniuro di rame e indio

ACRONIMI PER TIPOLOGIA DI TECNOLOGIA
Al-BSF = Aluminium Back Surface Field
HJT = Hetero Junction Technology
IBC = Interdigitated Back Contact
PERC = Passivated Emitter and Rear Cell

Ogni fonte è poi stata modellata avvalendosi di dati primari e secondari, secondo lo schema riportato in Tabella 3.1.

TABELLA 3.1

Tipologia di dati utilizzati per la modellazione delle generazione elettrica divisi per fonte.

Fonte energetica	Dati primari	Dati secondari
Gas naturale	Quantità di energia prodotta e ripartizione per tecnologie di conversione (dati Terna ed Eurostat) [9] [6] Efficienza (dati Terna ed Eurostat) [9] [6] Emissioni dirette (dichiarazioni EMAS) Provenienza del combustibile (dati SNAM) [10]	Processo di estrazione del combustibile Processi ancillari
Solidi	Quantità di energia prodotta e ripartizione per tecnologie di conversione (dati Terna ed Eurostat) [9] [6] Efficienza (dati Terna ed Eurostat) [9] [6] Emissioni dirette (dichiarazioni EMAS)	Dataset del combustibile generico
Prodotti petroliferi	Quantità di energia prodotta e ripartizione per tecnologie di conversione (dati Terna ed Eurostat) [9] [6] Efficienza (calcolato da dati Terna ed Eurostat) [9] [6] Emissioni dirette (dichiarazioni EMAS) Provenienza del combustibile [11]	Processo di estrazione del combustibile Processi ancillari
Geotermico	Quantità di energia prodotta (dati Terna) [9]	Dataset della tecnologia di conversione
Biocombustibili e rifiuti	Quantità di energia prodotta e ripartizione per tecnologie di conversione (dati Terna ed Eurostat) [9] [6] Efficienza (dati Terna ed Eurostat) [9] [6] Emissioni dirette (dichiarazioni EMAS) Emissioni indirette da coltivazione di biomassa e cambiamento d'uso del suolo [5] Provenienza del combustibile: GSE [12]	Lavorazione del combustibile Processi ancillari
Idroelettrico	Quantità di energia prodotta e ripartizione per tecnologie di conversione [12]	Dataset della tecnologia di conversione
Solare	Quantità di energia prodotta e ripartizione per tecnologie di conversione (combinazione di dati Terna e di scambi diretti con esperti del GSE) Ore equivalenti (scambi diretti con esperti del GSE) Dataset delle tecnologie fotovoltaiche	Processi ancillari
Eolico	Quantità di energia prodotta e ripartizione per tecnologie di conversione (Terna e GSE [7] [9]) Yield factor [7]	Dataset delle tecnologie di conversione
Import	Quantità di energia importata [6]	Dataset del mix elettrico di ENTSO-E (modificato togliendo il contributo dei pompaggi)

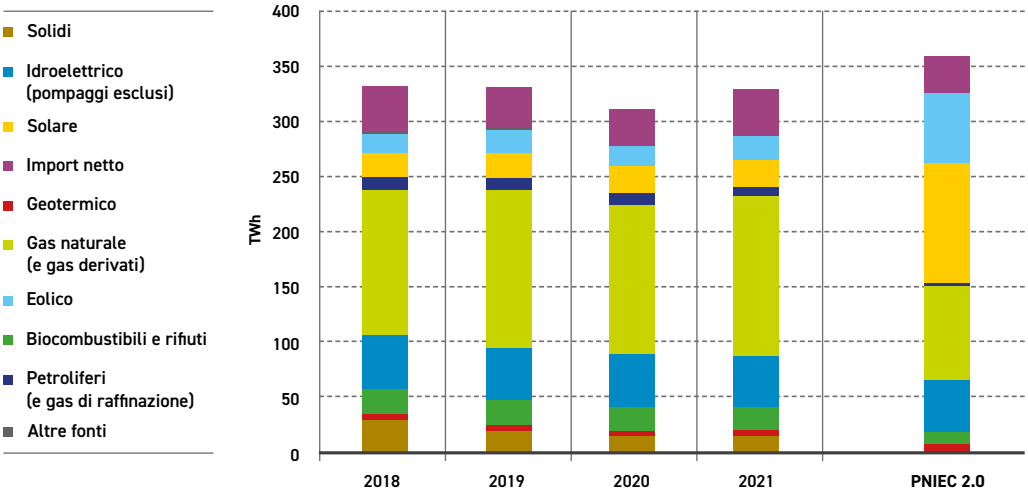
Per il settore termoelettrico le emissioni dirette sono state ricavate dalle dichiarazioni ambientali degli impianti certificati EMAS degli anni 2020 (come descritto in [13]) e modificate nei dataset di Ecoinvent (il database più comune usato come fonte di dati secondari negli studi di LCA) per rispecchiare la situazione italiana; mentre per i combustibili le provenienze sono state aggiornate per gas naturale, prodotti petroliferi e biocombustibili rispettivamente con dati di SNAM [10], del Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica [11] e del GSE [12].

Per il fotovoltaico si è reso necessario un lavoro particolarmente approfondito per poter creare una modellazione LCA che rispecchiasse il caso italiano. Il fotovoltaico ha visto uno sviluppo notevole negli ultimi decenni, e le tecnologie modellate nel database Ecoinvent non sono sufficientemente rappresentative del parco fotovoltaico italiano (14). Per questo si è reso necessario modellare tecnologie innovative non presenti nel database e aggiornare quelle tradizionali.

La composizione del mix al 2030 è stata ricostruita a partire dallo scenario definito nel PNIEC 2.0 secondo la proposta pubblicata dal Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica il 28 giugno 2023. In Figura 3.2 si riporta la composizione dei mix attuale e futuro.

FIGURA 3.2

Andamento del consumo interno lordo elettrico in Italia diviso per fonte e previsione per il 2030.



Come si può vedere in Figura 3.2 il mix al 2030 deve far fronte ad una domanda elettrica maggiore di quella attuale (360 TWh contro i 330 TWh del 2021), prevedendo un contributo delle fonti rinnovabili del 66%. La penetrazione delle rinnovabili è guidata dal solare, che rappresenterà il 30% del consumo totale, seguito dall'eolico (18%) e infine dall'idroelettrico, la cui produzione resta comparabile a quella attuale (46 TWh).

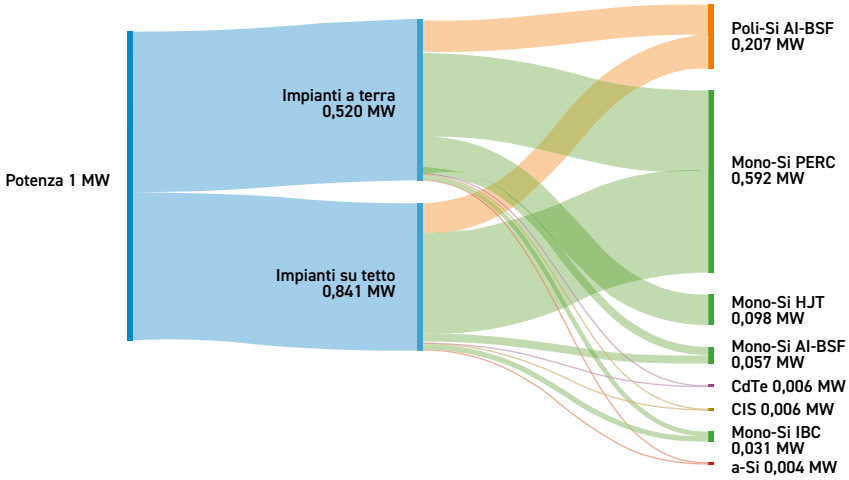
Gli impianti termoelettrici al 2030 sono modellati come per il mix 2021 ma modificando le efficienze degli impianti secondo le assunzioni effettuate per la redazione dello scenario PNIEC [15] e sono state modificate le ore equivalenti per gli impianti a terra e non a terra (1.230 ore per impianti non a terra e 1.468 per impianti a terra). Si è supposto che tutto il nuovo installato da qui al 2030 sarà composto da moduli in silicio monocristallino.

Per definire la ripartizione per tecnologia dei pannelli al 2030 (Al-BSF, PERC, HJT o IBC) ci si è avvalsi delle previsioni delle quote di mercato relative al prossimo decennio delle differenti tecnologie di generazione fotovoltaica, fornite dal rapporto *International Technology Roadmap for Photovoltaic* (ITRPV), 2021 [16] e dati relativi all'incremento biennale della potenza installata, applicando una procedura analoga a quanto descritto per la ricostruzione della ripartizione della potenza tra tecnologie del mix fotovoltaico al 2021.

Il risultato di queste elaborazioni ha portato alla ripartizione mostrata in Figura 3.3, che mostra la composizione del fotovoltaico italiano al 2030 in funzione di 1 MW di potenza installata.

FIGURA 3.3

Composizione del mix fotovoltaico italiano al 2030 in funzione di 1 MW di potenza installata.



ACRONIMI PER TIPOLOGIA DI MODULO
Poli-Si= Silicio policristallino
Mono-Si= Silicio monocristallino
a-Si = Silicio amorfo
CdTe = Tellururo di cadmio
CIS = Diseleniuro di rame e indio

ACRONIMI PER TIPOLOGIA DI TECNOLOGIA
Al-BSF = Aluminium Back Surface Field
HJT = Hetero Junction Technology
IBC = Interdigitated Back Contact
PERC = Passivated Emitter and Rear Cell

Anche per gli impianti eolici sono state adeguate le ore equivalenti in base a quelle previste al 2030 (2.197 per l'onshore e 3.047 per l'offshore) e rispetto al mix 2021 sono state aggiunte tecnologie attualmente non presenti, come il solare a concentrazione e l'eolico offshore. Non disponendo di dati primari e non essendo presente in Ecoinvent un dataset per l'eolico offshore italiano, è stato preso il dataset relativo alla Danimarca a cui sono state modificate le ore equivalenti e il mix elettrico in ingresso (quello italiano al posto di quello danese). Per il solare a concentrazione è stato usato il dataset del progetto NEEDS [17].

3.3 IMPATTI AMBIENTALI DEL MIX ELETTRICO ITALIANO PER IL 2021 E PREVISIONI AL 2030

I risultati della analisi LCA sono riportati per 1 kWh di mix CIL. L'analisi è stata condotta utilizzando il metodo di valutazione degli impatti ambientali EF 3.1 (Environmental Footprint versione 3.1 adattato per SimaPro) [18] di cui sono state analizzate solo le categorie di impatto con livello di robustezza I e II [19]. È stato analizzato anche il consumo di risorse minerali e metalliche, nonostante il fattore di robustezza III, poiché rappresenta un ruolo chiave per la transizione energetica. Inoltre, come si vede dai risultati riportati in Figura 3.4 (a pagina 30), il consumo di risorse (minerali e metalli) rischia di diventare il rovescio della medaglia della decarbonizzazione, se non saranno implementate adeguate misure di circolarità. La quasi totalità degli impatti viene più che dimezzata, fatta eccezione del consumo di risorse minerarie e metalliche che supera il doppio del valore 2021.

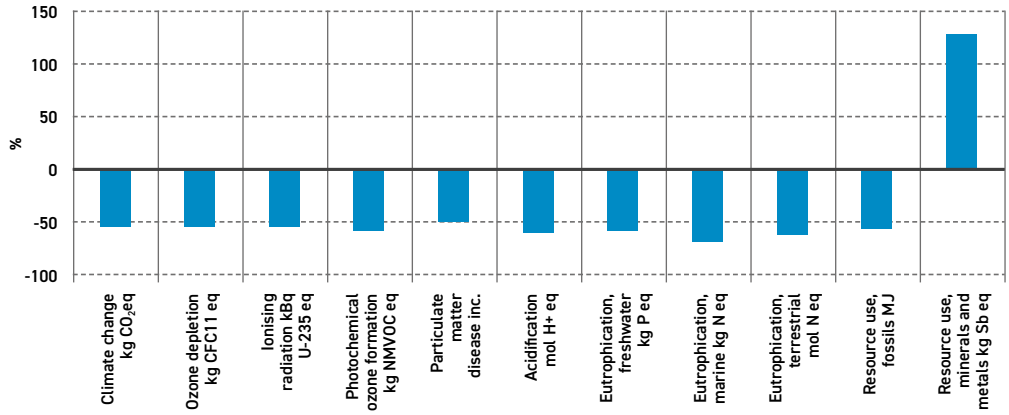
TABELLA 3.2

Impatti per 1 kWh di mix CIL (Consumo Interno Lordo) nel 2021 e previsioni al 2030.

Categoria d'impatto	Mix CIL 2021	Mix CIL 2030 (PNIEC 2.0)
Climate change (kg CO_2eq)	3,31E-01	1,49E-01
Ozone depletion (kg CFC_{11} eq)	4,44E-08	2,00E-08
Ionising radiation (kBq U-235 eq)	1,08E-02	4,89E-03
Photochemical ozone formation (kg NMVOC eq)	4,99E-04	2,09E-04
Particulate matter (disease inc.)	3,10E-09	1,54E-09
Acidification (mol H+ eq)	7,18E-04	2,90E-04
Eutrophication, freshwater (kg P eq)	6,65E-06	2,78E-06
Eutrophication, marine (kg N eq)	1,89E-04	5,87E-05
Eutrophication, terrestrial (mol N eq)	1,72E-03	6,56E-04
Resource use, fossils (MJ)	4,81E+00	2,11E+00
Resource use, minerals and metals (kg Sb eq)	3,23E-07	7,35E-07

FIGURA 3.4

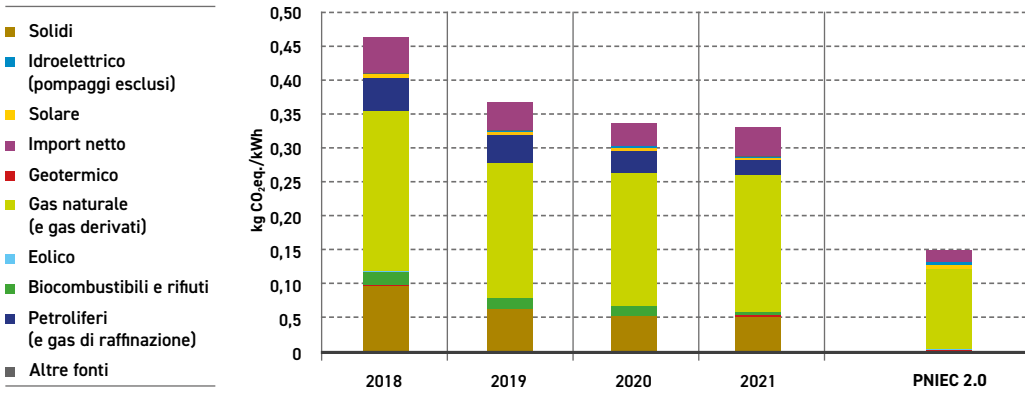
Differenza percentuale tra gli impatti del mix previsto (2030) e CIL attuale (2021) per kWh.



Nel 2021 in Italia il consumo lordo di 1 kWh di energia elettrica ha causato l'emissione di 331 g di CO_2 equivalente. Il dato assume maggior rilevanza se raffrontato con altri anni e altri casi, per questo in Figura 3.5 è riportata l'evoluzione negli ultimi quattro anni e il ruolo di ciascuna fonte all'impatto totale.

FIGURA 3.5

Impatti ambientali in termini di emissioni di gas climalteranti del counsumo lordo di energia elettrica nel corso degli anni.



Come si nota è in atto una riduzione significativa rispetto alle emissioni del 2018 (470 g di CO_2eq), che è guidata dalla riduzione delle fonti fossili, soprattutto del carbone, che nel 2018 rappresentava il 9% della generazione totale, mentre nel 2021 era il 4%. Infatti, la fonte più impattante in termini assoluti è il gas naturale (rappresenta circa il 60% della CO_2 equivalente), ma in termini intensivi (per kWh generato) le più impattanti sono quelle solide (costituite al 100% da carbone).

Gli obiettivi del PNIEC 2.0 portano a una riduzione del 55% delle emissioni climalteranti rispetto alla situazione attuale (2021); comportano quindi un'effettiva riduzione degli impatti ambientali anche in ottica LCA. Questo perché le emissioni dirette rappresentano ancora la quota principale delle emissioni di gas climalteranti imputabili alla generazione elettrica. Assieme alla riduzione delle emissioni climalteranti, la riduzione del consumo di fonti fossili e l'introduzione delle rinnovabili comporta benefici in tutte le categorie d'impatto, tranne una: il consumo di risorse minerarie e metalliche, che rappresenta il principale *trade off* della decarbonizzazione del sistema elettrico: a fronte di una riduzione del 55% di emissioni di CO_2eq/kWh nello scenario al 2030, il consumo di risorse minerarie e metalliche risulta più che doppio rispetto al mix attuale (2021), aumentando del 127%. Il 73% del consumo di risorse al 2030 è imputabile al fotovoltaico e i principali metalli che contribuiscono al consumo di risorse abiotiche nel fotovoltaico sono – in ordine decrescente – tellurio, oro, argento, rame, responsabili da soli del 90% degli impatti.

Tuttavia, dall'analisi dei contributi forniti ai processi, è emerso che alcuni metalli, come il tellurio (responsabile da solo di quasi il 40% dell'impatto complessivo) non vengono impiegati direttamente nella filiera produttiva dei pannelli fotovoltaici, ma rientrano nel processo di estrazione del rame (a cui sono allocati) in quanto ne sono co-prodotti.

Attualmente dal punto di vista metodologico l'analisi del ciclo di vita presenta alcuni limiti nella quantificazione del consumo di risorse.

- Non c'è un chiaro consenso sui modelli di impatto. Future attività di ricerca potrebbero prevedere di utilizzare indicatori diversi, quali il *commodities life cycle costing* [20] come discusso in Marmiroli et al. [21].
- Non vi è un rispetto del bilancio di massa tra materie prime, poiché nei dataset di Ecoinvent è applicata un'allocazione puramente economica tra co-prodotti: questo crea dei problemi nella comunicazione dei risultati, poiché i materiali che determinano il grosso dell'impatto non entrano fisicamente nella filiera della transizione (si veda il caso del tellurio).

L' importanza di tale aspetto è stata discussa in studi precedenti [22][24] in cui sono stati riportati dettagli in merito alla tipologia di allocazione economica che adotta Ecoinvent per i processi multi-output di estrazione dei metalli. Senza scendere in dettagli tecnici da addetti ai lavori in ambito LCA, in questa sede si vuole evidenziare come esista un importante spazio di ricerca per il miglioramento degli indicatori relativi al consumo di risorse, in cui si inseriscono anche alcune proposte formulate in RdS [24][25].

Anche se il dibattito è ancora aperto, questo non toglie che il consumo di risorse sia il principale *trade off* della transizione energetica. Il principale sviluppo dei prossimi anni sarà capire come riuscire a valutare gli impatti della transizione energetica con maggiore precisione e come informare decisori politici e LCA *practictioners* a riguardo.

3.4 CONCLUSIONI E SVILUPPI FUTURI

La LCA del mix elettrico nazionale risulta essere una fonte di informazioni di fondamentale importanza sia per valutare l'efficacia delle politiche di decarbonizzazione rispetto ad una roadmap internazionale, sia in quanto strumento fondamentale per tutte le analisi di LCA di tecnologie attuali e future che si basino sul vettore elettrico. Infatti, oltre a quantificare le emissioni di GHG derivanti dalla produzione di energia, considera anche le emissioni derivanti dalla produzione degli impianti e delle fonti energetiche e gli impatti su altre matrici ambientali.

In questo contesto i dataset dei mix attuali presenti nei principali database commerciali non sono rappresentativi del mix italiano, perché si basano su dati imprecisi, poco dettagliati e obsoleti. Questo si rivela particolarmente vero in settori che hanno subito una rapida evoluzione negli ultimi anni, prima tra tutti la generazione fotovoltaica.

Presentano inoltre il limite di non avere a disposizione mix rappresentativi degli scenari futuri, un ambito sempre più pressante nel campo dell'LCA.

L'analisi presentata viene a colmare entrambe le lacune evidenziate e i risultati ci mostrano una decarbonizzazione già in atto (anche se stabilizzatasi nell'ultimo anno), a cui gli obiettivi del PNIEC imprimono una decisa accelerazione, arrivando ad una riduzione delle emissioni climalteranti del 55% su tutto il ciclo di vita del kWh elettrico. Questa riduzione sarà ottenuta soprattutto con la sostituzione delle fonti fossili con fotovoltaico ed eolico.

Il primo risultato di questa analisi è che i piani di decarbonizzazione garantiscono un'effettiva riduzione delle emissioni climalteranti anche in ottica di ciclo di vita; questo perché le emissioni dirette (quelle su cui agiscono i piani energetici) rappresentano ancora la fonte principale di emissioni di gas ad effetto serra.

Obiettivo dell'analisi LCA è indagare gli effetti di questi piani anche su altri comparti ambientali. La riduzione delle fonti fossili comporta riduzioni anche in tutte le altre categorie di impatto analizzate. L'unica categoria di impatto che risente negativamente della transizione energetica in Italia è il consumo di risorse minerarie e metalliche. Al di là delle difficoltà inerenti alla corretta quantificazione di questo specifico indicatore, rimane il risultato che il rovescio della medaglia della decarbonizzazione sia il consumo di risorse (minerali e metalli) e di risorse critiche, sulle quali si gioca il suo stesso futuro. Risulta quindi fondamentale promuovere, a fianco delle politiche di decarbonizzazione dell'economia, politiche di promozione della circolarità. Tuttavia, perché queste siano efficaci, occorre anche avere una misura del livello di circolarità dei singoli settori. Per questo in RdS RSE ha sviluppato alcune proposte metodologiche per metriche di circolarità applicate al settore elettrico [26].

Infine, vale la pena notare che la decarbonizzazione del settore elettrico da un lato dipende dallo sviluppo di capacità di accumulo energetico, necessario per supplire alla variabilità delle Fonti Energetiche Rinnovabili Non Programmabili (eolico e fotovoltaico); dall'altro comporterà, attraverso una crescente penetrazione del vettore energetico negli usi finali, la riduzione di emissioni climalteranti in tutti i settori. Per dare conto di questo duplice ruolo, nei prossimi capitoli si illustreranno i progressi in termini di LCA dei sistemi di accumulo e di LCA dei sistemi di mobilità elettrica, essendo quello dei trasporti uno dei settori in cui il vettore energetico porterebbe a maggiori vantaggi in termini di riduzione di emissioni climalteranti.

4 Usi finali: effetti del mix elettrico sull'impatto ambientale della mobilità elettrica

Le politiche europee per l'energia e il clima hanno portato a riduzioni delle emissioni di gas serra in tutti i settori a eccezione di quello dei trasporti, per il quale l'aumento della domanda ha vanificato gli effetti positivi legati a standard emissivi sempre più stringenti [27]. Secondo i dati pubblicati dall'Unione Europea nel 2023 [28], le emissioni di gas serra dal settore trasporti, dopo una riduzione nel 2020 causata dalla pandemia, sono tornate a crescere e nel 2021 rappresentavano il 26,7% delle emissioni totali dell'Unione. Di queste, il 76,2% è da ascrivere al trasporto su strada. I veicoli pesanti, camion ma anche autobus, sono responsabili di circa il 28% delle emissioni complessive da traffico stradale in EU.

In questo quadro, risulta evidente come il raggiungimento degli obiettivi di decarbonizzazione dettati dal Green Deal europeo [29] (-55% entro il 2030 e zero emissioni entro il 2050) non possa prescindere da interventi decisivi che coinvolgano il settore dei trasporti [30], il più significativo dei quali è rappresentato dalla sua elettrificazione [31].

In particolare, l'aumento diffuso di mezzi elettrici può portare a elevati benefici, specie se accoppiato con mix elettrici caratterizzati da una elevata quota di produzione da rinnovabili [32]. Nel valutare la reale sostenibilità dei mezzi elettrici, occorre stabilire se l'assenza di emissioni allo scarico non comporti un trasferimento degli impatti in altre fasi del ciclo di vita. La metodologia del Life Cycle Assessment (LCA) – basata su un approccio *dalla culla alla tomba* – si presta a diventare lo strumento principe per tali valutazioni, poiché capace di tenere conto degli impatti potenziali legati alle emissioni di inquinanti e al consumo di risorse lungo tutto il ciclo di vita dei veicoli analizzati, a partire dall'approvvigionamento dei materiali necessari alla costruzione del mezzo, passando per l'approvvigionamento dei vettori energetici necessari al funzionamento, al vero e proprio utilizzo (comprensivo di manutenzione) fino a giungere alla gestione del fine vita.

Per effettuare delle valutazioni che siano di supporto e guida alle politiche di decarbonizzazione, assume particolare importanza l'utilizzo di un mix elettrico di ricarica che sia aggiornato e rappresentativo della realtà italiana e che, nelle analisi lungo il ciclo di vita dei mezzi, renda conto della progressiva decarbonizzazione del mix stesso. Per questo, nelle analisi che sono state effettuate, il mix elettrico italiano considerato per la ricarica delle batterie dei mezzi elettrici è un mix variabile nei dieci anni di vita del mezzo ed è costruito come combinazione lineare del mix elettrico italiano al 2019 e del mix elettrico al 2030 (scenario di policy Green Deal).

4

Di seguito, sono descritti i risultati ottenuti in due casi studio focalizzati sulla mobilità urbana: mobilità di passeggeri su percorsi cittadini e consegna delle merci dell'ultimo miglio. Infatti, la mobilità urbana dei passeggeri copre oltre il 70% della domanda di mobilità[1] nel 2021, a fronte di circa il 60% del 2012 [33]. A questi numeri si affianca la continua crescita della logistica dell'ultimo miglio, legata alla crescita del commercio elettronico che – a fronte di grandi vantaggi da un punto di vista dei servizi ai cittadini – comporta un indubbio aumento dei rischi collegati all'inquinamento, al rumore e alla congestione delle città [34].

Le prestazioni dei mezzi sono state valutate con il metodo Environmental Footprint Impact Assessment Method (EF 3.0 Method) [35] sviluppato dal Joint Research Centre e raccomandato dalla Commissione Europea come metodo comune per misurare le prestazioni ambientali dei prodotti [36]. Le categorie di impatto incluse nell'analisi sono quelle utilizzate più di frequente in studi LCA relativi al settore dei trasporti: Climate Change, Human Toxicity, cancer, Human Toxicity, Non Cancer, Particulate Matter, Photochemical Ozone Formation, Resource Use, Fossils, Resource Use, Minerals and Metals, Acidification.

4.1 LCA APPLICATA ALLA MOBILITÀ DEI PASSEGGERI

La maggior parte della domanda di trasporto si riferisce a spostamenti urbani. Tuttavia, gli spostamenti urbani sono per la maggior parte di corto raggio, tanto che il 75-80% si esaurisce nel raggio di 10 km [37]. Di questi, oltre il 53% è effettuato con auto private. Il passaggio a una mobilità sostenibile, almeno nell'ambito urbano, può giovarsi quindi non solo di una progressiva elettrificazione ma anche di uno *shift* modale verso mezzi pubblici e mezzi della micromobilità. Per questo, i mezzi considerati nello studio qui presentato – elencati in Tabella 4.1 (a pagina 38) – spaziano dai mezzi per la micromobilità, come monopattini e bici elettriche, alle auto fino ad arrivare ai bus urbani. L'utilizzo di una corretta unità funzionale, come raccomandato dalla ISO14040 [38], ovvero del metro di misura del servizio reso dai

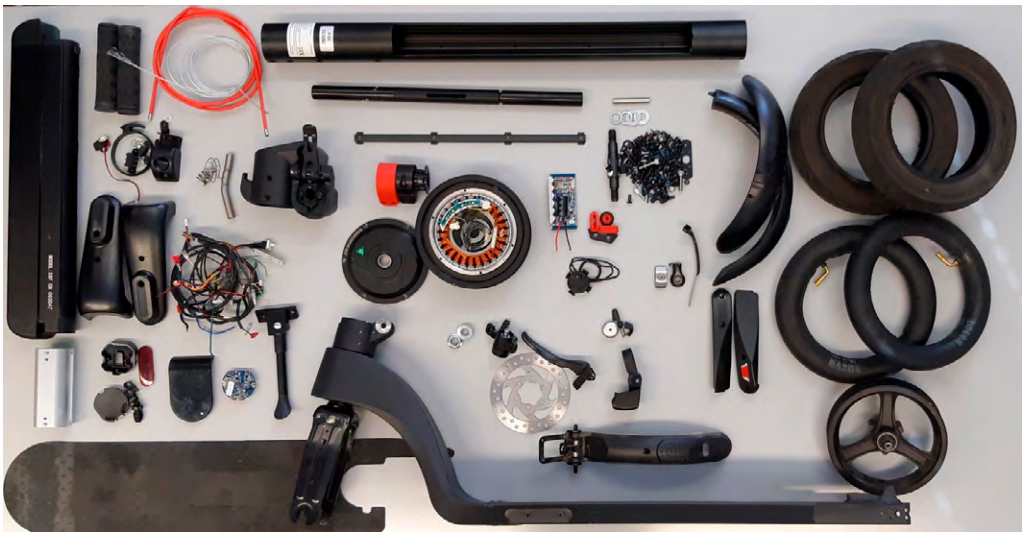
1 *La domanda di mobilità è quantificata in termini di distribuzione percentuale degli spostamenti per destinazione urbana (interna allo stesso comune) ed extraurbana (origine o destinazione in comune diverso), secondo i dati raccolti ed elaborati da Isfort, Osservatorio "Audimob" sulla mobilità degli italiani.*

diversi mezzi, consente un confronto equo di mezzi anche molto diversi tra loro. In questo caso, come in molti studi del settore trasporti passeggeri, è stata adottata, come unità funzionale per il confronto, il passeggero – chilometro e, ai fini del confronto tra i differenti mezzi, si è adottato un fattore di riempimento medio di 1,38 passeggeri/veicolo per le auto [33], di 20,4 passeggeri/veicolo per i bus [39] e di 1 passeggero/veicolo per e-bike ed e-scooter.

Mentre per la maggior parte dei mezzi sono stati utilizzati dati di letteratura adattati al contesto italiano, i modelli LCA dei mezzi per la micromobilità si basano su dati primari per le fasi di costruzione (di mezzo e batteria), uso e manutenzione (Figura 4.1).

FIGURA 4.1

Panoramica di tutti i componenti presenti all'interno del monopattino elettrico. Lo smontaggio del veicolo ha permesso di ottenere dati primari per la modellazione della fase di produzione del mezzo.



In particolare, per la fase d'uso, sono stati monitorati i consumi elettrici dei mezzi per gli spostamenti casa-lavoro. La Tabella 4.1 mostra le caratteristiche tecniche dei mezzi per la mobilità dei passeggeri considerati nell'analisi.

TABELLA 4.1 **Caratteristiche dei mezzi confrontati per la valutazione degli impatti potenziali del trasporto passeggeri in area urbana.**

Tipologia di mezzo	Alimentazione	Potenza max motore [kW]	Coppia max [Nm]	Capacità batteria [kWh]	Consumi	UM consumi
Auto	Elettrica	110	310	45	0,1459	kWh/km
	Benzina	96	200	-	0,0849	l/km
	Diesel	96	320	-	0,0605	l/km
	Metano (CNG)	96	200	-	0,0614	kg/100 km
	Benzina//Elettrica (PHEV[2] ricarica domestica)	150	250	8,7	0,0119 – 0,2470	l/km - kWh/km
	Benzina//Elettrica (PHEV[1] ricarica pubblica)	150	250	8,7	0,0340 - 0,1681	l/km - kWh/km
Bus	Elettrica	250	n.a.	395	0,115	kWh/km
	Diesel	250	n.a.	-	0,3804	l/km
e-bike	Elettrica	0,25	75	0,625	7,14E-03	kWh/km
e-scooter	Elettrica	0,35	n.a.	0,36	1,54E-02	kWh/km

Le prestazioni complessive, lungo tutto il ciclo di vita dei mezzi, sono rappresentate nel diagramma di Figura 4.2 (a pagina 40), nel quale l'auto a benzina rappresenta il riferimento (100%). La figura evidenzia come l'utilizzo di autobus per gli spostamenti urbani porti ad un netto beneficio per tutte le categorie di impatto considerate. Un beneficio ancora maggiore è associato all'utilizzo di mezzi per la micromobilità per i quali si ottengono prestazioni migliori su tutte le categorie di impatto ad eccezione del consumo di risorse, dove si dimostrano peggiori dei bus. Infine, tra le auto, le migliori prestazioni sono associabili alla motorizzazione elettrica, con l'eccezione, ancora una volta, del consumo di risorse, dove il contributo delle fasi di costruzione e fine vita di motore e batterie rendono i mezzi elettrici meno competitivi di quelli tradizionali.

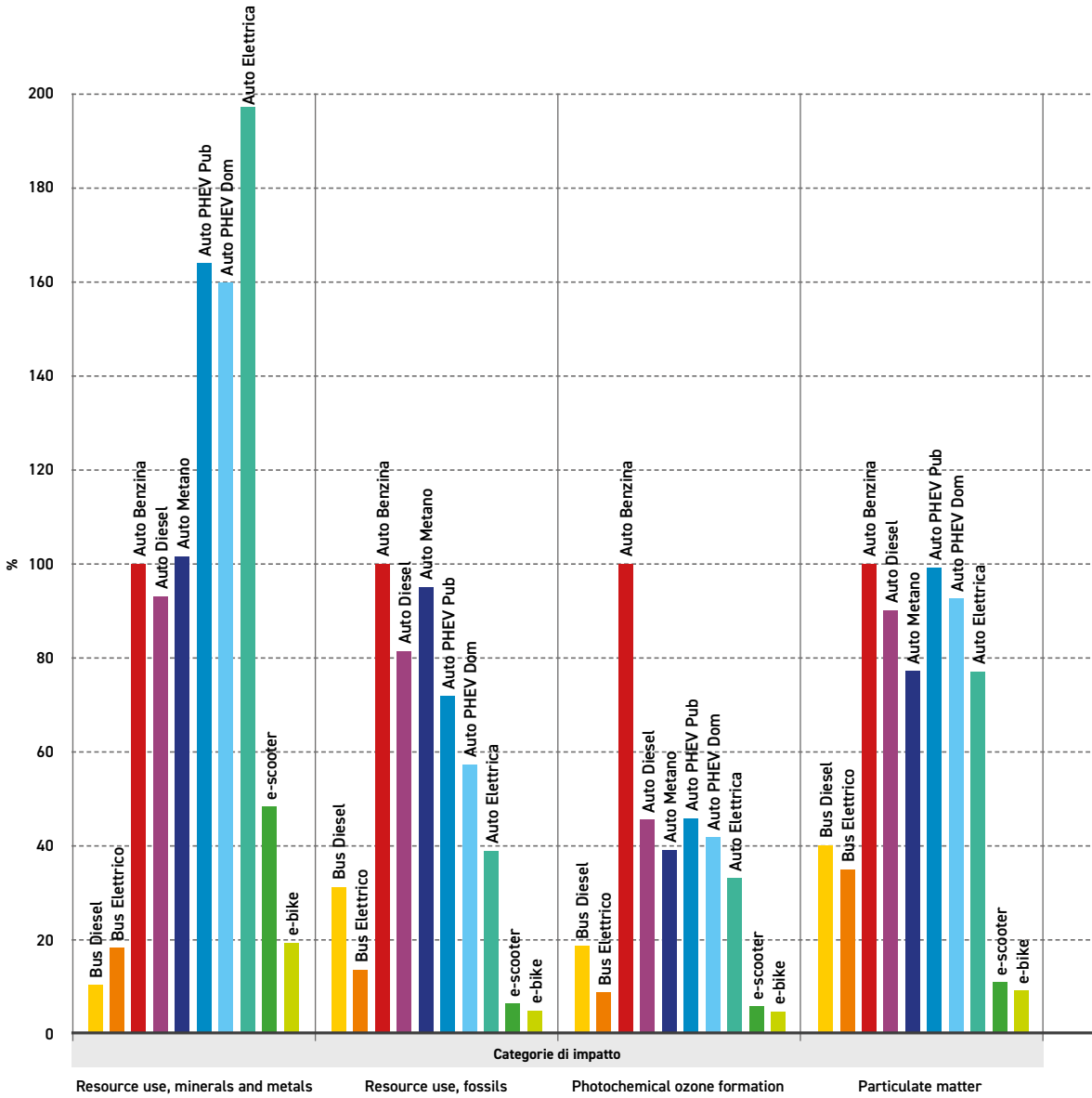
2 *Plugin Hybrid Electric Vehicle, nel seguito anche ibride plugin.*

Usi finali: effetti del mix elettrico sull'impatto ambientale della mobilità elettrica

Il grafico di Figura 4.3 (a pagina 42) mostra, per ciascun mezzo, il contributo per fase del ciclo di vita alla categoria di impatto Cambiamenti Climatici. Tra le auto, la motorizzazione elettrica risulta essere la migliore (81,8 g CO_2eq/km) e quella a benzina la peggiore (217,8 g CO_2eq/km). Le due motorizzazioni di bus si dimostrano essere preferibili a qualsiasi auto e in particolare il bus elettrico, con 28,5 g CO_2eq/km, ha prestazioni confrontabili con quelle del monopattino elettrico (15,2 g CO_2eq/km). Il mezzo migliore per la decarbonizzazione del trasporto urbano si conferma la e-bike, con 11,6 g CO_2eq/km, poiché l'utilizzo congiunto del motore elettrico e della pedalata contribuisce a una riduzione dei consumi elettrici. Per le auto a combustione interna, le emissioni in fase d'uso pesano tra il 65 e il 75% delle emissioni sull'intero ciclo di vita. Le prestazioni competitive dei bus dipendono dal fattore di utilizzo medio del mezzo, che per il caso in esame è stato assunto pari a 20,4 passeggeri/veicolo. Tuttavia, una analisi sui fattori di riempimento medi reperiti in letteratura [40][41][42] ha dimostrato che, anche dimezzando il fattore di riempimento, le prestazioni del bus elettrico restano comunque migliori di quelle di un'auto elettrica, con una riduzione percentuale delle emissioni climalteranti del 29% circa. Infine, si noti come il contributo al cambiamento climatico dovuto alla costruzione e dismissione delle batterie dei mezzi elettrici, seppur rilevante, è sempre meno importante della costruzione del mezzo e della produzione di energia elettrica necessaria per le ricariche.

FIGURA 4.2

Impatti potenziali dei mezzi adibiti al trasporto passeggeri in ambito urbano. Il riferimento (100%) è rappresentato dalle prestazioni dell'auto a benzina. Impatti riferiti al trasporto di un passeggero per un chilometro.



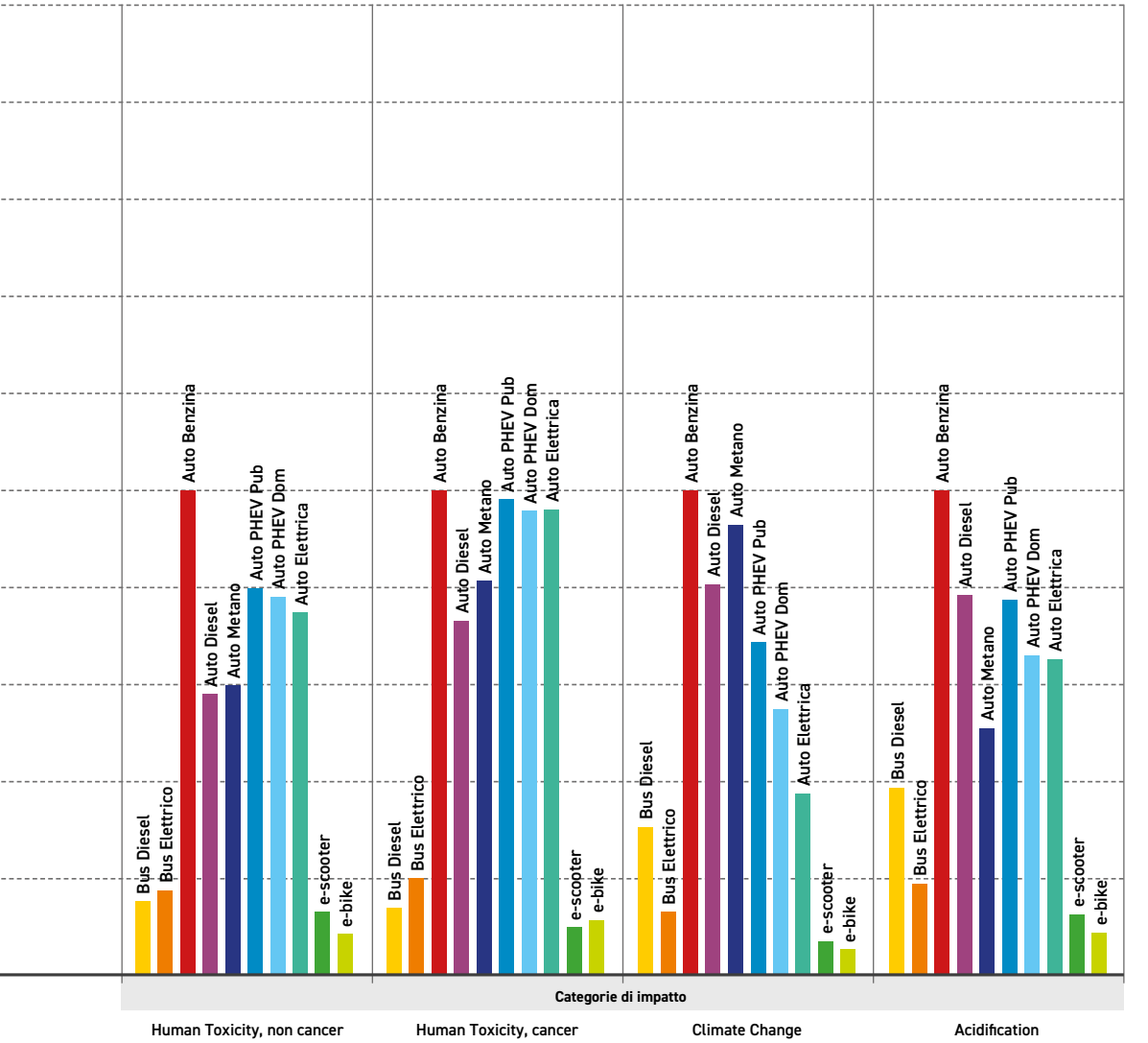
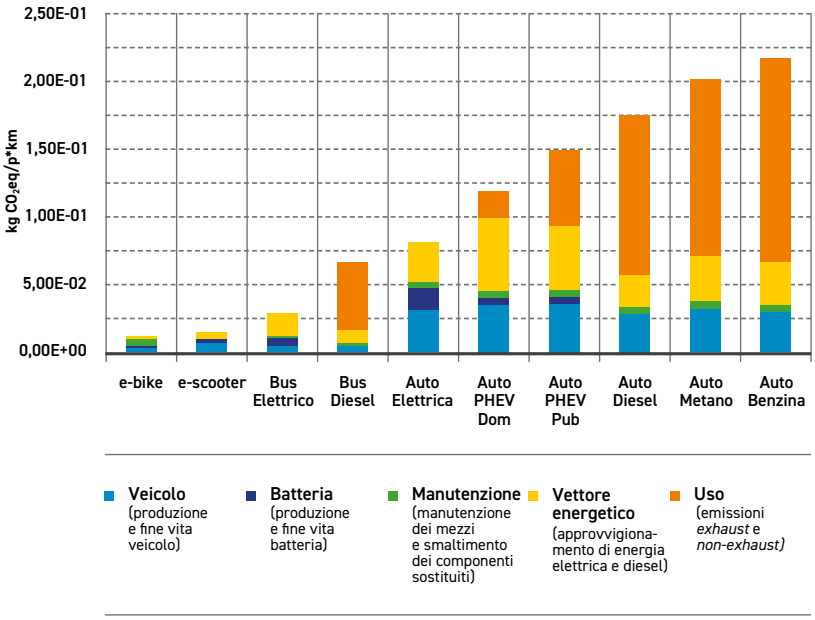

Bus Diesel
Bus Elettrico
Auto Benzina
Auto Diesel
Auto Metano
Auto PHEV Pub
Auto PHEV Dom
Auto Elettrica
e-scooter
e-bike
Categorie di impatto
Human Toxicity, non cancer
Human Toxicity, cancer
Climate Change
Acidification

FIGURA 4.3

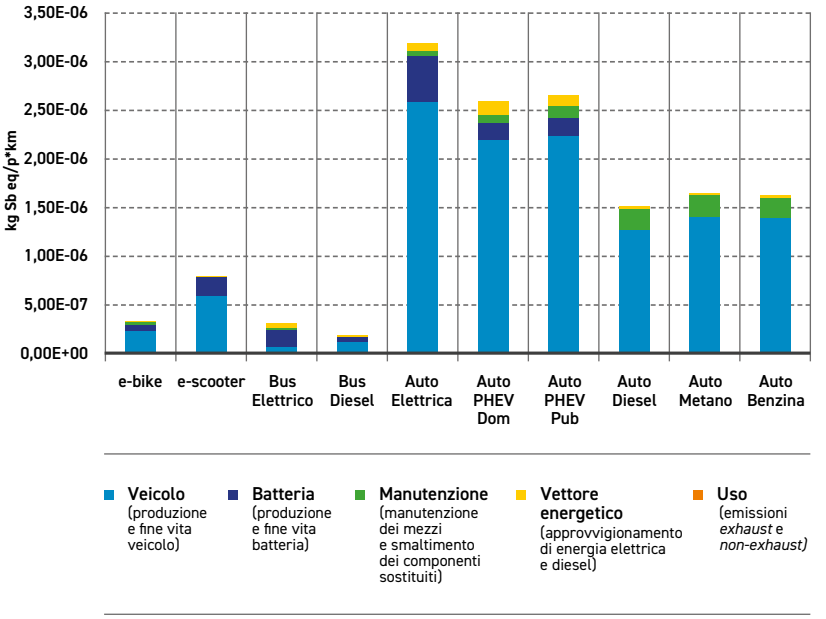
Prestazioni dei mezzi analizzati rispetto alla categoria di impatto Cambiamenti Climatici (Climate Change). Sono evidenziati i contributi per fase del ciclo di vita, con riferimento al trasporto di un passeggero per un chilometro.



Per quanto riguarda il consumo di risorse minerali e metalli, rappresentato in Figura 4.4, l'auto elettrica mostra le prestazioni peggiori, seguita dalle auto ibride *plugin* (o anche PHEV – Plugin Hybrid Electric Vehicle). Il valore dell'indicatore è determinato in larga misura dal contributo legato alla fase di produzione di veicolo e batteria, e risulta essere oltre il doppio rispetto a quello di un'auto diesel. Si osserva come le prestazioni dei mezzi per la micromobilità siano, per questa categoria di impatto, peggiori rispetto a quelle del bus diesel. Questo risultato può essere dovuto in parte alle differenti fonti dei dati utilizzate per modellizzare i mezzi: dati primari per la micromobilità e dati di letteratura per tutti gli altri mezzi. Inoltre, si sottolinea che i bus, a differenza degli altri veicoli, vengono utilizzati da più persone contemporaneamente, portando ad una riduzione degli impatti ambientali per km*persona percorso.

FIGURA 4.4

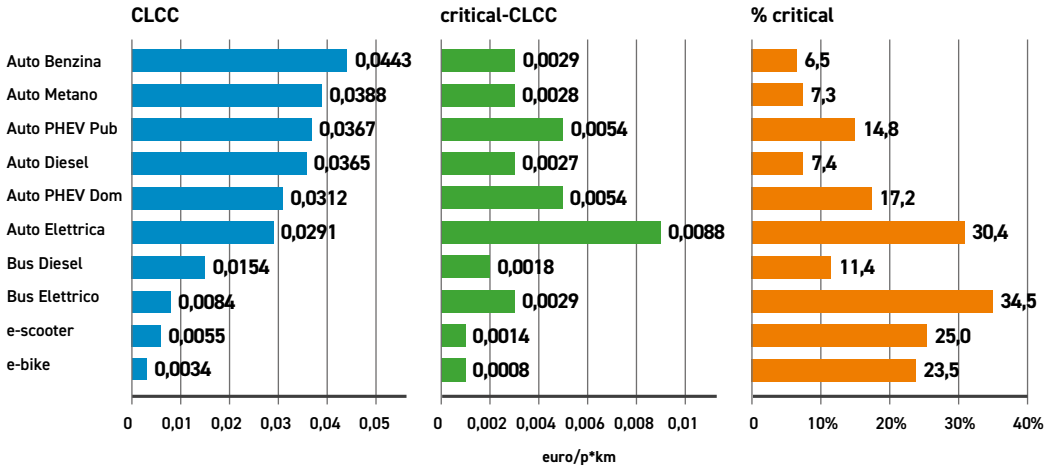
Prestazioni dei mezzi analizzati rispetto alla categoria di impatto Consumo di risorse minerali e metalli (Resource use, minerals and metals). Sono evidenziati i contributi per fase del ciclo di vita con riferimento al trasporto di un passeggero per un chilometro.



Un approfondimento interessante sull'uso delle risorse deriva dall'applicazione dell'indicatore economico Commodity Life Cycle Costing (CLCC o indicatore di *baseline*) [20] che rende conto di tutte le risorse naturali acquisite e utilizzate lungo il ciclo di vita dei mezzi. L'indicatore consente anche un focus sull'utilizzo delle risorse critiche (*Critical* CLCC) [43], risorse strategicamente importanti per l'Europa, ma caratterizzate da elevato rischio geopolitico (Figura 4.5).

FIGURA 4.5

Indicatore CLCC (o indicatore di *baseline*) e Critical CLCC calcolati sull'intero ciclo di vita dei mezzi per la mobiltà dei passeggeri. È riportato inoltre il peso percentuale dell'indicatore Critical CLCC sul totale dell'indicatore di *baseline*.



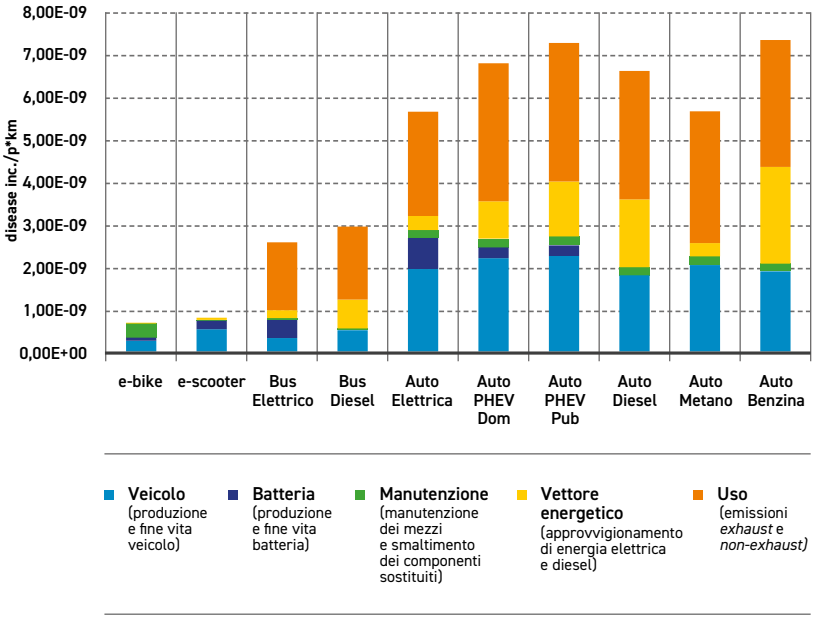
Le auto, indipendentemente dal tipo di propulsione, sono i mezzi caratterizzati dai valori più elevati dell'indicatore CLCC: il valore massimo è quello dell'auto a benzina (0,044 euro/passeggero-km) e il minimo quello dell'auto elettrica (0,029 euro/passeggero-km). L'indicatore CLCC di *baseline* è sensibilmente più basso nel caso del bus diesel (0,015 euro/passeggero-km: circa la metà di quello di auto ibride *plugin* ed elettriche) grazie all'elevato numero di passeggeri trasportati, e ancora inferiore nel caso del bus elettrico (0,008 euro/passeggero-km). I mezzi contraddistinti dai valori dell'indicatore più bassi tra quelli considerati sono la e-bike e il monopattino (0,003 e 0,006 euro/passeggero-km). La situazione cambia radicalmente nel caso in cui l'indicatore CLCC venga calcolato sulla base dei soli materiali critici. Infatti, in questo caso sono le auto ibride *plugin* – e in misura maggiore le elettriche – ad essere contraddistinte dai valori più alti. Il bus elettrico ha un valore superiore a quello del bus diesel nonostante sia caratterizzato da un valore dell'indicatore di *baseline* più basso. Infine, osservando il peso percentuale dell'indicatore Critical CLCC sul totale dell'indicatore di *baseline*, il quadro cambia ancora, con bus elettrico, auto elettrica, e-bike e monopattino elettrico

contraddistinti dai valori relativi più alti (rispettivamente 34,5, 30,4, 25 e 23,5%). Le percentuali più basse, invece, sono quelle delle auto a combustione interna.

Infine, relativamente alla categoria di impatto Formazione di Particolato (Figura 4.6), il bus risulta decisamente meno impattante rispetto ad una qualsiasi auto. L'impatto potenziale di un bus diesel, ad esempio, corrisponde a circa la metà dell'impatto di un'auto elettrica. Notevoli sono anche i vantaggi introdotti dai veicoli per la micromobilità: considerato il peso irrisorio di questi veicoli rispetto agli altri, le emissioni della fase d'uso generate dall'usura degli pneumatici – che per le auto costituiscono, con i nuovi limiti emissivi, una quota rilevante delle emissioni in fase d'uso – risultano nulle o trascurabili.

FIGURA 4.6

Prestazioni dei mezzi analizzati rispetto alla categoria di impatto Formazione di Particolato (PM disease increment).
Sono evidenziati i contributi per fase del ciclo di vita con riferimento al trasporto di un passeggero per un chilometro.



4.2 LCA APPLICATA ALLA LOGISTICA DELL'ULTIMO MIGLIO

La logistica urbana sta conoscendo una forte crescita legata all'espansione del commercio elettronico. Tale tendenza si è rafforzata e consolidata nel periodo post pandemia da Covid-19. Anche in questo caso la decarbonizzazione può accompagnare la crescita del settore in maniera virtuosa grazie all'uso di mezzi elettrici. In particolare, i furgoni elettrici offrono un'autonomia di guida ampiamente compatibile con le distanze coperte dai corrieri urbani [44]. Inoltre, nei centri ad alta densità abitativa e nelle ZTL, ulteriori vantaggi possono derivare dall'uso di cargobike a pedalata assistita. In questo quadro, di seguito si presenta un caso studio incentrato sulla mobilità urbana delle merci, limitatamente alle consegne dell'ultimo miglio, confrontando le prestazioni di tre motorizzazioni di van (diesel, elettrico e ibrido *plugin*) con quelle di una cargobike a pedalata assistita. Le caratteristiche dei mezzi sono riportate in Tabella 5.2. L'unità funzionale del confronto è il servizio di consegna e il flusso di riferimento utilizzato è il chilometro percorso in una missione di consegna merci in area urbana. La scelta di questa unità funzionale deriva dal fatto che il fattore di carico del mezzo (ovvero il rapporto tra il peso trasportato e la capacità teorica del mezzo) vari notevolmente da una missione di consegna all'altra, con un carico medio che non supera in genere il 20% della capacità di carico teorica; quindi, le prestazioni del mezzo non possono essere misurate mediante il flusso di riferimento t*km utilizzato in Ecoinvent [41] per rappresentare il trasporto pesante [45].

TABELLA 4.2

Caratteristiche dei mezzi confrontati per la valutazione degli impatti potenziali del trasporto merci in area urbana.

Tipologia di mezzo	Alimentazione	Potenza max motore [kW]	Coppia max [Nm]	Capacità batteria [kWh]	Consumi	UM Consumi
Van	Elettrica	80	254	40	21,98	kWh/100 km
	Diesel	73	360@2.000	-	9,03	l/100 km
	Benzina//Elettrica (PHEV)[3]	116	144@3.200	9,8	3,74 - 17,97	l/100 km - kWh/100 km
Cargobike	Elettrica	0,25	n.a.	0,54	1,96	kWh/100 km

3 *Plugin Hybrid Electric Vehicle, nel seguito anche ibride plugin.*

Usi finali: effetti del mix elettrico sull'impatto ambientale della mobilità elettrica

Il modello LCA della cargobike a pedalata assistita è costruito utilizzando dati primari relativi alle fasi di costruzione del veicolo e della batteria, manutenzione e uso. In particolare, i consumi sono monitorati grazie alla collaborazione con un'impresa di logistica che opera nella città di Padova (Figura 4.7).

FIGURA 4.7

La cargobike utilizzata durante la sperimentazione per le consegne di ultimo miglio nel centro della città di Padova.

Nell'analisi, vengono considerati due scenari relativi alla cargobike a pedalata assistita: il primo, denominato SC0 per il quale si ipotizza che la batteria abbia una vita utile pari a quella del mezzo; il secondo, denominato SCB, nel quale si ipotizza di dover sostituire la batteria una volta lungo la vita del mezzo. Anche per i furgoni è stato possibile caratterizzare la fase d'uso mediante dati primari, grazie ai risultati di una sperimentazione realizzata in collaborazione con il centro di ricerca Innovhub[4] che ha consentito di rilevare i consumi e le emissioni su un percorso di consegna reale (Figura 4.8, Figura 4.9) messo a punto grazie ai risultati del progetto europeo Sharing Ci-

4 *Innovhub – Stazione Sperimentale per i Combustibili è un istituto di ricerca con competenze comprovate in tema di monitoraggio dei consumi e delle emissioni allo scarico di veicoli, sia su strada, sia di laboratorio (https://www.innovhub-ssi.it/).*

ties [46]. La Figura 4.10 mostra la strumentazione di misura utilizzata nella sperimentazione, in particolare il dispositivo per rilevare le emissioni su strada di van diesel e van ibrido *plugin* (PEMS - Portable Emissions Measurement System) e il dispositivo utilizzato per misurare l'energia erogata durante il processo di ricarica del van elettrico.

FIGURA 4.8

Esempio di percorso di consegna merce simulato nell'ambito della sperimentazione con van. Il percorso è stato messo a punto grazie ai risultati del progetto europeo Sharing Cities.

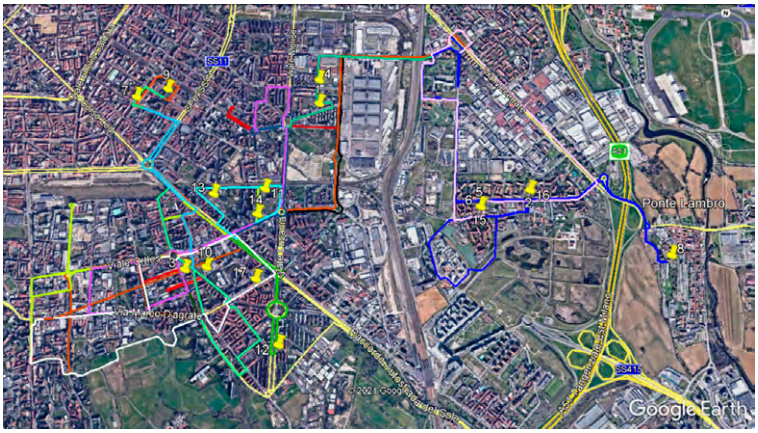


FIGURA 4.9

Una fase della simulazione di consegna merce con van elettrico e van diesel.

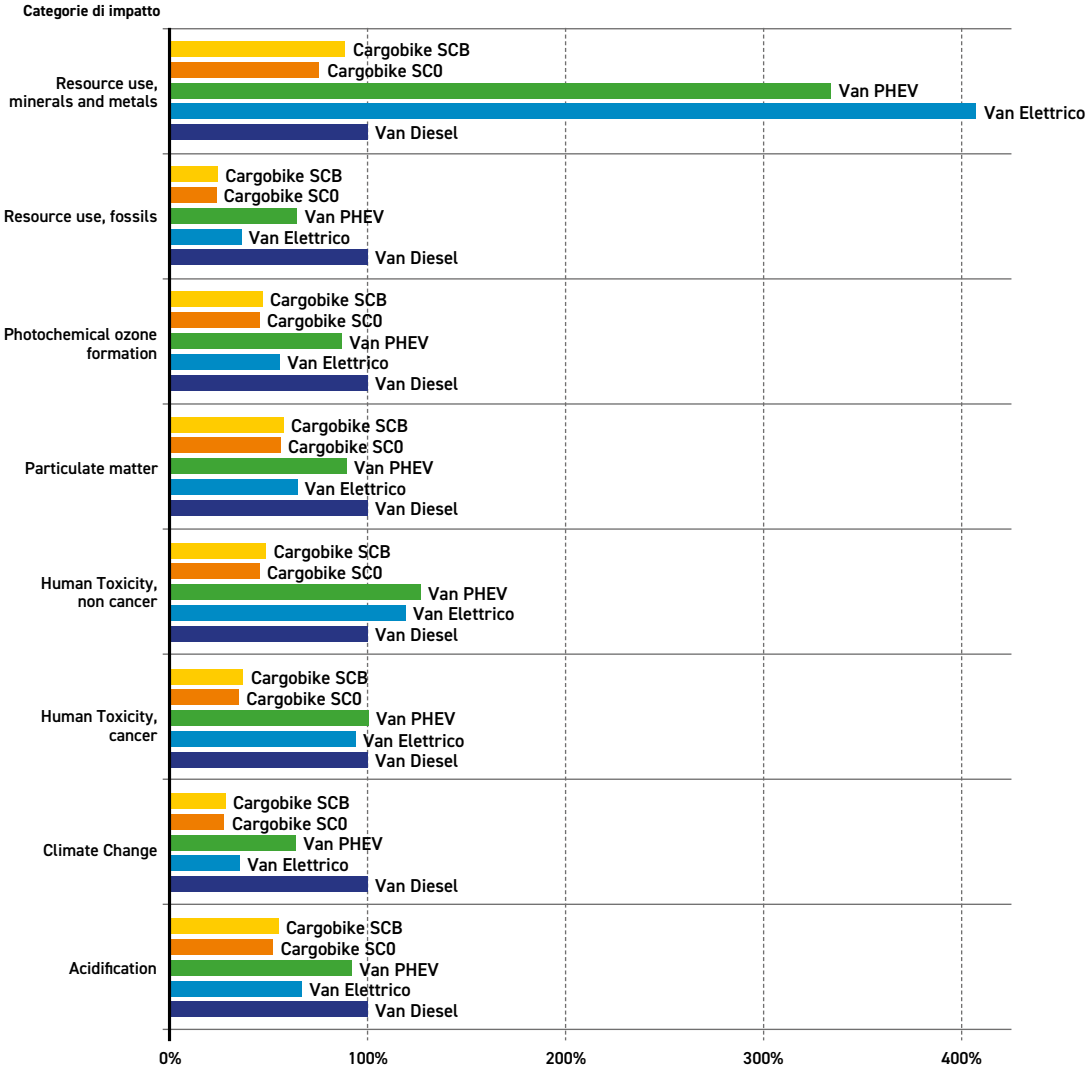
FIGURA 4.10

Strumentazione di misura utilizzata per rilevare le emissioni dei van diesel e ibrido *plugin* in percorsi di consegna reali (PEMS - Portable Emissions Measurement System, a sinistra) e i consumi in ricarica del van elettrico (a destra).

Il quadro complessivo del confronto tra le prestazioni dei mezzi è rappresentato nel grafico di Figura 4.11. Le cargobike a pedalata assistita si dimostrano competitive rispetto ai mezzi tradizionali poiché risultano migliori per tutte le categorie di impatto considerate. Per i van elettrici, si evidenzia un vantaggio per categorie di impatto quali il cambiamento climatico, la formazione di particolato o la formazione di ozono fotochimico, ma appare anche evidente come la categoria di impatto legata al consumo di risorse non rinnovabili (RU-M) rappresenti un punto di debolezza (il valore raggiunto dal van elettrico è circa il 400% di quello del van diesel).

FIGURA 4.11

Impatti potenziali dei mezzi adibiti al trasporto merci in ambito urbano. Il riferimento (100%) è rappresentato dalle prestazioni del van diesel. Unità funzionale = 1 km di missione di consegna in area urbana.



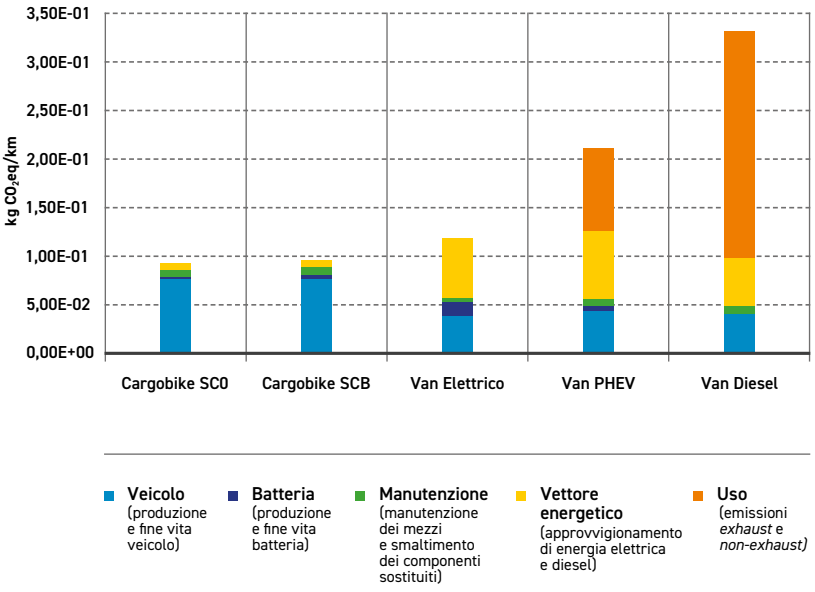
Usi finali: effetti del mix elettrico sull'impatto ambientale della mobilità elettrica

Anche in questo caso risulta particolarmente interessante analizzare i contributi per fase del ciclo di vita e per alcune categorie di impatto.

Relativamente ai Cambiamenti Climatici (Figura 4.12), in entrambi gli scenari (con o senza sostituzione della batteria), le cargobike mostrano un forte potenziale per contribuire agli obiettivi di decarbonizzazione, con circa 90 g CO_2eq/km contro i 330 g CO_2eq/km del van diesel. Segue il van elettrico, con 117 g CO_2eq/km. Ciò si traduce in una riduzione percentuale delle emissioni climalteranti del 72% nel caso si sostituisse un van diesel con una cargobike e del 65% nel caso in cui il van diesel venga sostituito con un van elettrico.

FIGURA 4.12

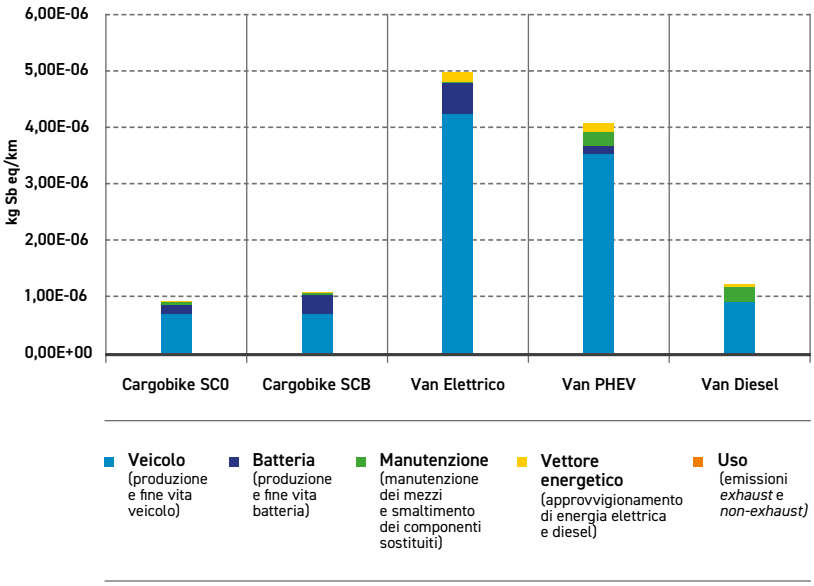
Prestazioni dei mezzi analizzati rispetto alla categoria di impatto Cambiamenti Climatici (Climate Change). Sono evidenziati i contributi per fase del ciclo di vita con riferimento al chilometro percorso in una missione di consegna in area urbana. Unità funzionale = 1 km di missione di consegna in area urbana.



Per quanto riguarda il Consumo di risorse minerali e metalli (Figura 4.13), la prestazione peggiore è dovuta al van elettrico, per il quale appare evidente come gli impatti potenziali dovuti alle fasi di produzione e fine vita di veicolo e batteria abbiano un peso determinante. Questo è dovuto alla presenza di minerali preziosi (ad esempio oro) nelle componenti elettroniche, per i quali il fattore di caratterizzazione è particolarmente elevato.

FIGURA 4.13

Prestazioni dei mezzi analizzati rispetto alla categoria di impatto Consumo di risorse minerali e metalli (Resource use, minerals and metals). Sono evidenziati i contributi per fase del ciclo di vita con riferimento al chilometro percorso in una missione di consegna in area urbana. Unità funzionale = 1 km di missione di consegna in area urbana.

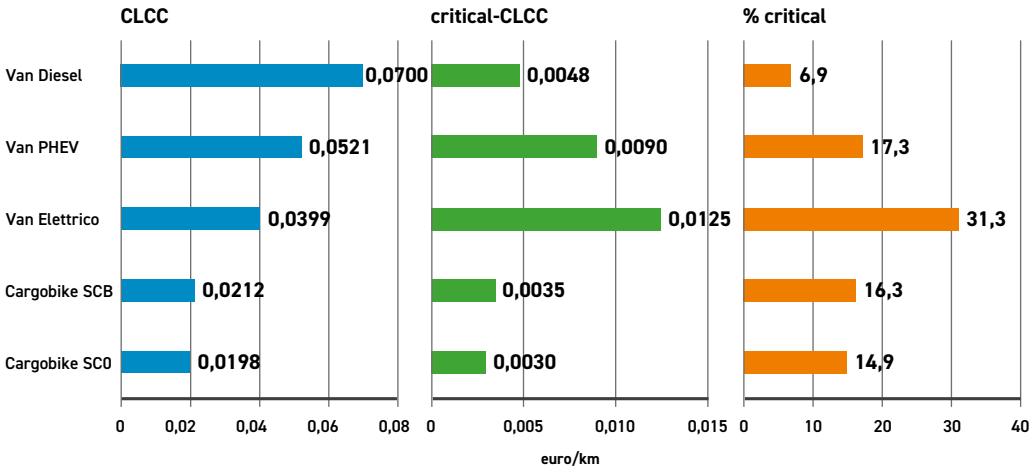


L'analisi dell'indicatore economico CLCC per la consegna merci (Figura 4.14) indica come la cargobike sia il mezzo per la logistica dell'ultimo miglio contraddistinto dal minor uso di risorse naturali, un risultato connesso al minor peso e alla minore dimensione del mezzo rispetto ai furgoni. La sostituzione della batteria nel corso del

ciclo di vita della cargobike non influenza in maniera significativa il computo dell'indicatore. Tra i furgoni, è l'elettrico quello caratterizzato dal valore più basso dell'indicatore CLCC, mentre il diesel è quello contraddistinto dal valore più alto. L'ibrido *plugin* si colloca in posizione intermedia. Tuttavia, il quadro si inverte se si focalizza l'attenzione sul consumo di risorse critiche (Critical CLCC), poiché a causa della presenza di litio nelle batterie, i mezzi elettrici sono quelli caratterizzati dai valori più alti.

FIGURA 4.14

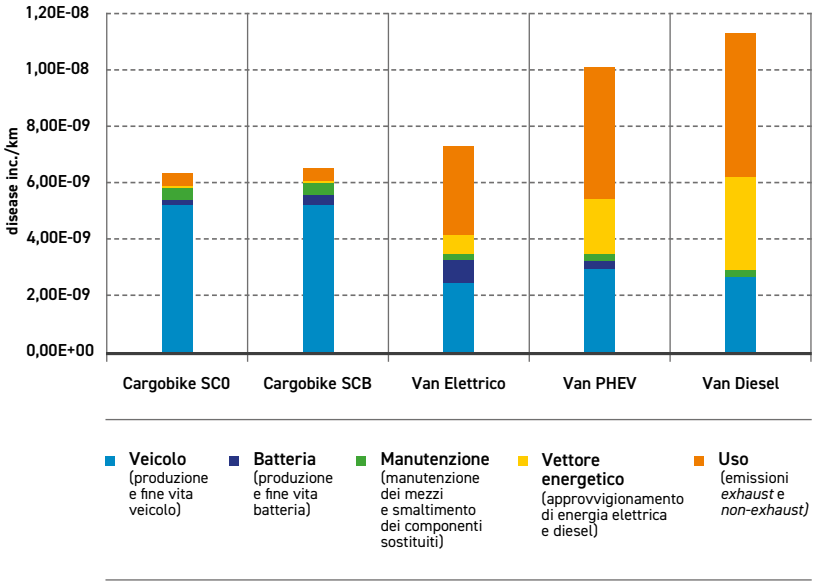
Indicatore CLCC e Critical CLCC calcolato sull'intero ciclo di vita dei mezzi per la movimentazione delle merci. È riportato inoltre il peso percentuale dell'indicatore Critical CLCC sul totale dell'indicatore di *baseline*.



Infine, analogamente a quanto già evidenziato per la mobilità dei passeggeri, anche in questo caso i veicoli per la micromobilità, grazie alle dimensioni ridotte, generano meno impatti nella categoria Formazione di Particolato (Figura 4.15), seguiti dal van elettrico in cui le emissioni in fase d'uso sono legate esclusivamente all'usura degli pneumatici e del manto stradale.

FIGURA 4.15

Prestazioni dei mezzi analizzati rispetto alla categoria di impatto Formazione di particolato (Particulate matter). Sono evidenziati i contributi per fase del ciclo di vita con riferimento al chilometro percorso in una missione di consegna in area urbana. Unità funzionale = 1 km di missione di consegna in area urbana.



4.3 CONCLUSIONI

Un'analisi di ciclo di vita, appoggiandosi su dati primari, attività di sperimentazione specifiche e dati di letteratura aggiornati allo stato dell'arte, permette di confrontare gli impatti ambientali lungo il ciclo di vita di alcuni dei mezzi più usati nella mobilità urbana, sia per il trasporto merci sia passeggeri. Infatti, nelle aree urbane convergono diversi obiettivi di miglioramento del sistema dei trasporti: l'aumento di domanda del trasporto merci di ultimo miglio, il necessario processo di decarbonizzazione, le istanze legate al miglioramento della qualità dell'aria. I risultati illustrati nei paragrafi precedenti mostrano come i mezzi per la micromobilità possano rappresentare una valida alternativa sia dal punto di vista della decarbonizzazione, sia dal punto di vista del miglioramento della qualità della vita in area urbana.

Usi finali: effetti del mix elettrico sull'impatto ambientale della mobilità elettrica

Relativamente alla mobilità dei passeggeri, e-bike e monopattino elettrico risultano essere la migliore soluzione per tutti gli indicatori considerati e possono costituire un'alternativa agli altri mezzi, considerando che oltre il 28% degli spostamenti urbani si esaurisce in viaggi sotto i 2 km (e circa l'80% sotto i 10 km [47]). I bus, grazie a coefficienti di riempimento più alti rispetto agli altri mezzi, rappresentano una alternativa preferibile all'utilizzo delle auto, qualsiasi sia la motorizzazione considerata. Questo conferma come le azioni di molte amministrazioni comunali, volte alla sostituzione di mezzi tradizionali per il Trasporto Pubblico Locale (TPL) con mezzi ad alimentazione elettrica, vadano nella direzione del raggiungimento degli obiettivi di neutralità climatica che si pone il Green Deal europeo. Lo spostamento modale da auto privata diesel a bus elettrico porterebbe a una riduzione percentuale delle emissioni climalteranti dell'84%. Se si passasse da un'auto elettrica a un bus elettrico il vantaggio sarebbe comunque consistente (53%). Inoltre, anche lo spostamento modale da auto elettrica a bus diesel porterebbe a un vantaggio del 18% in termini di decarbonizzazione. Questo risultato mette in luce l'importanza delle politiche locali che dovrebbero andare nella direzione di un potenziamento delle zone ciclabili e del TPL, con il vantaggio massimo ottenibile dalla elettrificazione della flotta. L'utilizzo di bus elettrici per il trasporto di passeggeri in ambito urbano risulta sostenibile anche dal punto di vista del consumo di risorse.

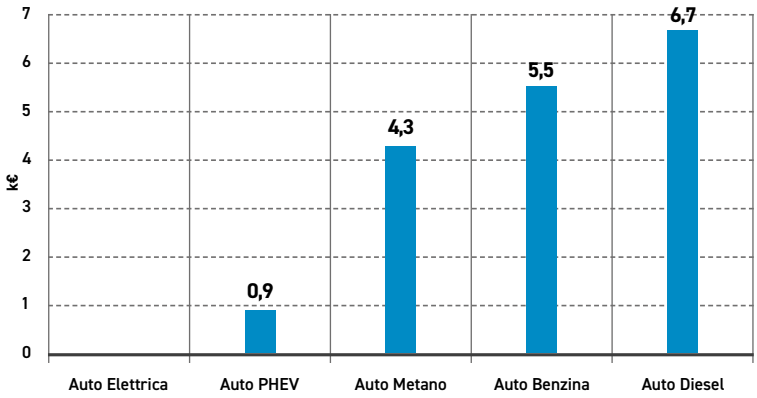
Per avere un'idea in termini economici di tali benefici, si può fare riferimento ad una stima riportata nel rapporto di Ricerca di Sistema n. 21010643 (LCA della mobilità urbana: dalle persone alle merci) [48] nel quale, nell'ipotesi che i mezzi si muovano sempre in città, vengono quantificati gli extra costi esterni. In alte parole gli impatti potenziali calcolati lungo il ciclo di vita dei veicoli vengono valutati in termini di costi monetari secondo la metodologia del percorso degli impatti [49] adattandola al contesto italiano e al settore dei trasporti [50] In Figura 4.16[5] si osserva ad esempio come l'utilizzo di un'auto elettrica invece di un'auto diesel comporti, lungo il suo ciclo di vita, un vantaggio di circa 7 k€[6].

5 *Nella analisi, sono stati quantificati i costi esterni da: cambiamenti climatici, macroinquinanti, microinquinanti, rumore, incidentalità e congestione.*

6 *Le stime qui presentate sono in fase di aggiornamento e saranno disponibili dalla primavera del 2025 in un rapporto di Ricerca di Sistema dal titolo "Dalla bici all'autobus, esternalità dei mezzi per la mobilità urbana: un'analisi basata sul ciclo di vita".*

FIGURA 4.16

Extra costi esterni complessivi (in k€) delle auto rispetto alla motorizzazione elettrica nell'intero ciclo di vita di un'auto. Ciclo di guida urbano. Per il calcolo, sono stati presi a riferimento i chilometri percorsi dall'auto elettrica lungo il suo ciclo di vita (230.000 km).



Relativamente alla consegna delle merci in ambito urbano, la soluzione migliore, ove possibile, è rappresentata da cargobike a pedalata assistista. Poiché tale soluzione appare percorribile per lo più nei centri storici delle città, occorrerà affiancare, nelle aree a minore densità urbana, le cargobike a furgoni elettrici.

Il grafico di Figura 4.17 mostra gli extra costi complessivi dei furgoni rispetto alla cargobike e mette in evidenza come il vantaggio che si otterrebbe con l'utilizzo della cargobike in sostituzione di un van diesel ammonterebbe a circa 13 k€, che corrisponde circa al suo prezzo di acquisto. Il vantaggio che si otterrebbe dalla sostituzione di un furgone diesel con un furgone elettrico è inferiore e ammonta a circa 7 k€ (Figura 4.18). Ciò indurrebbe a pensare che, nell'ambito della logistica urbana di ultimo miglio, possa essere efficace incentivare l'acquisto di una cargobike rispetto a quello di un furgone, poiché nel primo caso gli extra costi esterni sono tali da coprire i costi di investimento per l'acquisto del mezzo.

FIGURA 4.17

Extra costi esterni complessivi (in k€) dei furgoni rispetto alla cargobike a pedalata assistita. Ciclo di guida urbano. Per il calcolo, sono stati presi a riferimento i chilometri percorsi dalla cargobike lungo il suo ciclo di vita (33.620 km).

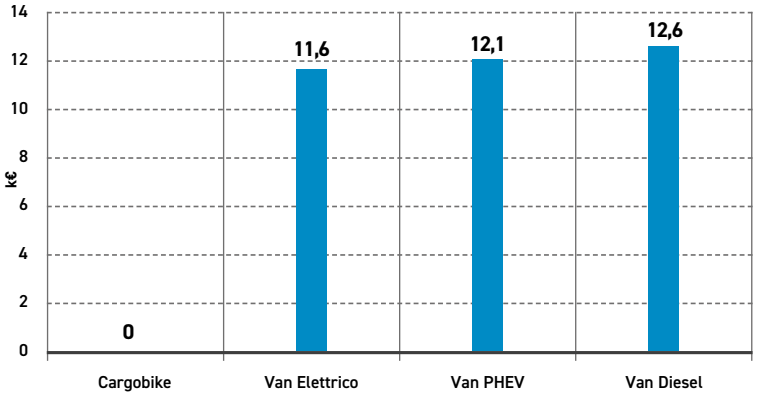
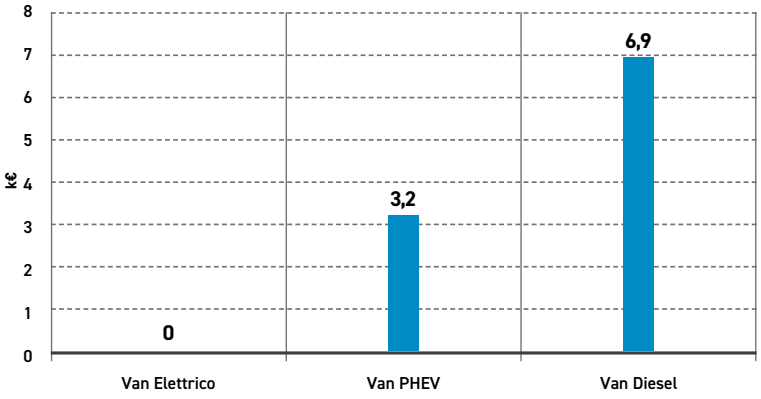


FIGURA 4.18

Extra costi esterni complessivi (in k€) dei furgoni a combustione interna rispetto al furgone elettrico. Ciclo di guida urbano. Per il calcolo, sono stati presi a riferimento i chilometri percorsi dai van lungo il loro ciclo di vita (240.000 km).



5 Life Cycle Assessment di sistemi di accumulo energetico nel contesto italiano

L'accumulo di energia svolge un ruolo fondamentale nel sistema elettrico, in quanto consente di gestire in modo più flessibile ed efficiente l'offerta e la domanda di energia. Questo ruolo diventerà sempre più rilevante al crescere della penetrazione di fonti di energia rinnovabile non programmabili, come l'eolico e il solare, che non sempre sono disponibili in corrispondenza della massima richiesta di energia. L'accumulo nel sistema elettrico può essere strategico nei seguenti ambiti:

- *Smoothing* della produzione di energia rinnovabile non programmabile: le fonti di energia rinnovabile come l'eolico e il solare possono essere intermittenti a causa delle variazioni orarie, stagionali o meteorologiche. L'accumulo consente di immagazzinare l'energia prodotta durante i periodi di sovrapproduzione e rilasciarla quando la produzione è scarsa, garantendo una fornitura più costante di energia.
- Gestione della domanda (*peak shaving*): l'accumulo consente di stoccare energia quando la domanda è bassa e rilasciarla quando la domanda è alta. Questo aiuta a bilanciare la rete elettrica, riducendo la necessità di picchi di produzione e riducendo il rischio di blackout durante periodi di elevata richiesta.
- Risposta alla frequenza e alla tensione: gli impianti di accumulo possono essere impiegati per fornire risposte rapide alle variazioni di frequenza e tensione nella rete elettrica, contribuendo così alla stabilità del sistema.
- Backup di emergenza: l'accumulo fornisce una risorsa di energia di emergenza in caso di interruzioni della rete o di situazioni di emergenza. Può essere utilizzato per garantire un'alimentazione continua in situazioni critiche.
- Riduzione dei costi di rete: l'accumulo può essere impiegato per ridurre la necessità di costruire nuove infrastrutture di rete elettrica, poiché consente di gestire la domanda in modo più efficiente e di evitare il sovradimensionamento delle centrali elettriche.
- Integrazione di veicoli elettrici: le batterie dei veicoli elettrici possono rappresentare delle risorse di accumulo distribuite, contribuendo a gestire la domanda e l'offerta di energia a livello locale.

L'accumulo di energia, sotto forma di batterie, sistemi di accumulo di energia termica o altre tecnologie, gioca quindi un ruolo cruciale nella transizione verso un sistema elettrico più sostenibile, flessibile e affidabile. In passato – e ancora adesso – le necessità di

accumulo nel sistema elettrico erano in gran parte gestite attraverso centrali idroelettriche a pompaggio. Tuttavia, gli scenari futuri prevedono una crescita importante dei sistemi di accumulo elettrochimico. Si pensi che Terna nel Piano di Sviluppo 2023 prevede che gli accumuli passeranno dagli attuali 8 GW, quasi totalmente idroelettrici a pompaggio, a 22 GW nel 2030 e che tale incremento sarà in gran parte coperto da accumuli elettrochimici.

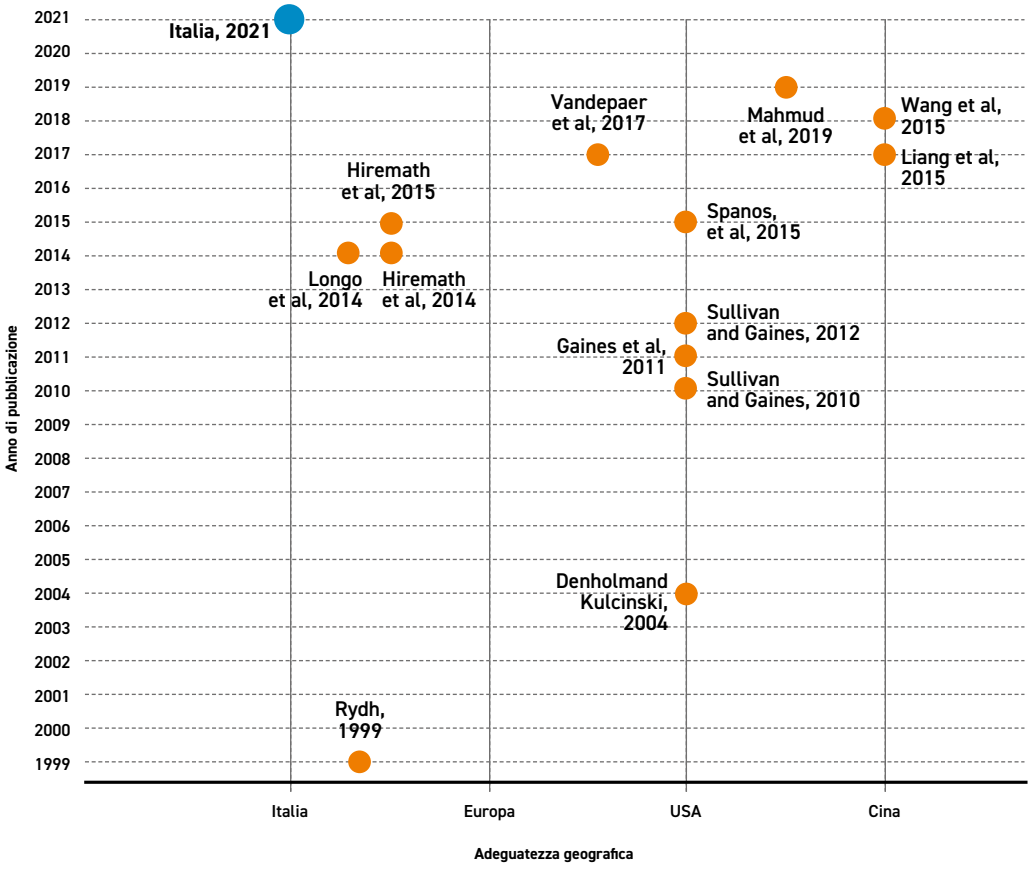
I sistemi di accumulo elettrochimico, quindi, rappresentano una delle soluzioni abilitanti per una transizione sostenibile del sistema elettrico italiano. Ma affinché questi contribuiscano efficacemente a tale transizione, risulta fondamentale valutarne la sostenibilità in senso lato, sia in termini ambientali sia economici. Questo sia per capire l'effettivo bilanciamento tra i benefici del sistema e gli impatti ambientali dovuti alla produzione, sia per informare i decisori e i *policy maker* sulle opportunità che i diversi percorsi di sviluppo tecnologico possono offrire in termini di impatti ambientali e di dipendenza da materie prime critiche. In quest'ottica, un approccio di ciclo di vita risulta essere quello più corretto da seguire per valutare gli impatti ambientali ed economici, utilizzando gli strumenti Life Cycle Assessment (LCA) e Life Cycle Costing (LCC).

5.1 ANALISI DI LETTERATURA DI STUDI LCA DI SISTEMI DI ACCUMULO STAZIONARIO

II sistemi di accumulo elettrochimici, anche sulla spinta delle esigenze per la mobilità, stanno conoscendo uno sviluppo molto rapido. In particolare, i sistemi che si sono affermati negli ultimi anni e che sembrano destinati a dominare il mercato nel breve medio periodo sono quelli basati sugli ioni di litio [51]. Parallelamente a tale crescita, si sta sviluppando una ricca letteratura di studi LCA che analizzano e confrontano diverse tecnologie. Tuttavia, considerando la rilevanza del consumo energetico nella valutazione del ciclo di vita delle batterie al litio [52], l'anno e il luogo di produzione, sia delle batterie sia delle celle, sono risultati di grande importanza nella valutazione delle prestazioni ambientali delle batterie.

FIGURA 5.1

Distribuzione geografica e temporale degli studi di valutazione del ciclo di vita (LCA) sulle batterie stazionarie, adattato da [53] e [54].



Nonostante nella letteratura scientifica siano disponibili numerosi studi LCA di batterie stazionarie, solo pochi si sono concentrati sui sistemi europei [53,55–57] e solo uno ha trattato la catena di produzione delle batterie italiane [53]. La Figura 5.1 mostra la distribuzione geografica e temporale degli studi LCA considerati nell'analisi di letteratura relativa alle batterie stazionarie [53,58]. L'adeguatezza geografica è definita in base alla fonte di dati (ad esempio, il mix di elettricità

utilizzato), mentre le linee tratteggiate indicano posizioni diverse. Due studi risalgono a prima del 2010 [59,60] e la maggior parte degli studi si riferisce a scenari dell'Estremo Oriente [61–63] o alla produzione negli Stati Uniti [64–67]. Molti studi utilizzano informazioni poco aggiornate e hanno considerato dati secondari. L'utilizzo di dati primari pubblicati in altri studi non è semplice e spesso non percorribile, in quanto è necessario utilizzare informazioni che non sono completamente disponibili poiché protette da accordi di riservatezza. Lavori più recenti, del 2022 [68,69] usano dati primari: [68] presenta un'analisi LCA di un sistema di accumulo domestico, considerando batterie litio-ferro-fosfato (lithium ferrophosphate – LFP), basata su dati primari, ottenuti tramite smontaggio di un sistema commerciale esistente e [69] considera dati primari per tre processi: (a) assemblaggio dei pacchi batteria, (b) trasporto del prodotto finito e (c) utilizzo del prodotto. Ciò che emerge dal grafico e dalla ricerca bibliografica è la necessità di attività di ricerca volte a quantificare gli impatti di una filiera di produzione delle batterie in ambito europeo e ancor di più Italiano.

5.2 IMPATTI AMBIENTALI DELLE BATTERIE AGLI IONI DI LITIO

Come accennato, l'accumulo di energia tramite batterie gioca un ruolo fondamentale nella transizione verso un sistema elettrico più sostenibile, efficiente ed economicamente vantaggioso. Tuttavia, è importante considerare anche gli aspetti legati alla produzione e allo smaltimento delle batterie per garantire un impatto ambientale complessivamente positivo.

RSE ha condotto uno studio LCA sulle batterie agli ioni di litio (lithium-ion battery – LIB), modellizzando tre tipologie di batterie: litio-ferro-fosfato (LFP) e nickel-manganese-cobalto NMC (NMC 532 e NMC 622). Lo studio considera dati primari[1] per la produzione di celle, informazioni condivise da un produttore italiano (FAAM-Lithops) di sistemi di accumulo stazionario [53].

1 *La norma ISO 14040 distingue i dati utilizzati in una analisi LCA in dati primari – ottenuti direttamente dal processo in esame attraverso misurazioni o monitoraggi – e dati secondari, ottenuti da database o letteratura. I dati primari sono da preferire per i processi di foreground, ossia quelli che riguardano direttamente la filiera in esame. Tuttavia, spesso questi non sono disponibili.*

In base a quanto riportato all'interno del documento [70], considerando quanto emerso dallo studio di letteratura [54], valutando tutte le principali questioni ambientali riferite al sistema in esame si sono considerate le seguenti categorie di impatto: Climate change, Acidification, Terrestrial eutrophication, Freshwater eutrophication, Marine eutrophication e Mineral, fossil & ren resource depletion.

Dallo studio LCA è emerso che, per tutte le tipologie di batterie analizzate, il fabbisogno energetico necessario alla produzione delle celle rappresenta uno dei principali contributi all'indicatore Climate Change (Figura 5.2 a pagina 64). Pertanto, aumentare l'efficienza energetica del processo di produzione e assemblaggio delle celle è fondamentale per ridurre le emissioni di CO_2eq in questa fase.

La presenza di un mix elettrico con un contributo importante di fonti rinnovabili può contribuire a diminuire ulteriormente l'impatto sul Climate Change. La scelta del mix elettrico utilizzato per le varie fasi del ciclo di vita delle batterie è in grado di influenzare di molto gli impatti complessivi. Ad esempio, in [3] si vede come, rispetto al mix elettrico italiano[2], il mix europeo genera degli impatti leggermente superiori, mentre il mix cinese comporta degli impatti assai maggiori.

2 *La produzione di 1 kWh di mix elettrico a media tensione presenta un impatto sul Climate Change di: 0.455 kg CO_2eq per l'Italia, 0.476 kg CO_2eq per l'Europa e 1.14 kg CO_2eq per la Cina [53].*

FIGURA 5.2

Risultati della valutazione di impatto per la cella (A) LFP, (B) NMC 532 e (C) NMC 622 suddivisi tra i principali processi e materiali necessari per la produzione della cella [53].

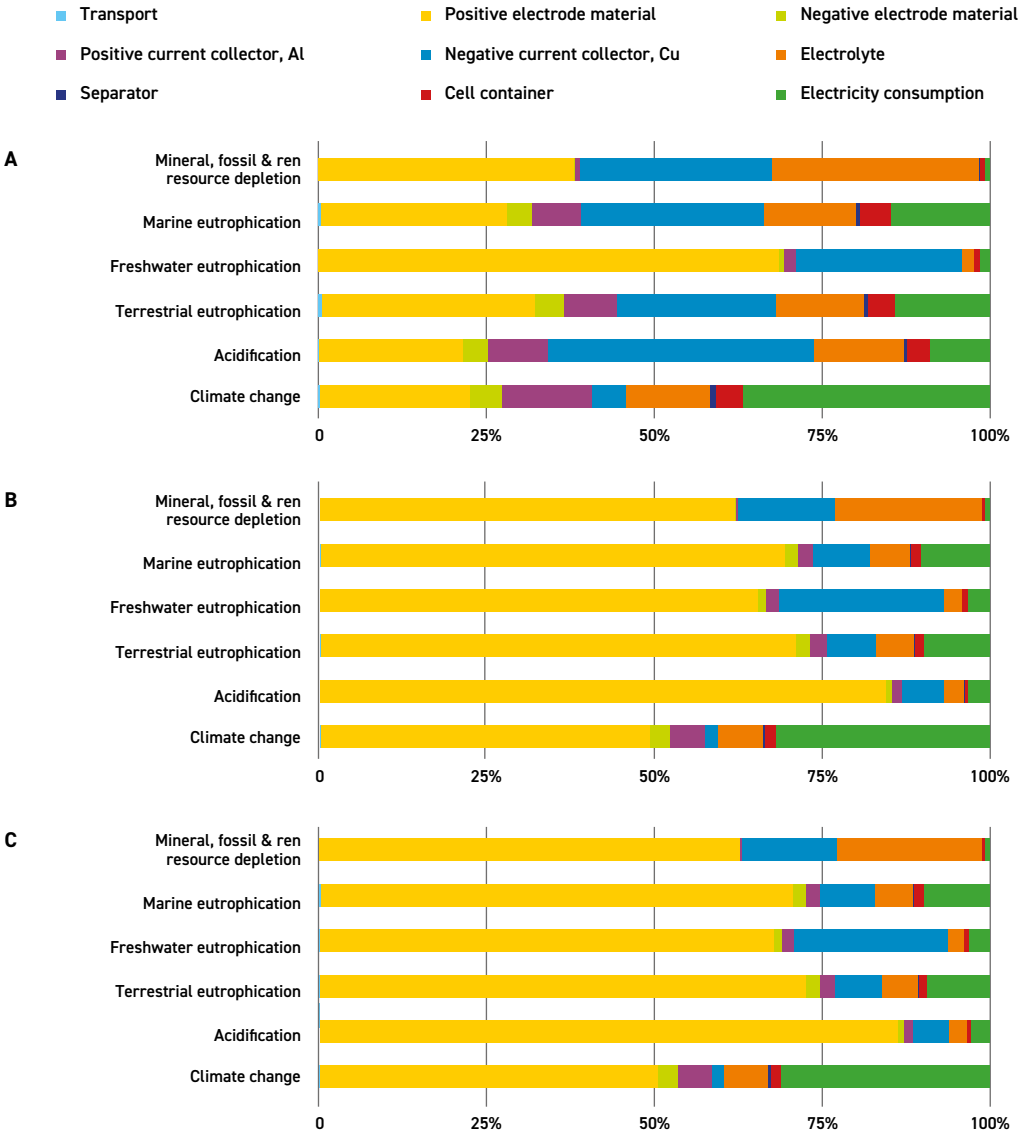
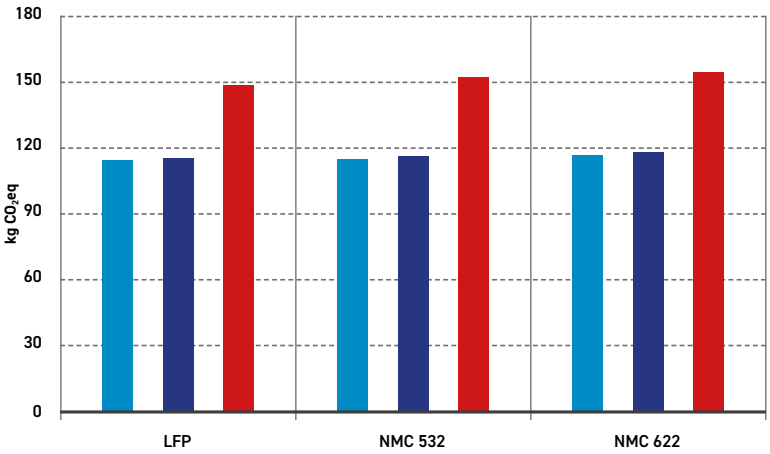


FIGURA 5.3

Risultati della valutazione di impatto per la categoria Climate Change (kg CO_2eq) per le batterie analizzate, considerando mix energetici differenti. Dati riferiti a 1 kWh di capacità della batteria. Adattato da [53].



Dal confronto con studi di letteratura [52,71] emerge un altro aspetto rilevante: oltre che per i minori consumi energetici e per l'utilizzo di un mix elettrico a minore intensità carbonica (mix italiano contro mix cinese), le celle FAAM presentano migliori prestazioni ambientali anche grazie all'utilizzo di *binder* (legante) e solventi *water-based* diversi rispetto a quanto riportato nei due studi di letteratura citati [52,71]. L'utilizzo di solventi *water-based*, invece che di solventi organici, richiede un minor consumo energetico in quanto si evita l'uso di *dry rooms* per l'evaporazione dei solventi. Le differenze nel design delle celle, quindi, possono portare a variazioni significative negli impatti ambientali [53]. In particolare, il *binder* utilizzato influenza di molto i risultati finali. Questo aspetto è valido non solo per i componenti delle celle ma anche per tutti gli altri componenti delle batterie: la fase di inventario e la scelta dei dati rappresentano aspetti rilevanti che possono influenzare fortemente i risultati finali.

5.3 SISTEMI DI ACCUMULO ALTERNATIVI: LE BATTERIE AGLI IONI DI SODIO E I RELATIVI IMPATTI AMBIENTALI ED ECONOMICI

Le batterie basate sugli ioni di litio hanno conosciuto un forte sviluppo grazie alla loro stabilità e alle caratteristiche di densità energetica. Tuttavia, la crescente domanda di questo tipo di batterie e l'alto contenuto di materiali critici al loro interno stanno suscitando non poche preoccupazioni in termini di dipendenza da alcune aree geografiche in cui si concentrano gran parte delle risorse necessarie per la produzione di questi dispositivi [72]. Tali risorse, di cui l'Unione Europea è carente e che ritiene critiche per il suo sviluppo [73], non si limitano al solo litio ma comprendono anche il cobalto, il rame, il manganese e la grafite [22].

In questo quadro è necessario trovare delle alternative alle batterie a ioni di litio, tra cui le batterie agli ioni di sodio (sodium-ion battery – SIB) possono rappresentare una valida alternativa.

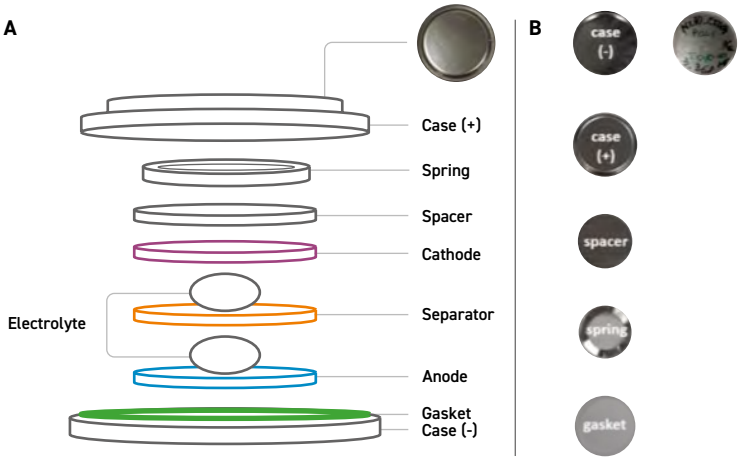
Nonostante i loro potenziali vantaggi, le SIB presentano anche delle criticità e la principale è una densità energetica inferiore rispetto alle LIB [75]. Questo aspetto comporta l'utilizzo di pacchi batteria più grandi e pesanti a parità di capacità di stoccaggio di energia. Inoltre, lo sviluppo di materiali elettrodici adatti con elevata capacità, lunga durata ciclica e buone prestazioni, applicati alle SIB, risulta essere tutt'oggi un'area di ricerca ancora aperta.

Nell'ambito delle attività finanziate dai fondi della Ricerca di Sistema, RSE ha condotto un'analisi ambientale ed economica sulle SIB, confrontando questi sistemi di accumulo con le corrispettive batterie LIB (Figura 5.4) [76].

La valutazione degli impatti ambientali è stata effettuata selezionando gli indicatori e i relativi modelli di caratterizzazione proposti dal metodo Environmental Footprint Impact Assessment Method (EF Method) [77,78]. In base all'obiettivo dello studio e coerentemente con la letteratura esistente, si sono selezionate le seguenti categorie: Climate Change; Ozone depletion; Human toxicity, cancer ; Human toxicity, non-cancer; Particulate matter; Ionising radiation, human health; Photochemical Ozone Formation; Acidification; Ecotoxicity, freshwater; Eutrophication, terrestrial; Eutrophication, freshwater; Eutrophication, marine; Land use; Water use; Resource use, fossils; Resource Use, Mineral and Metals and Cumulative Energy Demand (CED).

FIGURA 5.4

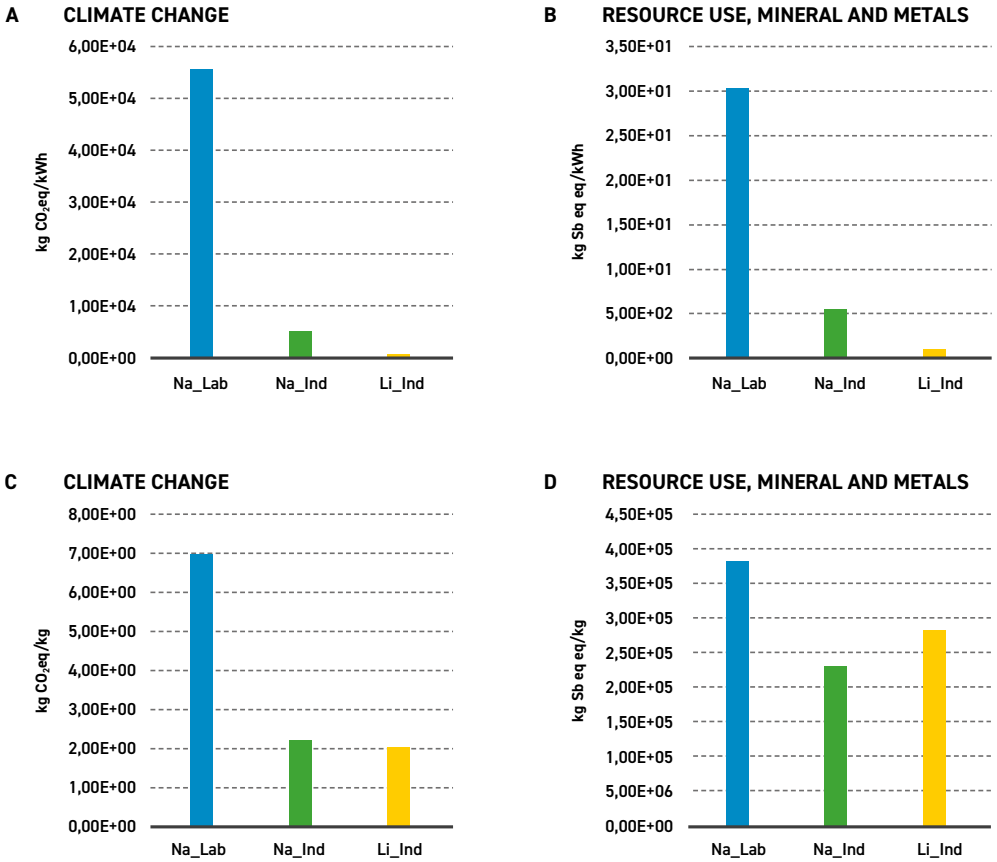
Batteria *coin* agli ioni di sodio: (A) rappresentazione schematica della batteria e (B) foto dei singoli componenti [76].



Dallo studio LCA realizzato emerge che le celle basate sugli ioni litio abbiano ancora migliori prestazioni in termini di impatti ambientali. Pur con processi produttivi simili e ipotizzando tempi di vita paragonabili, la densità energetica delle celle agli ioni sodio sembra, al momento, essere il fattore limitante. L'aumento della densità energetica delle celle delle SIB potrebbe rappresentare, quindi, il primo punto per migliorare le prestazioni ambientali, oltre che energetiche, di queste tecnologie (Figura 5.5).

FIGURA 5.5

Risultati della valutazione di impatto per le categorie di impatto Climate Change e Resource use, mineral and metals, espressi per kWh (A) e (B) e per kg di batteria (C) e (D). Adattato da [76].



Parallelamente si è sviluppata un'analisi di Life Cycle Costing (LCC) di tipo innovativo, secondo l'approccio metodologico sviluppato in RSE [79]. Tale metodo, denominato CLCC (Commodity Life Cycle Costing) tiene conto del costo delle principali *commodity* (materie prime ed energia) utilizzate dalla filiera, tralasciando i fattori di costo dipendenti dalla strategia economica o di mercato del singolo

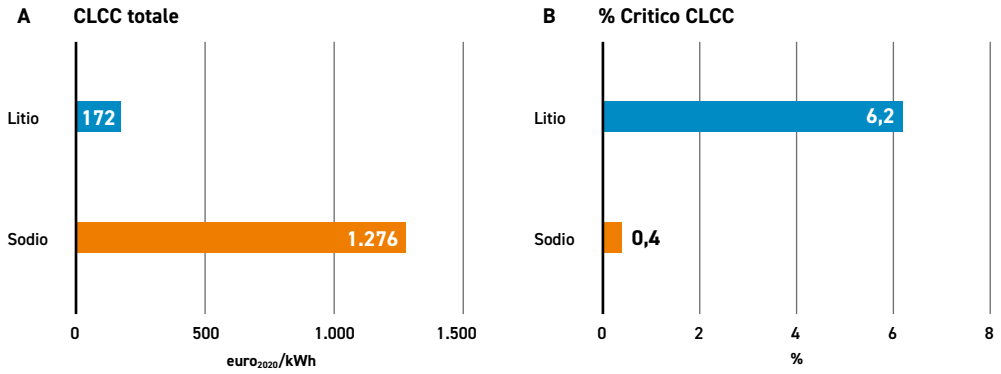
produttore. Pur essendo meno completa dal punto di vista dei costi considerati, rispetto ad una classica analisi di Life Cycle Costing, la metodologia corrisponde meglio all'esigenza di confrontare differenti opzioni tecnologiche e può essere misura del consumo di risorse delle diverse opzioni tecnologiche. È ormai evidente, come accennato nei precedenti capitoli, che l'altro lato della medaglia del processo di decarbonizzazione della generazione elettrica potrà essere l'aumento di consumi di risorse quali metalli, terre rare e alcuni minerali.

È stato calcolato l'indicatore CLCC per confrontare l'uso di risorse naturali da parte della batteria SIB e di una batteria LIB. Il confronto è stato effettuato nell'ipotesi che entrambe le batterie siano prodotte su scala industriale.

L'indicatore CLCC calcolato per la batteria SIB risulta sensibilmente superiore a quello della batteria LIB: 1276 euro/kWh contro 172 euro/kWh, a conferma di un maggior utilizzo di risorse naturali (Figura 5.6 A). Ciò che è più rilevante, tuttavia, è stato il calcolo dell'indicatore CLCC dei soli materiali critici; la sua applicazione mette in luce come già a questi livelli di densità energetica le celle basate sul sodio abbiano un consumo di materiali critici, per kWh di capacità, pari alla metà di quelle al litio. In termini relativi, i materiali critici contribuiscono per lo 0,4% al CLCC delle batterie al sodio, mentre nel caso delle batterie al litio (NMC) questi contribuiscono al 6,2% dell'indicatore CLCC (critico) (Figura 5.6 B). Le celle basate sul litio, quindi, pur facendo un minor uso complessivo di risorse naturali, utilizzano una quantità maggiore di materiali la cui offerta è concentrata in pochi Paesi, spesso contraddistinti da un rischio geopolitico elevato. Questo aspetto evidenzia come lo sviluppo di celle al sodio possa rispondere all'esigenza, da parte dei paesi dell'Unione Europea, di trovare alternative alla batteria agli ioni di litio nei prossimi anni, anche in virtù del ruolo fondamentale che i sistemi di accumulo avranno per il raggiungimento degli obiettivi comunitari di decarbonizzazione. I valori riportati nella presente monografia fanno riferimento a un contesto diverso sia per prezzi sia per numero di materie critiche rispetto ai valori correnti. Tali valori verranno aggiornati nelle prossime ricerche RdS.

FIGURA 5.6

Indicatore CLCC (valori totali, produzione su scala industriale) calcolato per le batterie agli ioni di litio e agli ioni di sodio (A) e indicatore CLCC dei materiali critici (percentuale sul CLCC complessivo delle celle) (B).



I risultati ottenuti mostrano l'importanza di condurre ulteriori ricerche di sviluppo tecnologico nel campo dei materiali per le batterie SIB. Tuttavia, è importante indagare sin da subito quali siano le opportunità e gli inconvenienti ambientali delle diverse opzioni e dei diversi percorsi di sviluppo sin dal principio del percorso di innovazione. In questa ottica, ad esempio, è stata effettuata da RSE una valutazione ambientale ed economica basata sul ciclo di vita per valutare gli impatti ambientali del processo di produzione di alcuni materiali catodici e anodici innovativi per batterie agli ioni di sodio [80]. Lo studio in particolare si è concentrato sul materiale attivo catodico $Na_{0.66}MnO_2$, considerando due percorsi di sintesi (sintesi sol-gel e sintesi allo stato solido) e il materiale anodico composto da stagno (Sn) e nanofibre di carbonio (Sn-Cn) attivo, legante (PVDF o CMC) e altri additivi, sulla base dei dati primari dei processi sviluppati nei laboratori di RSE [81]. I risultati ottenuti dalla valutazione ambientale permettono di fornire alcune indicazioni per il miglioramento dei processi in un'ottica di ecodesign, in particolare:

- il fabbisogno energetico necessario alla produzione dei materiali attivi (catodico e anodico) a scala di laboratorio genera un forte contributo su tutti gli indicatori esaminati: il consumo di energia

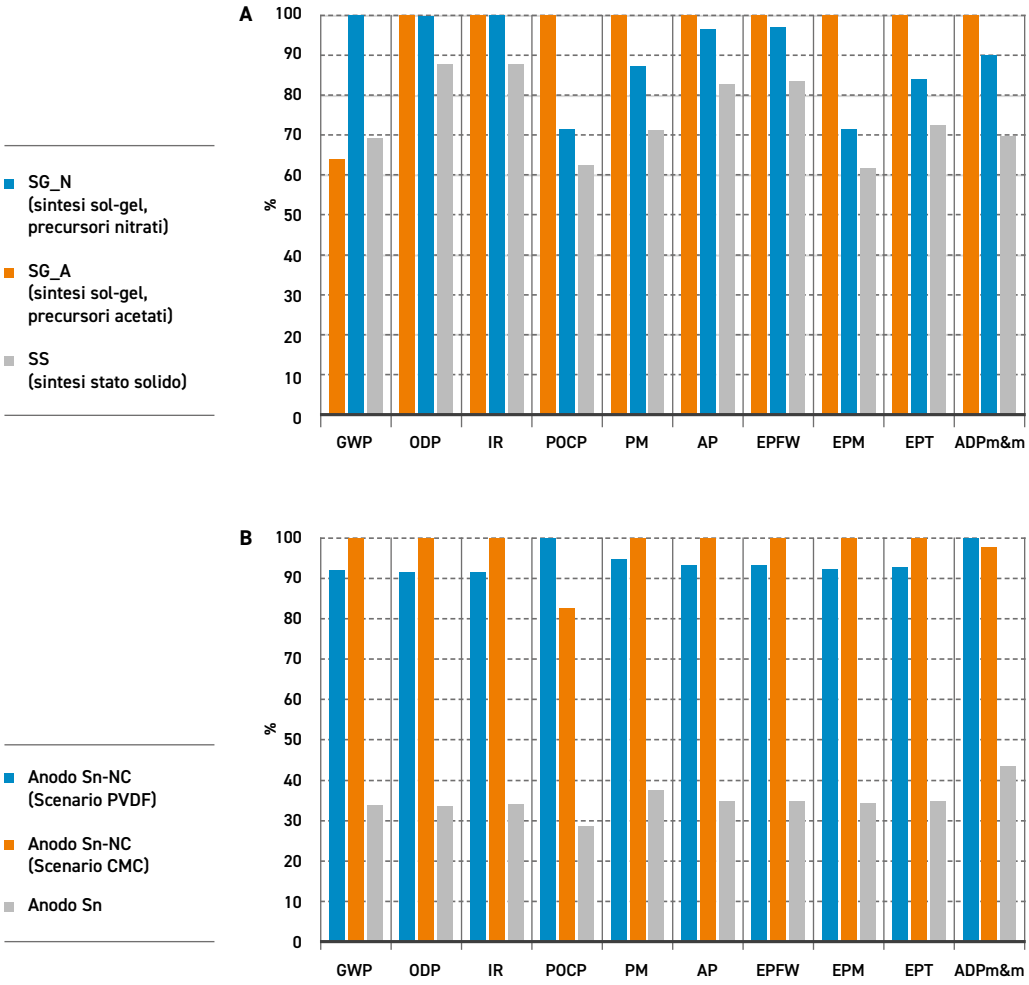
è un aspetto cui prestare la massima attenzione in un'ottica di eco-design alla scala industriale;

- con riferimento al materiale attivo catodico, nelle sintesi sol-gel, la catena di approvvigionamento dell'acido citrico ha una forte influenza in diverse categorie di impatto: la quantità utilizzata o il tipo di gelificante sono aspetti da considerare in un'ottica di eco-design alla scala industriale;
- con riferimento all'anodo, i risultati del confronto degli impatti ambientali associati alla tecnologia Sn-NC, considerando due leganti diversi (polivinilidenfluoruro sciolto in acetone – scenario PVDF; carbossimetilcellulosa sciolta in acqua – scenario CMC), indicano che l'anodo Sn-NC-PVDF è quello che presenta la migliore performance ambientale: in un'ottica di decarbonizzazione del sistema energetico, l'Anodo Sn-NC-PVDF potrebbe essere la tecnologia più promettente;
- con riferimento alla scelta del legante e del solvente, la combinazione CMC-acqua è responsabile di un impatto significativamente minore rispetto alla combinazione PVDF-acetone su tutte le categorie investigate. A parità di prestazione elettrochimica dell'anodo, la progettazione eco-orientata dovrebbe privilegiare l'uso di CMC e acqua;
- nello sviluppo degli anodi a base di stagno, un contributo significativo al miglioramento delle prestazioni ambientali potrebbe essere ottenuto da una scelta eco-orientata del solvente.

Infine, l'indicatore CLCC evidenzia che per entrambi i materiali (catodici e anodici), l'uso di materiali critici è molto basso per tutte le alternative considerate, sintomo che non costituiscono un fattore limitante per l'eventuale produzione su larga scala.

FIGURA 5.7

Confronto degli impatti ambientali: (A) per Wh di materiale attivo catodico e (B) associati ai processi di preparazione dei materiali anodici (unità funzionale: 1 Wh di capacità del materiale anodico) [82].



5.4 FINE VITA DELLE BATTERIE

Un aspetto che suscita molto interesse e preoccupazione, soprattutto presso l'opinione pubblica, riguarda il fine vita delle batterie. L'*end-of-life* (EoL) dei sistemi di accumulo può seguire percorsi diversi a seconda del livello di usura della batteria e della sua capacità residua, ossia la capacità di accumulare e rilasciare energia. Qualora sussistano condizioni di sicurezza per il riuso della batteria e la capacità residua sia significativa, si può ipotizzare una seconda vita (*second life)* ovvero il riutilizzo della batteria in contesti meno esigenti in termini di performance e densità energetica (ad esempio una batteria automotive può essere utilizzata nella sua seconda vita come batteria stazionaria). Un secondo percorso di fine vita riguarda invece il riuso di alcune celle. Infatti, è possibile che la funzionalità di una batteria sia compromessa a causa del malfunzionamento di una o più celle. Le celle di batterie giunte a fine vita che superano i test di durabilità, affidabilità e sicurezza possono essere riutilizzate tal quali. Infine, un ultimo percorso di fine vita, anche in successione ai precedenti, è il riciclo dei materiali presenti, in particolare nelle celle. In questo caso, le batterie giunte ormai al termine della fase d'uso possono essere sottoposte a due tipi di trattamento per lo smaltimento finale: processo pirometallurgico e idrometallurgico.

Ovviamente i processi di fine vita rientrano in una analisi di LCA e il fine vita delle batterie stazionarie dello studio RSE qui presentato [53] è stato realizzato a partire dalle informazioni contenute nello studio di [83], dove si realizza una LCA di batterie al litio focalizzando particolarmente l'attenzione sul fine vita e sul trattamento delle celle, identificando tre possibili processi: pirometallurgico, idrometallurgico e idrometallurgico avanzato.

Il processo pirometallurgico è generalmente utilizzato per estrarre i metalli dai rispettivi minerali, utilizzando temperature elevate nelle varie lavorazioni. Generalmente, il trattamento prevede queste fasi principali:

- Trattamento del minerale iniziale per formare composti differenti;
- Arricchimento o separazione del composto di interesse in alcune fasi;
- Riduzione a metallo;
- Raffinazione.

L'analisi dei flussi di materia ed energia (inventario secondo la ISO 14040) che caratterizza il processo pirometallurgico è basato sul trattamento di batterie al litio realizzato dall'azienda Batrec (Svizze-

ra). Le informazioni dettagliate di questo processo non sono divulgate per motivi di riservatezza; è noto però che il processo include una fase di frantumazione prima della neutralizzazione e dell'ulteriore lavorazione [84]. A differenza del processo idrometallurgico, questo processo non consente il recupero del litio che termina nelle scorie. Inoltre, alcuni componenti che potrebbero essere riciclati, come ad esempio l'elettrolita, sono smaltiti tramite combustione [85].

Il processo idrometallurgico, invece, è uno dei metodi utilizzati per estrarre metalli dai rispettivi minerali e nel caso di trattamento a fine vita di batterie si utilizza per lo più per il recupero del litio. I processi idrometallurgici in genere prevedono tre fasi principali:

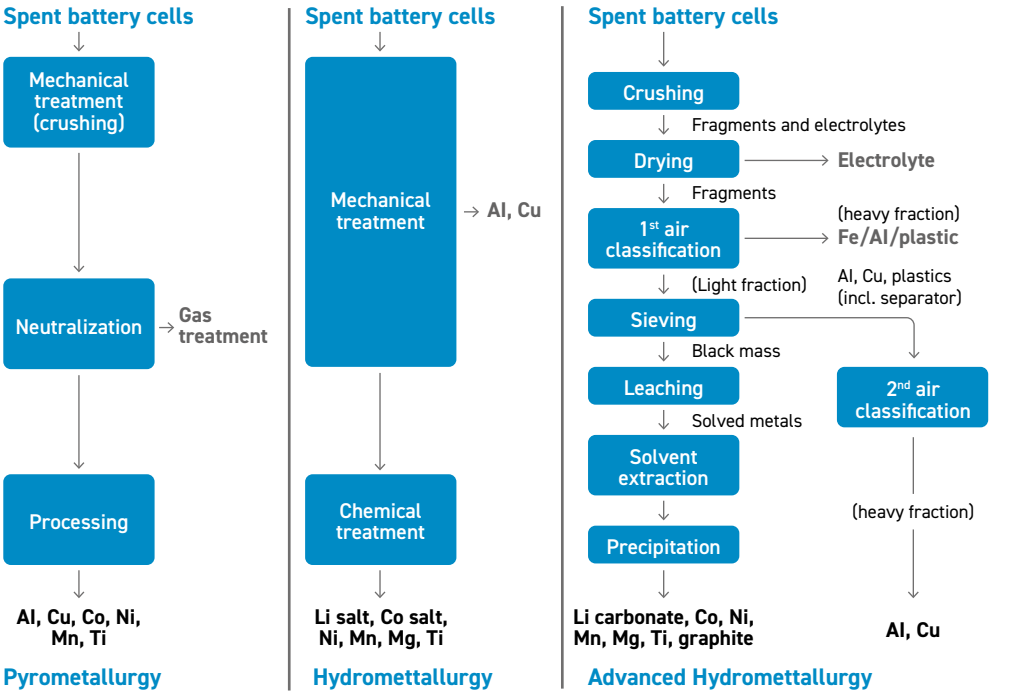
- Lisciviazione, per portare in soluzione il metallo o un suo composto.
- Concentrazione e purificazione della soluzione lisciviata.
- Recupero del metallo o di un suo composto.

I dati aggregati per il processo idrometallurgico derivano dal processo Valibat dell'azienda Recupyl (Grenoble, Francia), e rappresentano le loro attività di riciclo nell'anno 2004. In questo processo le batterie esauste sono prima triturate sotto gas inerte e successivamente trattate chimicamente. Gli output del processo sono i componenti metallici contenuti nel catodo (sali di litio e rispettivi altri metalli), così come le parti che costituiscono l'alloggiamento delle celle (alluminio, rame e plastica).

Per considerare possibili tecniche future, che potrebbero recuperare maggiori quantità di materiali durante i processi di fine vita, in [83] si modellizza anche un sistema idrometallurgico avanzato, ottenuto a partire da dati primari forniti da un'azienda che realizza questo tipo di trattamento. In aggiunta agli output del processo idrometallurgico corrente, il processo idrometallurgico avanzato della Duesenfeld GmbH (Germania) include anche il recupero dell'elettrolita e della grafite a livello di batteria. Questo processo è preceduto da un trattamento meccanico che consente di realizzare una frantumazione iniziale, una successiva classificazione ad aria e infine una setacciatura. Le emissioni gassose di questa fase sono captate tramite condensazione attraverso un filtro a carboni attivi. Il successivo trattamento idrometallurgico comprende lisciviazione, estrazione con solvente e precipitazione.

In Figura 5.8 sono riassunti gli schemi dei tre processi descritti, esplicitando tutti i prodotti recuperati.

FIGURA 5.8 **Schematizzazione dei processi di fine vita per le batterie stazionarie analizzate [83].**



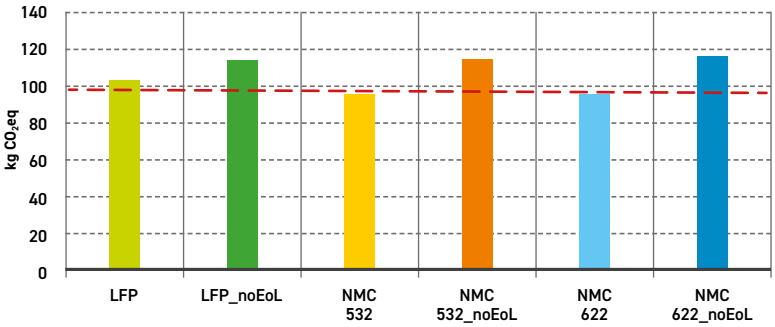
Il processo idrometallurgico avanzato risulta essere ancora poco diffuso e la bassa disponibilità di informazioni connesse a questo tipo di trattamento, a causa dei vincoli di riservatezza, non consente di modellizzarlo con precisione.

Inoltre, gli attuali processi industriali per il riciclo di batterie al litio considerano generalmente sia lavorazioni pirometallurgiche (ad alta temperatura) sia idrometallurgiche (di tipo chimico) per il recupero di metalli. Quindi, lo stato dell'arte attuale è rappresentato da un processo pirometallurgico e un processo idrometallurgico di base [84].

Lo studio RSE [53] ha mostrato che il recupero di materiali, attraverso processi pirometallurgici o idrometallurgici, avvicina molto le prestazioni delle celle NMC a quelle delle LFP, tanto che in questo caso la chimica migliore, per kWh di capacità, risulta la NMC 532 (Figura 5.9).

FIGURA 5.9

Risultati della valutazione di impatto per la categoria Climate Change (kg CO_2eq) per le batterie analizzate, considerando il mix elettrico italiano e con e senza fine vita (EoL). Dati riferiti a 1 kWh di capacità della batteria, adattato da [53].



5.5 CONCLUSIONI

I sistemi di accumulo stazionario risultano essere un asset strategico per favorire la decarbonizzazione del sistema energetico nazionale. Tuttavia, la loro produzione comporta l'uso di risorse scarse e necessita di molta energia. L'analisi ha mostrato che, allo stato attuale, il contributo di emissioni climalteranti lungo l'intero ciclo di vita dei sistemi di accumulo è intorno ai 100 g CO_2eq per kWh di capacità, ma tale quantitativo è riducibile grazie a sistemi di riciclo a fine vita dei materiali. Per altro, nel campo dei servizi di supporto alla rete, una recente analisi LCA di RSE ha messo in luce che già oggi il rapporto tra la CO_2 emessa per produrre le batterie e quella che queste consentono di evitare grazie a una maggiore integrazione di eolico e fotovoltaico nel sistema elettrico, ha un bilancio positivo. Ciò non di meno la sostenibilità del sistema energetico non passa solo attraverso una sua decarbonizzazione ma anche attraverso un'attenzione a tutte le matrici ambientali. Nello specifico, il problema emergente è quello del consumo di materie prime quali metalli e minerali e – tra questi – di quelli ritenuti critici per il sistema economico europeo. L'analisi LCA, anche in questo caso, ha permesso di evidenziare le opportunità derivanti dall'introduzione delle batterie basate sugli ioni di sodio ma anche i rischi legati ad una maggiore intensità carbonica del loro ciclo di vita a parità di capacità di stoccaggio dell'energia.

6 Note conclusive

I tre grandi temi affrontati in questa monografia (generazione, usi finali e accumulo) mostrano un risultato sempre migliore in termini di cambiamento climatico nell'evolvere del tempo del sistema elettrico (generazione futura *vs* generazione attuale), nello spostamento di alcuni settori verso l'elettrificazione (mobilità elettrica *vs* mobilità tradizionale) e nell'uso di tecnologie atte a migliorare la programmabilità della generazione (accumulo stazionario).

Caratteristica fondamentale di questi tre settori è la loro stretta interdipendenza, in cui le caratteristiche ambientali di uno influenzano quelle dell'altro: la mobilità elettrica risente dei benefici di un sistema di generazione a ridotte emissioni climalteranti, così come la produzione dell'accumulo stazionario. A sua volta, la generazione elettrica è influenzata dalla distribuzione della domanda, quindi da entità e caratteristiche degli usi finali, e dai servizi di flessibilità che questi ultimi e tecnologie di accumulo stazionario possono fornire. Il rapporto tra la CO_2 emessa per produrre le batterie e quella che queste consentono di evitare grazie a una maggiore integrazione di eolico e fotovoltaico nel sistema elettrico, ha un bilancio positivo.

I tre settori si intersecano virtuosamente e un'analisi sulle sinergie potrebbe portare a risultati in termini di riduzioni climalteranti magnificati analizzando il settore energetico nel suo complesso.

Ciò non di meno, la sostenibilità del sistema energetico non passa solo attraverso una sua decarbonizzazione ma anche attraverso un'attenzione a tutte le matrici ambientali. Nello specifico, il problema emergente è quello del consumo di risorse minerali e metalli e – tra questi – di quelli ritenuti critici per il sistema economico europeo.

Lista degli acronimi

Acronimo	Descrizione
A	Acidification
Al- BSF	Aluminum Back Surface Field
a-Si	Silicio amorfo
C	Impianti con sola produzione di energia elettrica a vapore a condensazione
CC	Climate Change
CC	Impianti con sola produzione di energia elettrica a ciclo combinato
CCC	Impianti con produzione combinata di energia elettrica e calore a ciclo combinato
CdTe	Tellururo di cadmio
CI	Impianti con sola produzione di energia elettrica a combustione interna
CIC	Impianti con produzione combinata di energia elettrica e calore: a combustione interna
CIL	Consumo Interno Lordo
CIS	Diseleniuro di rame e indio
CLCC	Commodity Life Cycle Costing
CMC	Carbossimetilcellulosa
CN	Cina
CNG	Compressed Natural Gas
COP	Conference of Parties
CPC	Impianti con produzione combinata di energia elettrica e calore a vapore a contropressione
CSC	Impianti con produzione combinata di energia elettrica e calore a vapore a condensazione con spillamento
EF	Environmental Footprint
EF 3.1	Environmental Footprint versione 3.1
EMAS	Eco-Management and Audit Scheme
EoL	End-of-Life
ETS	Emission Trading Scheme
EU	European Union
GHG	Green House Gases; gas climalteranti
GSE	Gestore dei Servizi Energetici
HJT	Hetero Junction Technology
HT-C	Human Toxicity, cancer
HT-NC	Human Toxicity, non cancer
IBC	Interdigitated Back Contact

Lista degli acronimi

ISFORT	Istituto Superiore di Formazione e Ricerca per i Trasporti
IT	Italia
ITRPV	International Technology Roadmap for Photovoltaic
LCA	Life Cycle Assessment
LCC	Life Cycle Costing
LFP	Litio-ferro-fosfato o lithium ferrophosphate
LIB	Lithium-ion battery
Mono-Si	Silicio monocristallino
NEEDS	New Energy Externalities Developments for Sustainability
NMC	Nickel-manganese-cobalto
PEMS	Portable Emissions Measurement System
PERC	Passivated Emitter and Rear Cell
PHEV	Plugin Hybrid Electric Vehicle
PM	Particulate Matter
PNIEC	Piano Nazionale Integrato Energia e Clima
POF	Photochemical ozone formation
Poli-Si	Silicio policristallino
RdS	Ricerca di Sistema
TG	Impianti con sola produzione di energia elettrica a turbine a gas
TGC	Impianti con produzione combinata di energia elettrica e calore a turbine a gas

Bibliografia

[1] GSE. Rapporto statistico fonti rinnovabili 2021. 2022.

[2] Enerdata. Share of electricity in total final energy consumption [Internet]. Disponibile su: https://yearbook.enerdata.net/electricity/share-electricity-final-consumption.html

[3] ISPRA. Le emissioni di gas serra in italia. Obiettivi di riduzione al 2030. 2024.

[4] Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica. Piano Nazionale Integrato per l'Energia e il Clima. 2023.

[5] Carvalho ML, Marmiroli B, Mela G, Molocchi A. LCA ed esternalità del kWh italiano: 2020 scenari futuri. Milano: Rapporto di Sistema, RSE, n. 22014008; 2022.

[6] Eurostat. Energy balances [Internet]. 2023 [citato 16 maggio 2023]. Disponibile su: https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/nrg_bal_c/default/table?lang=en

[7] GSE. Rapporto statistico fonti rinnovabili 2021. 2022.

[8] GSE. Rapporto Statistico Solare Fotovoltaico 2021. 2022.

[9] Terna. Dati statistici sull'energia elettrica in Italia 2021. 2022.

[10] SNAM. Report di sostenibilità 2019. 2020.

[11] Ministero della transizione ecologica. La situazione energetica nazionale nel 2021. 2022.

[12] GSE. Rapporto statistico 2018 - fonti rinnovabili. 2019.

[13] Carvalho ML, Marmiroli B, Mela G, Molocchi A. LCA ed esternalità del kWh italiano: 2020 scenari futuri. Milano: Rapporto di Sistema, RSE, n. 22014008; 2022.

[14] Ferrara C, Marmiroli B, Carvalho ML, Girardi P. Life Cycle Assessment of Photovoltaic electricity production in Italy: Current scenario and future developments. Science of The Total Environment. ottobre 2024;948:174846.

[15] Lanati F, Oddifreddi F, Tagliabue L. Analisi di scenario per l'aggiornamento del Piano Energetico Nazionale PNIEC 2.0. 2023.

[16] VDMA. International Technology Roadmap for Photovoltaics - 2021 Results. VDMA Photovoltaic Equipment; 2022.

[17] European Commission. New Energy Externalities Development for Sustainability | NEEDS Project | Fact Sheet | FP6 | CORDIS | European Commission. 2021.

[18] European Commission. Commission Recommendation (EU) 2021/2279 of 15 December 2021 on the use of the Environmental Footprint methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations [Internet]. OJ L dic 15, 2021. Disponibile su: http://data.europa.eu/eli/reco/2021/2279/oj/eng

[19] Fazio S, Biganzoli F, De LV, Zampori L, Sala S, Diaconu E. Supporting in-

formation to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment methods. JRC Publications Repository [Internet]. 4 gennaio 2019 [citato 11 marzo 2024]; Disponibile su: https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC114822

[20] Mela G, Carvalho ML, Temporelli A, Girardi P. The Commodity Life Cycle Costing Indicator. An Economic Measure of Natural Resource Use in the Life Cycle. Sustainability. gennaio 2021;13(9):4870.

[21] Marmiroli B, Carvalho ML, Mela G, Girardi P. Evoluzione del consumo di risorse nella generazione elettrica. In: 30 anni di Life Cycle Assessment: sviluppi metodologici e applicativi. Milano: Associazione Rete Italiana LCA; 2023.

[22] Carvalho ML, Marmiroli B, Girardi P. Life cycle assessment of Italian electricity production and comparison with the European context. Energy Reports. giugno 2022;8:561–8.

[23] Carvalho ML, Marmiroli B, Girardi P. Elementi per l'integrazione della LCA di scenari energetici con la modellistica energetica e la valutazione monetaria delle esternalità. Milano: Ricerca di Sistema, RSE, n. 21010395; 2021.

[24] Marmiroli B, Carvalho ML, Mela G, Girardi P. Evoluzione del consumo di risorse nella generazione elettrica. In: 30 anni di Life Cycle Assessment: sviluppi metodologici e applicativi. 2023.

[25] Mela G, Carvalho ML, Temporelli A, Girardi P. The Commodity Life Cycle Costing Indicator. An Economic Measure of Natural Resource Use in the Life Cycle. Sustainability. gennaio 2021;13(9):4870.

[26] Cusenza MA, Novi A, Daddi T, Girardi P, Iraldo F. A multidimensional and multi-criteria framework for measuring the circularity of energy generation systems at national level. Journal of Cleaner Production. aprile 2024;448:141578.

[27] European Environment Agency. Digitalisation in the mobility system: challenges and opportunities [Internet]. Luxembourg: European Environment Agency; 2022. (Transport and environment report). Report No.: EEA Report No 07/2022. Disponibile su: https://www.eea.europa.eu/publications/transport-and-environment-report-2022

[28] European Commission, Directorate-General for Mobility and Transport. EU transport in figures – Statistical pocketbook 2023 [Internet]. Publications Office of the European Union; 2023. Disponibile su: https://data.europa.eu/doi/10.2832/319371

[29] The European Green Deal - European Commission [Internet]. 2021 [citato 29 dicembre 2023]. Disponibile su: https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en

[30] Transport and the Green Deal - European Commission [Internet]. Di-

sponibile su: https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal/transport-and-green-deal_en

[31] Motus-E. Autobus elettrici nel trasporto pubblico. Un vademecum [Internet]. 2022. Disponibile su: https://www.motus-e.org/studi_e_ricerche/autobus-elettrici-nel-trasporto-pubblico-un-vademecum-2/

[32] Jakub S, Adrian L, Mieczysław B, Ewelina B, Katarzyna Z. Life cycle assessment study on the public transport bus fleet electrification in the context of sustainable urban development strategy. Science of The Total Environment. 10 giugno 2022;824:153872.

[33] ISFORT - Istituto Superiore di formazione e ricerca per i trasporti. 19° Rapporto sulla mobilità degli italiani. ISFORT - Istituto Superiore di formazione e ricerca per i trasporti; 2022.

[34] Zero-emission urban freight logistics and last-mile delivery - European Commission [Internet]. [citato 11 settembre 2024]. Disponibile su: https://transport.ec.europa.eu/transport-themes/urban-transport/zero-emission-urban-freight-logistics-and-last-mile-delivery_en

[35] Fazio S, Biganzoli F, De Laurentiis V, Zampori L, Sala S, Diaconu E. Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment methods [Internet]. European Union, Luxembourg, 2018; 2019 gen [citato 11 ottobre 2023]. Report No.: JRC114822. Disponibile su: https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC114822

[36] Commission Recommendation (EU) 2021/2279 of 15 December 2021 on the use of the Environmental Footprint methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations. OJ L dic 15, 2021.

[37] ISFORT - Istituto Superiore di formazione e ricerca per i trasporti. 20° Rapporto sulla mobilità degli italiani. ISFORT - Istituto Superiore di formazione e ricerca per i trasporti; 2023.

[38] ISO 14040. ISO. 2006 [citato 13 marzo 2024]. ISO 14040:2006. Disponibile su: https://www.iso.org/standard/37456.html

[39] Directorate-General for Climate Action (European Commission), Ricardo Energy & Environment, Hill N, Amaral S, Morgan-Price S, Nokes T, et al. Determining the environmental impacts of conventional and alternatively fuelled vehicles through LCA: final report. LU: Publications Office of the European Union; 2020.

[40] Nordelöf A, Romare M, Tivander J. Life cycle assessment of city buses powered by electricity, hydrogenated vegetable oil or diesel. Transportation Research Part D: Transport and Environment. 1 ottobre 2019;75:211–22.

[41] Wernet G, Bauer C, Steubing B, Reinhard J, Moreno-Ruiz E, Weidema B.

The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. Int J Life Cycle Assess. 1 settembre 2016;21(9):1218–30.

[42] Luu LQ, Riva Sanseverino E, Cellura M, Nguyen HN, Tran HP, Nguyen HA. Life Cycle Energy Consumption and Air Emissions Comparison of Alternative and Conventional Bus Fleets in Vietnam. Energies. gennaio 2022;15(19):7059.

[43] PBL. PBL Netherlands Environmental Assessment Agency. 2014 [citato 15 dicembre 2023]. Share of raw material costs in total production costs. Disponibile su: https://www.pbl.nl/en/publications/share-of-raw-material-costs-in-total-production-costs

[44] Temporelli A, Brambilla PC, Brivio E, Girardi P. Last Mile Logistics Life Cycle Assessment: A Comparative Analysis from Diesel Van to E-Cargo Bike. Energies. gennaio 2022;15(20):7817.

[45] Marmiroli B, Venditti M, Dotelli G, Spessa E. The transport of goods in the urban environment: A comparative life cycle assessment of electric, compressed natural gas and diesel light-duty vehicles. Applied Energy. febbraio 2020;260:114236.

[46] Sharing Cities [Internet]. [citato 20 settembre 2024]. Sharing Cities. Disponibile su: https://sharingcities.eu/

[47] ISFORT - Istituto Superiore di formazione e ricerca per i trasporti. 20° Rapporto sulla mobilità degli italiani. ISFORT - Istituto Superiore di formazione e ricerca per i trasporti; 2023.

[48] Brambilla PC, Brivio E, Marmiroli B, Mela G, Molocchi A, Temporelli A. LCA della mobilità urbana dalle persone alle merci. Milano: Ricerca di Sistema, RSE, n. 21010643; 2021.

[49] Bickel P, Friedrich R, Droste-Franke B, Bachmann T, Greßmann A, Rabl A, et al. ExternE Externalities of Energy Methodology 2005 Update. 2005.

[50] Girardi P, Brambilla C, Mela G. Life Cycle Air Emissions External Costs Assessment for Comparing Electric and Traditional Passenger Cars. Integrated Environmental Assessment and Management. 2020;16(1):140–50.

[51] Bajolle H, Lagadic M, Louvet N. The future of lithium-ion batteries: Exploring expert conceptions, market trends, and price scenarios. Energy Research & Social Science. 1 novembre 2022;93:102850.

[52] Ellingsen LA, Majeau-Bettez G, Singh B, Srivastava AK, Valøen LO, Strømman AH. Life Cycle Assessment of a Lithium-Ion Battery Vehicle Pack. Journal of Industrial Ecology. febbraio 2014;18(1):113–24.

[53] Carvalho ML, Temporelli A, Girardi P. Life Cycle Assessment of Stationary Storage Systems within the Italian Electric Network. Energies. 7 aprile 2021;14(8):2047.

[54] Temporelli A, Mela G. Analisi di letteratura e aspetti metodologici per la LCA ed LCC delle batterie stazionarie. Milano: RSE SpA; 2019 dic. Report No.: 19012875.

[55] Hiremath M. Comparative Life Cycle Assessment of Stationary Battery Storage Technologies for Balancing Fluctuations of Renewable Energy Sources [Internet] [Master Thesis]. 2014. Disponibile su: https://uol.de/f/2/projekte/cascadeuse/PDFs/Master_Thesis_LCA_of_Batteries.pdf

[56] Hiremath M, Derendorf K, Vogt T. Comparative Life Cycle Assessment of Battery Storage Systems for Stationary Applications. Environmental Science & Technology. 21 aprile 2015;49(8):4825–33.

[57] Longo S, Antonucci V, Cellura M, Ferraro M. Life cycle assessment of storage systems: the case study of a sodium/nickel chloride battery. Journal of Cleaner Production. dicembre 2014;85:337–46.

[58] Temporelli A, Carvalho ML, Girardi P. Life Cycle Assessment of Electric Vehicle Batteries: An Overview of Recent Literature. Energies. 4 giugno 2020;13(11):2864.

[59] Denholm P, Kulcinski GL. Life cycle energy requirements and greenhouse gas emissions from large scale energy storage systems. Energy Conversion and Management. agosto 2004;45(13–14):2153–72.

[60] Rydh CJ. Environmental assessment of vanadium redox and lead-acid batteries for stationary energy storage. Journal of Power Sources. luglio 1999;80(1–2):21–9.

[61] Liang Y, Su J, Xi B, Yu Y, Ji D, Sun Y, et al. Life cycle assessment of lithium-ion batteries for greenhouse gas emissions. Resources, Conservation and Recycling. febbraio 2017;117:285–93.

[62] Wang Q, Liu W, Yuan X, Tang H, Tang Y, Wang M, et al. Environmental impact analysis and process optimization of batteries based on life cycle assessment. Journal of Cleaner Production. febbraio 2018;174:1262–73.

[63] Mahmud M, Huda N, Farjana S, Lang C. Comparative Life Cycle Environmental Impact Analysis of Lithium-Ion (LiIo) and Nickel-Metal Hydride (NiMH) Batteries. Batteries. 18 febbraio 2019;5(1):22.

[64] Sullivan JL, Gaines L. Status of life cycle inventories for batteries. Energy Conversion and Management. giugno 2012;58:134–48.

[65] Sullivan JL, Gaines L. A Review of Battery Life-Cycle Analysis: State of Knowledge and Critical Needs [Internet]. Center for Transportation Research Energy Systems Division, Argonne National Laboratory; 2010. Report No.: ANL/ESD/10-7. Disponibile su: https://publications.anl.gov/anlpubs/2010/11/68455.pdf

[66] Spanos C, Turney DE, Fthenakis V. Life-cycle analysis of flow-assisted nickel zinc-, manganese dioxide-, and valve-regulated lead-acid batteri-

es designed for demand-charge reduction. Renewable and Sustainable Energy Reviews. marzo 2015;43:478–94.

[67] Vandepaer L, Cloutier J, Amor B. Environmental impacts of Lithium Metal Polymer and Lithium-ion stationary batteries. Renewable and Sustainable Energy Reviews. ottobre 2017;78:46–60.

[68] Jasper FB, Späthe J, Baumann M, Peters JF, Ruhland J, Weil M. Life cycle assessment (LCA) of a battery home storage system based on primary data. Journal of Cleaner Production. settembre 2022;366:132899.

[69] Yudhistira R, Khatiwada D, Sanchez F. A comparative life cycle assessment of lithium-ion and lead-acid batteries for grid energy storage. Journal of Cleaner Production. luglio 2022;358:131999.

[70] European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, curatore. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. Publications Office of the European Union - EUR 24708 EN; 2010.

[71] Majeau-Bettez G, Hawkins TR, Strømman AH. Life Cycle Environmental Assessment of Lithium-Ion and Nickel Metal Hydride Batteries for Plug-In Hybrid and Battery Electric Vehicles. Environmental Science & Technology. 15 maggio 2011;45(10):4548–54.

[72] Maisel F, Neef C, Marscheider-Weidemann F, Nissen NF. A forecast on future raw material demand and recycling potential of lithium-ion batteries in electric vehicles. Resources, Conservation and Recycling. 1 maggio 2023;192:106920.

[73] Critical raw materials [Internet]. [citato 20 dicembre 2022]. Disponibile su: https://single-market-economy.ec.europa.eu/sectors/raw-materials/areas-specific-interest/critical-raw-materials_en

[74] IEA [Internet]. [citato 30 settembre 2024]. Critical Minerals Data Explorer – Data Tools. Disponibile su: https://www.iea.org/data-and-statistics/data-tools/critical-minerals-data-explorer

[75] Lyu Y, Liu Y, Yu ZE, Su N, Liu Y, Li W, et al. Recent advances in high energy-density cathode materials for sodium-ion batteries. Sustainable Materials and Technologies. 1 settembre 2019;21:e00098.

[76] Carvalho ML, Mela G, Temporelli A, Brivio E, Girardi P. Sodium-Ion Batteries with Ti1Al1TiC1.85 MXene as Negative Electrode: Life Cycle Assessment and Life Critical Resource Use Analysis. Sustainability. 14 maggio 2022;14(10):5976.

[77] Fazio S, Biganzioli F, De Laurentiis V, Zampori L, Sala S, Diaconu E. Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment methods [Internet]. 2018. (Ispra, ISBN 978-92-79-98584-3, doi:10.2760/002447, PUBSY No. JRC114822). Report

No.: Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment methods, version 2, from ILCD to EF 3.0. Disponibile su: https://eplca.jrc.ec.europa.eu/permalink/TR_SupportingCF_FINAL.pdf

[78] Zampori L, Pant R. Suggestions for updating the Product Environmental Footprint (PEF). JRC Technical Reports; 2019.

[79] Mela G, Carvalho ML, Temporelli A, Girardi P. The Commodity Life Cycle Costing Indicator. An Economic Measure of Natural Resource Use in the Life Cycle. Sustainability. 26 aprile 2021;13(9):4870.

[80] Carvalho ML, Cusenza MA, Mela G, Temporelli A, Quinzeni I, Girardi P. LCA and C-LCC Indicator as Tools for Sodium-Ion Batteries' Eco-Design. Energies. 27 agosto 2023;16(17):6220.

[81] Quinzeni I. Sviluppo di materiali catodici di III generazione ed elettroliti per batterie a ioni sodio. Milano: RSE SpA; 2021. Report No.: 21011865.

[82] Carvalho ML, Cusenza MA, Mela G, Temporelli A. LCA a supporto dello sviluppo di batterie al sodio. Milano: RSE SpA; Report No.: 23001956.

[83] Mohr M, Peters JF, Baumann M, Weil M. Toward a cell-chemistry specific life cycle assessment of lithium-ion battery recycling processes. Journal of Industrial Ecology. dicembre 2020;24(6):1310–22.

[84] Fisher K, Wallén E, Laenen PP, Collins M. Battery Waste Management Life Cycle Assessment. UK: UK Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra); 2006.

[85] Kwade A, Diekmann J, curatori. Recycling of Lithium-Ion Batteries [Internet]. Cham: Springer International Publishing; 2018 [citato 7 marzo 2024]. (Sustainable Production, Life Cycle Engineering and Management). Disponibile su: http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-70572-9

RSE S.p.A. - Ricerca sul Sistema Energetico - sviluppa attività di ricerca nel settore elettro-energetico, con particolare riferimento ai progetti strategici nazionali, di interesse pubblico generale, finanziati con il Fondo per la Ricerca di Sistema. Fa parte del Gruppo GSE S.p.A., interamente a capitale pubblico.

RSE implementa attività congiunte con il sistema della pubblica amministrazione centrale e locale, con il sistema produttivo, nella sua più ampia articolazione, con le associazioni e le organizzazioni delle imprese e dei consumatori.

RSE realizza attività di ricerca e sviluppo per l´intera filiera elettro-energetica in un'ottica essenzialmente applicativa e sperimentale, assicurando la prosecuzione coerente delle attività di ricerca in corso e lo sviluppo di nuove iniziative, sia per scelte interne sia in risposta a sollecitazioni esterne.

RSE favorisce lo sviluppo delle professionalità di domani, promuovendo tutte le occasioni di supporto allo svolgimento di attività di formazione e divulgazione legate ai temi di ricerca svolti.

RSE dispone di un capitale umano che rappresenta un patrimonio unico di competenze ed esperienze, la cui difesa e sostegno rappresenta una condizione necessaria per consentire lo sviluppo di politiche di innovazione in un settore di enorme rilevanza per il Sistema Paese come quello energetico.

ISBN 978-88-943145-8-8

9 788894 314588