

Quali sono gli impatti ambientali dei veicoli elettrici? Parte seconda - Fattori determinanti e suggerimenti per le politiche dei trasporti

Romeo Danielis¹ *

¹ DEAMS e Centro Giacomo Ciamician, Università degli Studi di Trieste

In questo articolo discutiamo l'impatto dei principali fattori che influiscono sull'impatto ambientale dei veicoli elettrici. Specificatamente, ci soffermiamo su: il mix elettrico del paese in cui sono costruiti e utilizzati i veicoli, la composizione chimica delle batterie, il riuso e riciclo delle batterie, la dimensione delle batterie installate sui veicoli, la dimensione dei veicoli e la vita utile delle batterie. Infine, esaminiamo il tema di quali politiche dei trasporti potrebbero stimolare i costruttori e gli utilizzatori di veicoli elettrici verso configurazioni degli stessi che comportino il minimo impatto ambientale possibile. A nostro avviso, sarebbe necessario definire un sistema degli incentivi non applicati in maniera uniforme, ma selettiva:

- incentivando l'acquisto di prodotti in paesi che fanno uso di un mix elettrico rinnovabile;
- premiando quei veicoli che installano le batterie a minore impatto ambientale;
- promuovendo il riuso e riciclo delle batterie;
- differenziando gli incentivi per dimensione delle batterie e dei veicoli;
- premiando quei veicoli che sfruttano al massimo la vita utile della batteria, anche quando pongono naturali limitazioni di percorrenza.

Alcune possibili applicazioni di questi suggerimenti sono i seguenti:

- le imposte di registrazione - invece di essere basate prevalentemente sulla cilindrata del motore - potrebbero maggiormente tener conto delle caratteristiche dei veicoli ritenute desiderabili (batterie piccole e leggere, peso del veicolo ridotto, ed emissioni LCA contenute);
 - i sussidi all'acquisto potrebbero essere differenziati per tipo\dimensione delle batterie.
 - sempre i sussidi all'acquisto potrebbero essere applicati sia ai veicoli nuovi che a quelli usati, incentivando così il maggiore sfruttamento possibile delle batterie;
 - le esenzioni da imposte di circolazione potrebbero essere commisurate alle dimensioni delle batterie\veicoli e all'anzianità del veicolo elettrico (per incentivare la vita utile);
- l'accesso privilegiato ai parcheggi o alle ZTL potrebbero essere improntati agli stessi principi.

Parole Chiave: automobili elettriche, analisi del ciclo di vita, emissioni di CO₂, politiche dei trasporti.

* Corresponding author: romeo.danielis@deams.units.it

1 Introduzione

In questa seconda parte dell'articolo – sulla base delle conclusioni risultanti dall'analisi della letteratura esposta nella prima parte – analizziamo in dettaglio i principali fattori che determinano l'impatto ambientale dei veicoli elettrici. Alla luce di questa disamina, proponiamo alcuni suggerimenti per politiche dei trasporti in grado di progredire verso una efficace decarbonizzazione dei trasporti.

2 Fattori che influiscono sull'impatto ambientale dei veicoli elettrici

Di seguito, esaminiamo in dettaglio il ruolo giocato da alcuni di questi fattori, cercando di evidenziare come le politiche pubbliche potrebbero influire l'andamento. Li suddivideremo in tre grandi gruppi: energia elettrica, batterie, veicoli.

2.1 L'energia elettrica

È largamente condivisa la convinzione che l'impatto ambientale dei veicoli elettrici dipenda in modo importante dal mix elettrico. Una prima conferma e quantificazione viene da Shafique & Luo (2022) che stimano il GWP in alcuni paesi nel 2019, nel 2025 e nel 2030. Inizialmente gli autori si concentrano sulla fase di produzione, confrontando il GWP (ed altri indicatori di impatto). Si può osservare (Figura 1) come un veicolo elettrico prodotto in Cina abbia un impatto maggiore di uno prodotto in Germania o negli USA, dovuto alla produzione della batteria utilizzando il mix elettrico nazionale, che ha un'intensità carbonica più elevata in Cina rispetto agli altri paesi. La differenza tra il paese più virtuoso e quello meno virtuoso è dell'ordine del 20-25%. Il limite principale di questa analisi è di non distinguere tra costruttori, dato che possono esistere differenze consistenti in relazione alle caratteristiche delle *supply chain*. Notizie giornalistiche suggeriscono che alcuni costruttori siano particolarmente attenti a cercare di "decarbonizzare" costantemente la propria produzione e supply chain utilizzando energia elettrica prodotta esclusivamente da fonti rinnovabili.

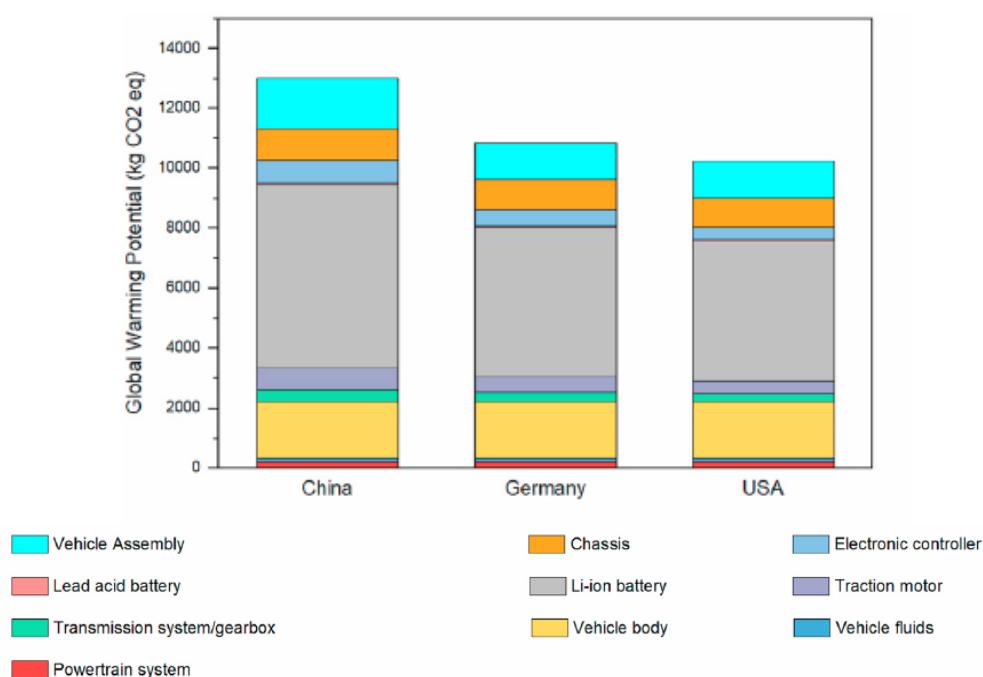


Figura 1 – L'impatto del mix elettrico sulle fasi di produzione dei veicoli elettrici, tratto da Shafique & Luo (2022)

Come era logico attendersi, anche relativamente alla fase d'uso dei veicoli emergono grosse differenze tra i paesi (Figura 2). Nuovamente, i paesi con un mix elettrico a minor intensità carbonica primeggiano. Le differenze sono enormi: il GWP di un'auto usata in Svezia è pari a circa un decimo di un'auto elettrica usata in Cina.

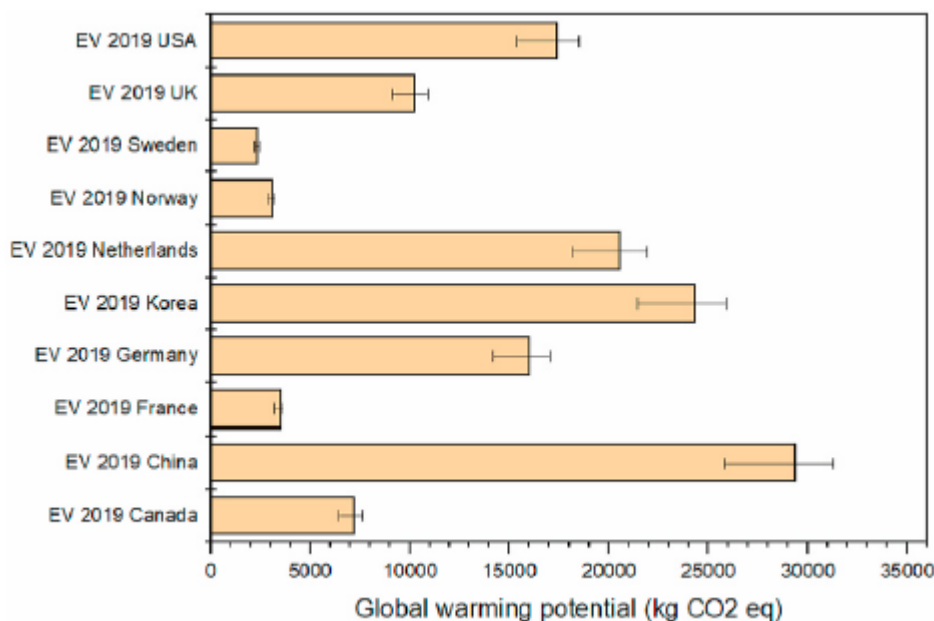


Figura 2 – L’impatto del mix elettrico sulle fasi di uso dei veicoli elettrici, tratto da Shafique & Luo (2022)

Complessivamente, quindi, sommando la fase di produzione e quella d'uso, emergono enormi differenze tra paesi, in gran parte dovute all'intensità carbonica del mix elettrico. Nel 2019 un veicolo elettrico prodotto e utilizzato in Svezia, Norvegia o in Francia ha un GWP molto minore dello stesso veicolo prodotto e utilizzato in Cina, Corea, Olanda o Stati Uniti (Figura 3). Dato che gli autori ipotizzano una percorrenza di 150 mila km durante la vita utile dei veicoli, un veicolo elettrico prodotto e utilizzato in Svezia causerebbe circa 80 g CO2eq/km mentre lo stesso veicolo prodotto e utilizzato in Cina circa 280 g CO2eq/km.

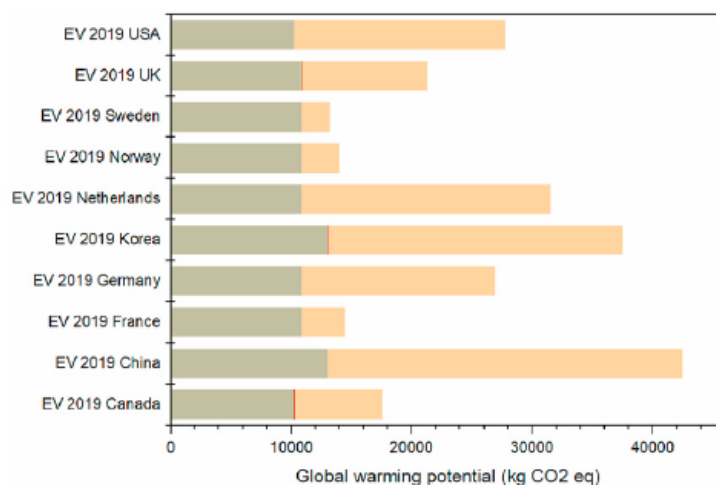


Figura 3 – L’impatto del mix elettrico sulle fasi di produzione ed uso dei veicoli elettrici, tratto da Shafique & Luo (2022)

Il quadro finora offerto è relativo al 2019. Nel 2025 e nel 2030 (Figura 4), si osserva che negli scenari ipotizzati da (Shafique & Luo, 2022) la differenza tra i paesi si riduce. Permane, comunque, nelle loro stime una differenza importante tra, ad esempio, la Svezia e la Cina, di un fattore di 2 volte.

Si noti che nel loro studio Shafique & Luo (2022) usano il mix elettrico puntuale, vale a dire misurato o stimato nel 2019, 2030 o 2050, e non il *lifetime-weighted carbon intensity* del mix elettrico per veicoli che iniziano ad operare in anni specifici usato da Bieker (2021) e Sacchi et al. (2022).

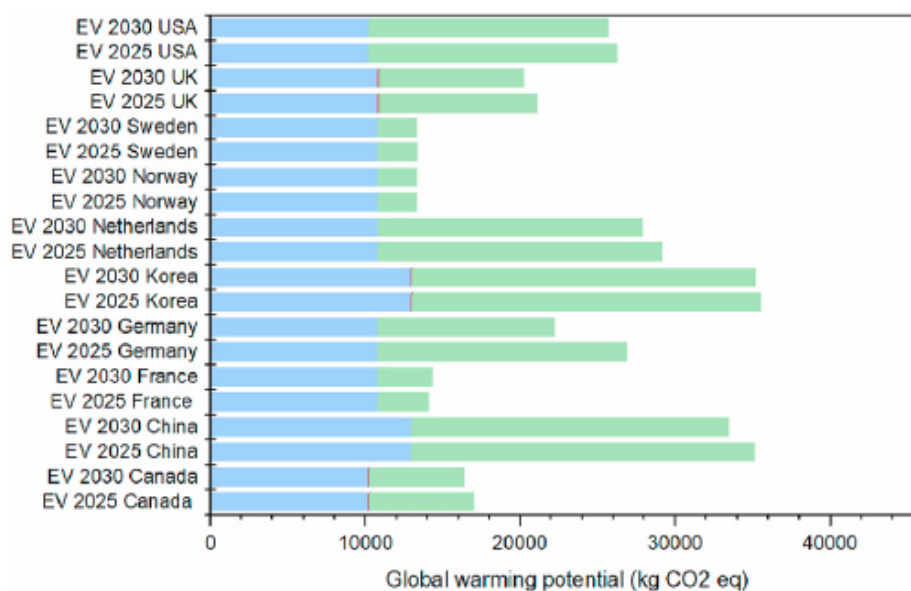


Figura 4 - L'impatto del mix elettrico sui veicoli elettrici, tratto da (Shafique & Luo, 2022)

Un'ulteriore quantificazione dell'importanza del mix elettrico viene da Sacchi et al. (2022). Gli autori realizzano un grafico che illustra la sensibilità dei risultati ottenuti al variare dell'intensità carbonica del mix elettrico (Figura 5). A differenza di Shafique & Luo (2022), Sacchi et al. (2022) riportano i loro risultati per veicolo-km.

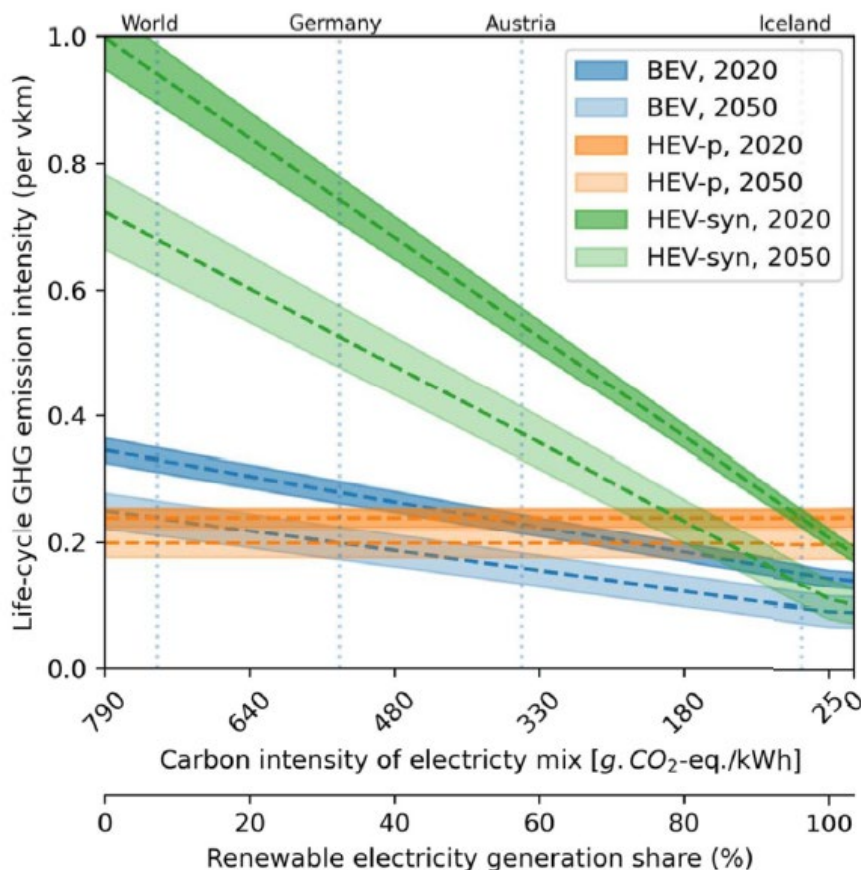


Figura 5 – tratto da Sacchi et al. (2022)

Come si può vedere, quando il contenuto di carbonio del mix elettrico è elevato, le emissioni di GHG delle BEV costruite nel 2020 si avvicinano a 400 g CO₂eq/vkm, mentre scende a poco più di 100 se il contenuto di carbonio del mix elettrico è molto basso. Pertanto, il valore di 100 g CO₂eq/vkm sembra essere il valore a cui potrebbero tendere i veicoli elettrici in futuro, stante le tecnologie attualmente disponibili. Ovviamente, mentre gli HEV a benzina sono poco sensibili al mix elettrico, la sensibilità è più marcata per gli HEV funzionanti con i carburanti sintetici in quanto questi richiedono una quantità di energia elettrica molto più elevata dei BEV.

Considerando il *lifetime-weighted carbon intensity* del mix elettrico per veicoli che iniziano ad operare in anni specifici, Sacchi et al. (2022) trovano valori molto diversi tra i paesi, come illustrato in Figura 6. L'Italia ha una posizione intermedia: nel 2020 ha un valore inferiore a 400 g CO₂eq/kWh, ma nel 2050 si ipotizza che non scenda molto sotto i 200 g CO₂eq/kWh.

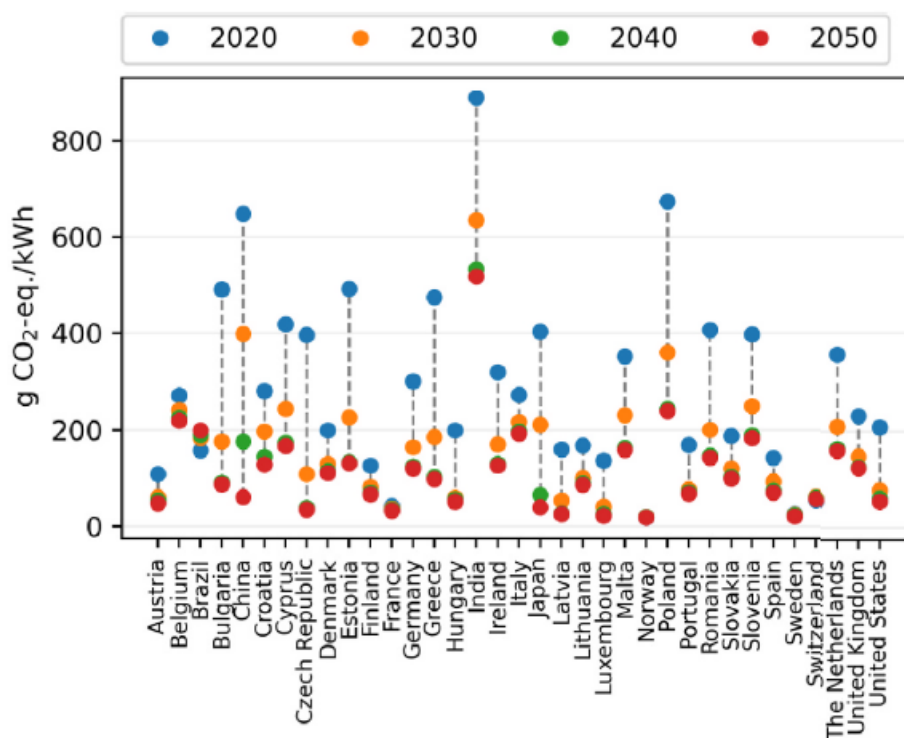


Figura 6 - tratto da (Sacchi et al., 2022)

La prima conclusione - non sorprendente ma ricca di implicazioni politiche - che si può trarre è quindi che la sostituzione di ICEV con BEV genera benefici in termini di riduzione delle emissioni di GHG tanto maggiori quanto più viene ridotto il contenuto carbonico del mix elettrico. L'implicazione di questo è che la politica più efficace per ridurre l'impatto ambientale dei trasporti è il contenimento della intensità carbonica del mix elettrico. Si realizza in questo modo una forte connessione tra politiche energetiche e politiche dei trasporti.

Ulteriori strumenti per contenere l'impatto ambientale dei veicoli elettrici sono lo *smart charging* e il *vehicle-to-grid*. Senza entrare nel dettaglio di queste innovazioni tecniche, basti in questa sede ricordare che entrambe permettono un uso più efficiente dell'energia elettrica disponibile ed una migliore integrazione dei veicoli elettrici con le infrastrutture energetiche esistenti permettendo la riduzione dei picchi di carico e il rapporto bi-direzionale tra produttore di energia elettrica e veicoli, utilizzando i veicoli come strumento di accumulo in cui stoccare l'energia elettrica nei momenti di massima producibilità del sistema delle rinnovabili.

2.2 Le batterie

2.2.1 La composizione chimica delle batterie e la loro supply chain

La batteria di trazione (*traction battery*) è indubbiamente il componente principale dei veicoli elettrici. Rispetto alle precedenti batterie al nichel cadmio (Ni-Cd), piombo-acido (Pb-Ac) e nichel-metallo idruro (NiMH), le batterie agli ioni di litio (LIB) presentano i vantaggi di un'elevata energia e densità di potenza ed elevata affidabilità (Xia & Li, 2022). Per essere utilizzate nei veicoli, le batterie devono soddisfare un numero elevato di requisiti. Le proprietà desiderate sono queste:

- avere una elevata densità energetica sia in peso che in volume,
- poter essere ricaricate un numero elevato di volte, essere sicure dal punto di vista dell'infiammabilità,
- sopportare temperature sia basse che elevate,
- essere rapidamente ricaricabili,

- costare il minimo possibile e,
- non da ultimo, almeno dal punto di vista assunto in questo articolo, avere un impatto ambientale diretto ed indiretto contenuto.

I ricercatori e le case automobilistiche stanno costantemente cercando il migliore bilanciamento possibile tra queste caratteristiche. Allo stato attuale, nei veicoli elettrici trovano prevalentemente utilizzazione tre tipi di batterie agli ioni di litio (Xu et al., 2022): la batteria NMC (nichel, cobalto, manganese), la batteria LFP (litio, ferro, fosfato) e la NCA (nichel, cobalto, alluminio). La batteria NMC ha conosciuto lo sviluppo di diverse varianti quali: NCM111-Grafite, NCM523-Grafite, NCM622-Grafite, NCM622-Grafite (Si), NCM811-Grafite (Si) e NCM955-Grafite (Si).

La stima del loro impatto ambientale è cruciale e, giustamente, oggetto di molte attenzioni. Secondo (Xu et al., 2022), gli studi attuali rilevano impatti della batteria piuttosto divergenti. Ciò è dovuto all'utilizzo di diversi dati e ipotesi sulle prestazioni della batteria e composizioni, processi di produzione di batterie, ambito geografico, inventario del ciclo di vita, disponibilità delle informazioni e metodologie di valutazione dell'impatto ambientale. Tutti questi fattori comportano divergenze sull'entità degli impatti ambientali della produzione di batterie. Inoltre, c'è la difficoltà di stimare i cambiamenti nell'impatto ambientale nei prossimi decenni, a causa delle difficoltà di stima dei dati LCI prospettici e nella modellazione dei futuri processi di produzione delle batterie.

Le fasi da valutare sono le seguenti:

- estrazione e produzione di metalli (estrazione e concentrazione, fusione, raffinazione e altre procedure necessarie per la produzione di metalli);
- produzione di materie prime ricavandole da metalli;
- upgrading* dei materiali della batteria per renderli adatti all'uso;
- produzione dei componenti (catodo, anodo, elettrolita, separatore e contenitore della cella);
- produzione delle celle. Inoltre, le celle devono essere assemblate nei pacchi-cella e assemblate nei veicoli.

Nonostante le difficoltà, Xu et al. (2022) hanno tentato una stima LCA prospettica da cui emergono interessanti conclusioni.

Il catodo NCM/NCA è, con il 46%-55% a seconda della chimica della batteria e della regione di produzione, il maggior contributore alle emissioni di gas serra nel 2020 (Figura 7). Questo perché i catodi NCM/NCA costituiscono circa il 53%-59% del peso delle celle della batteria e richiedono processi di estrazione e raffinazione ad alta intensità di gas serra (come litio, nichel, cobalto e altri). Si prevede che il catodo NCM/NCA rimarrà il principale contributore alle emissioni di gas serra "cradle-to-grave" fino al 2050.

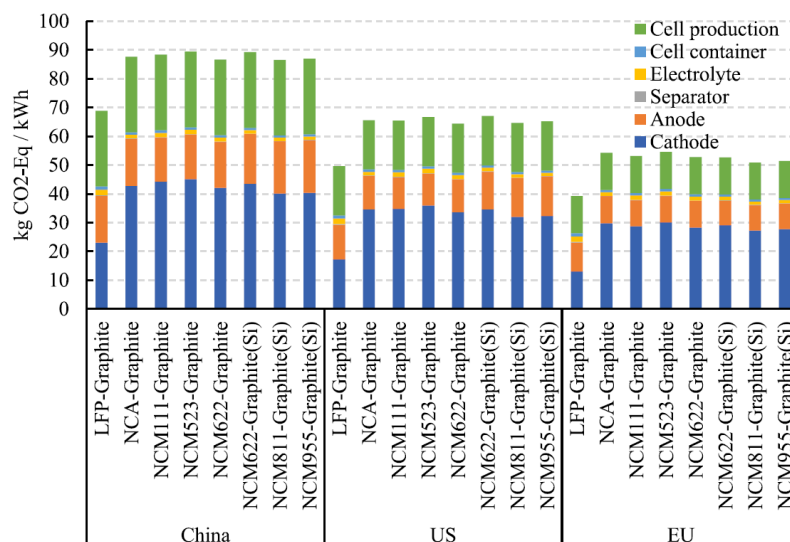


Fig. 2. Cradle-to-gate GHG emissions per kWh of cell production by battery chemistry and production region in 2020.

Figura 7 - Tratta da Xu et al. (2022)

Vi è una variazione significativa delle emissioni di gas serra *cradle-to-gate* per kWh di produzione di celle di batterie in Cina, Stati Uniti e UE nel 2020. Ciò è dovuto principalmente a una differenza sostanziale nella quota di energia rinnovabile e alle conseguenti intensità di emissione per l'elettricità utilizzato per la produzione di celle di batterie nelle tre regioni. Nel 2020, il mix elettrico dell'UE presenta l'intensità di emissione più bassa (0,36 kg CO₂eq per kWh di elettricità), seguito dagli Stati Uniti (0,48 kg CO₂-Eq per kWh di elettricità) e dalla Cina (0,72 kg CO₂eq per kWh di elettricità). Di conseguenza, le emissioni di gas serra per kWh di cella della batteria prodotta nell'UE sono inferiori del 16%-18% rispetto agli Stati Uniti e del 38% e del 41% rispetto alla Cina nel 2020. Ciò sottolinea, ancora una volta, l'importanza di diminuire l'intensità carbonica della produzione elettrica.

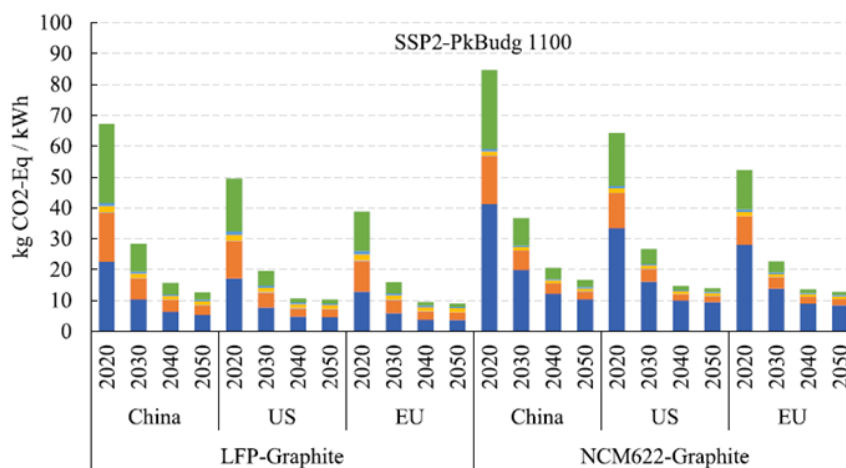


Fig. 3. Future GHG emissions per kWh of cell production for LFP-Graphite and NCM622-Graphite in China, EU, and US. Please see results for other cell chemistries in Supplementary Figs. 3–5.

Figura 8 – Emissioni presenti e future a secondo della tecnologia adottata per la costruzione delle batterie, tratto da Xu et al. (2022)

Poiché si prevede che la batteria LFP genererà meno emissioni di gas serra rispetto alle batterie NCM/NCA fino al 2050, un'opzione per ridurre il GWP delle batterie è supportare l'implementazione della batteria LFP. Si noti, inoltre, come la riduzione GWP rispetto al 2020 sarà significativo già a partire dal 2030 (Figura 8). A seconda degli scenari energetici, la variazione assoluta corrispondente per le emissioni di gas serra nel 2050 è da 2 a 6,5 volte inferiore a quella del 2020.

E' interessante osservare che sempre più i nuovi modelli adottano la tecnologia LFP, primariamente perché sono disponibili a prezzi più ridotti, oltre che perché sembrano essere meno soggette al rischio di incendio (*thermal runaway*) e rinunciano al politicamente controverso cobalto associato con lo sfruttamento del lavoro minorile in Congo. Ad esempio, la nuova versione della Citroen e-C3, annunciata per il 2024 con il prezzo altamente competitivo di 23.900 €, sarà equipaggiata con un pacco batterie LFP.

Infine, lo sviluppo di nuove tecnologie rivoluzionarie per le batterie, come le batterie al litio-zolfo e le batterie allo stato solido può creare radicali cambiamenti nei processi di produzione delle batterie e nelle relative catene di approvvigionamento dei materiali (Popien et al., 2023). Al momento non è chiaro se tali tecnologie riusciranno davvero a imporsi sul mercato.

2.2.2 Il riuso e riciclo delle batterie

Uno degli aspetti più difficili da valutare al momento attuale, dato che le applicazioni industriali sono ancora in fase embrionale, è la potenziale riduzione dell'impatto delle batterie grazie al loro riuso e riciclo.

Xia & Li (2022) affrontano questo tema sottolineandone gli aspetti più importanti. Le batterie non più utilizzate nei veicoli elettrici hanno ancora il 70-80% della loro capacità residua. La rottamazione diretta

non solo spreca risorse, ma ha anche un impatto significativo sull'ambiente. Pertanto ha senso ambientale ed economico utilizzare batterie non più usate nei veicoli in edifici intelligenti, per l'accumulo di energia fotovoltaica e per il *peak-shaving* da parte dei gestori delle reti elettriche essendo più rispettoso dell'ambiente rispetto alla produzione di nuove batterie con la stessa capacità.

Dopo l'utilizzo secondario, la batteria può essere ulteriormente riciclata. Riciclando materiali preziosi e utilizzandoli nella produzione di nuove batterie, la domanda di risorse vergini può essere ridotta. La pirometallurgia e la idrometallurgia sono due delle tecniche possibili. La prima si riferisce alla rimozione di materiali non metallici attraverso la pirolisi ad alta temperatura in un forno metallurgico e quindi la fusione di metalli preziosi in altri materiali di fusione del metallo o sali fusi. I processi di recupero idrometallurgico includono, invece fasi di pretrattamento, lisciviazione e recupero del metallo. Sulla base della letteratura esistente, Xia & Li (2022) propongono le seguenti raccomandazioni:

- migliorare l'attuale tecnologia delle batterie ed esplorare le tecnologie delle batterie di nuova generazione;
- aumentare la quota di produzione di energia rinnovabile;
- aderire al principio dell'utilizzo a cascata prima e poi del riciclaggio.

2.2.3 La dimensione delle batterie

Come abbiamo visto, l'impatto ambientale di un veicolo elettrico dipende dalle dimensioni delle sue batterie. Al fine di ottenere un'autonomia simile a quella di un veicolo a combustione interna, apparentemente richiesta dagli automobilisti per evitare la "*range anxiety*", si è assistito ad un progressivo aumento della capacità della batteria in termini di kWh (Figura 9). La capacità dipende dal suo peso e dalla quantità di materiali in esso contenuti, anche se la relazione è tutt'altro che semplice da identificare in quanto si sono parallelamente verificati importanti cambiamenti nella chimica e nella densità energetica delle batterie.

Average Battery Capacity (kWh) of Available BEV Models per Year

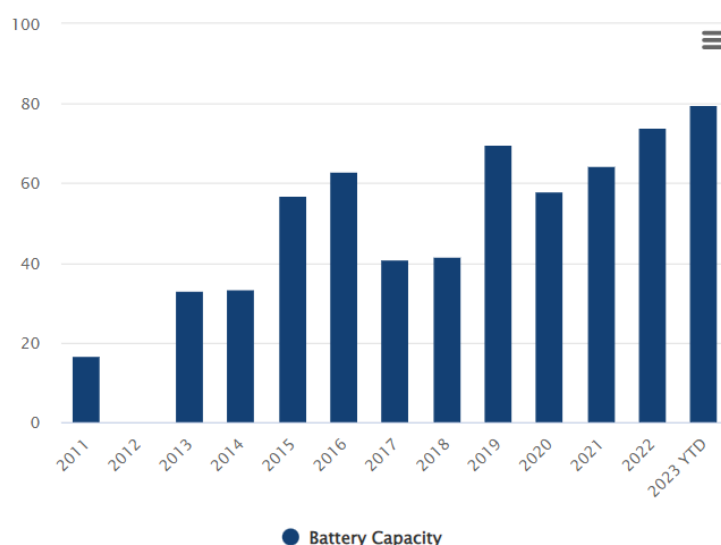


Figura 9 – Evoluzione della capacità delle batterie nelle auto elettriche. Fonte:
<https://alternative-fuels-observatory.ec.europa.eu/policymakers-and-public-authorities/electric-vehicle-model-statistics>

A questa tendenza delle auto elettriche si aggiunge il tentativo di elettrificare i “*pick-up trucks*” che godono di ampio favore tra gli automobilisti americani. Uno dei recenti modelli, il GMC Hummer EV Pickup EV3x, è dotato di una batteria di 212 kWh, pari a quasi 10 volte le iniziali Nissan Leaf dei primi anni dell'automobilismo elettrico.

L'aumento della capacità della batteria rischia di mettere in discussione l'idoneità dei veicoli come mezzo per ridurre l'impatto ambientale del sistema di trasporto. Anche se è vero che l'aumento della capacità viene richiesta dal “mercato”, sapendo che i viaggi comuni in Europa raramente superano i 10 kWh in termini di energia consumata (Etxandi-Santolaya et al., 2023), la maggior parte dell'autonomia della batteria di questi nuovi modelli di veicoli elettrici potrebbe rimanere inutilizzata, il che implica un uso inefficiente dei materiali. Si pone quindi il problema di “correggere il mercato” e di incentivare in modo differenziato i veicoli, privilegiando quelli con batterie con minore capacità.

2.2.4 La vita utile delle batterie

Un ulteriore elemento che incide sull'impatto ambientale dei veicoli elettrici è la data del loro fine vita, spesso associata a un loro stato di salute (State of Health, SoH) che tocca il 70-80% dell'autonomia iniziale. Ciò non tiene conto però di due fattori. Il primo è che in alcuni casi, in relazione alle dimensioni della batteria ed alle necessità di guida, per batterie di elevata capacità anche SoH inferiori al 70% potrebbero bastare per l'utilizzo di trazione. Il secondo è che i veicoli elettrici potrebbero essere usati oltre che per la mobilità anche per l'effettuazione di servizi energetici come il V2G.

L'implementazione di queste pratiche, prolungando la vita utile e quindi il chilometraggio potrebbe contribuire a ridurre, anche considerevolmente, il GWP per km percorso dei veicoli elettrici.

2.3 il veicolo

Intrinsecamente connesso al tema precedente, è il tema della dimensione del veicolo, dato che veicoli di maggiori dimensioni richiedono batterie più grandi, che a loro volta condizionano negativamente le emissioni complessive in quanto aumentano il peso complessivo del veicolo.

Due studi recenti permettono di quantificare l'importanza della dimensione delle auto elettriche sui loro impatti ambientali. Sathre & Gustavsson (2021) osservano come la dimensione sia importante indipendentemente dal tipo di alimentazione, ma sottolineano che, mentre nel caso di un'auto a benzina la differenza sia -25%/+27% rispetto all'auto base, nel caso dei veicoli elettrici la variazione sia più elevata, tra -33%/+67%. Rosenfeld et al. (2019), confrontando diversi tipi di alimentazioni e di mix elettrici, trovano che, nel caso dei SUV, l'alimentazione che ottiene il GWP più basso è il SUV PHEV, alimentato dall'elettricità da fonte eolica e bioetanolo cellulosico. Infatti, esso permette di ottenere 33 g di CO₂eq per pkm mentre il SUV alimentato con elettricità di fonte eolica si attesta a 42 g di CO₂eq per pkm. Se il confronto viene fatto invece tra le auto compatte la conclusione è diversa. I valori più bassi sono ottenuti dalle compatte elettriche, alimentate con energia elettrica da fonte eolica, con un GWP pari a 28 g CO₂eq per pkm, mentre le PHEV si fermano a 39 g CO₂eq per pkm.

2.4 Altri fattori

In aggiunta ai fattori sopra descritti, Sacchi et al. (2022) ne evidenzia altri, di carattere tecnico - quali l'efficienza del *drivetrain*, del processo di carica/scarica, del motore elettrico, del sistema di raffreddamento, della resistenza al rotolamento e del coefficiente di rotolamento – che possono un effetto sia positivo che negativo sul GWP dei veicoli elettrici (Figura 10).

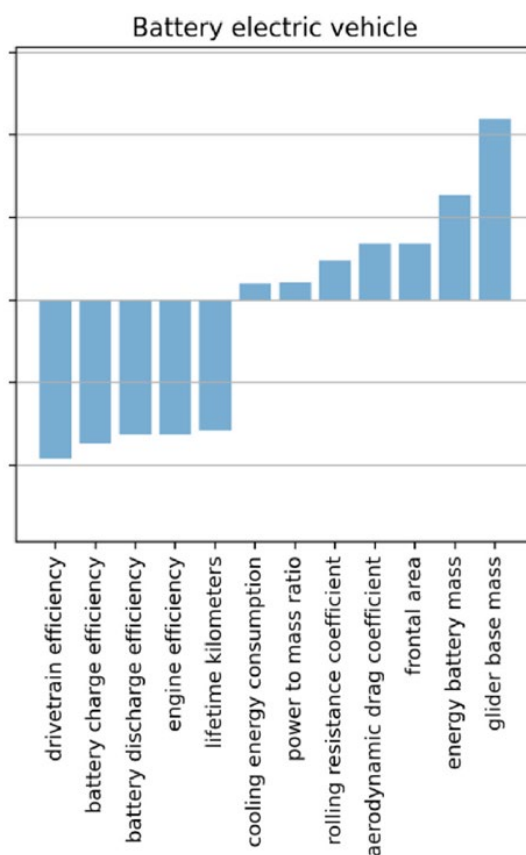


Fig. 7. Sensitivity of GHG emission results in regard to vehicle input parameters.

Figura 10 - Tratta da Sacchi et al. (2022)

3 Conclusioni e suggerimenti per le politiche

Nella seconda parte dell'articolo abbiamo esaminato i fattori che determinano l'impatto ambientale dei veicoli elettrici e quantificato la loro importanza sulla base della letteratura disponibile. Abbiamo argomentato che giocano un ruolo rilevante:

- il mix elettrico del paese in cui sono costruiti i veicoli, in particolare le batterie, e utilizzati per il trasporto;
- la composizione chimica delle batterie;
- il riuso e riciclo delle batterie;
- la dimensione delle batterie installate sui veicoli;
- la dimensione dei veicoli;
- la vita utile delle batterie;
- altri fattori di carattere tecnico relativi all'efficienza dei veicoli elettrici e al caricamento delle batterie.

A questo punto, la domanda che ci poniamo è quali politiche potrebbero stimolare i costruttori e gli utilizzatori di veicoli elettrici verso configurazioni degli stessi che comportino il minimo impatto ambientale possibile.

È bene partire dalla considerazione che molte delle innovazioni e progressi finora ottenuti e che costantemente si realizzano attengono alla sfera tecnologica. Le innovazioni riguardanti le batterie utilizzate nei veicoli elettrici, in particolare le batterie al litio, dipendono dai progressi nella ricerca di base nella chimica, fisica, informatica, ingegneria, per ricordare solo le scienze principali. Vi hanno contribuito singoli ricercatori e aziende automobilistiche, istituti di ricerca, consorzi pubblico-privati e

finanziamenti statali. Non è obiettivo di questo articolo ripercorrere la storia di questi progressi, per quanto interessante (Yoshino, 2022). Dal punto di vista dell'economista industriale e dei trasporti, è invece utile sottolineare che l'industria automobilistica e gli utilizzatori dei veicoli reagiscono anche in modo importante alle macro-decisioni della sfera politica. Man mano che l'obiettivo della decarbonizzazione dei trasporti si è imposto all'attenzione delle autorità pubbliche internazionali e nazionali, ciò ha contribuito ad orientare le scelte sia dell'offerta che della domanda dei veicoli. In questa ottica, quindi, la recente decisione delle autorità europee di proibire la vendita dopo il 2035 dei veicoli non a emissioni zero rappresenta un importante strumento per orientare le decisioni del mondo produttivo, dei consumatori e anche della ricerca scientifica.

La riduzione dell'intensità carbonica nella produzione di energia elettrica e, più in generale, dell'energia è, come più volte ricordato, un altro potente strumento per ridurre l'impatto ambientale dei veicoli elettrici, pur senza riuscire ad azzerarlo completamente. La realizzazione di tale obiettivo è perseguita tramite le politiche energetiche nelle loro coniugazioni infrastrutturali (ad esempio favorendo la costruzione di impianti fotovoltaici o impianti eolici), regolamentari e fiscali (per l'Italia si veda il PNIEC, Piano Nazionale Integrato per l'Energia e il Clima).

Dati gli scopi di questa rivista, vorremmo soffermarci maggiormente sulle politiche dei trasporti. Esse possono essere distinte in due filoni:

- a) quelle volte a favorire la sostituzione dei veicoli a combustione interna con quelli elettrici; e
- b) quelle volte a promuovere, all'interno dell'ampia gamma dei veicoli elettrici, quelli a minore impatto ambientale.

Mentre le prime (sussidi all'acquisto, imposte di registrazione differenziate, esenzioni dalla tassa di circolazione, accesso privilegiato ai parcheggi o alle ZTL, imposte sulle emissioni dei veicoli termici, ecc.) sono state oggetto di frequente dibattito – si veda Danielis et al. (2020) – le seconde sono state esaminate e implementate più raramente. Per questo motivo, ci soffermiamo in questa sede solo sulle seconde.

In sostanza, per quanto detto sopra, si tratterebbe di definire il sistema degli incentivi, non applicandoli in maniera uniforme, ma selettiva, ad esempio:

- incentivando l'acquisto di prodotti in paesi che fanno uso di un mix elettrico rinnovabile;
- premiando quei veicoli che installano le batterie aventi una composizione chimica a minore impatto ambientale, che potrebbe a volte avere costi maggiori di altre tecnologie meno ambientalmente rispettose;
- promuovendo il riuso e riciclo delle batterie;
- differenziando gli incentivi per dimensione delle batterie e dei veicoli;
- premiando quei veicoli che sfruttano al massimo la vita utile della batteria, anche quando pongono naturali limitazioni di percorrenza.

Gli strumenti fiscali e regolamentari utilizzabili per applicare queste politiche sono probabilmente quelli attualmente usati, ma dovrebbe essere opportunamente ritoccati. Alcune idee sono le seguenti:

- A. le imposte di registrazione - invece di essere basate prevalentemente sulla cilindrata del motore, come avviene attualmente in Italia ed in molti altri paesi europei - potrebbero maggiormente tener conto delle caratteristiche dei veicoli ritenute desiderabili (batterie piccole e leggere, peso del veicolo ridotto, ed emissioni LCA contenute);
- B. i sussidi all'acquisto potrebbero essere differenziati per tipo/dimensione delle batterie.
- C. sempre i sussidi all'acquisto potrebbero essere applicati sia ai veicoli nuovi che a quelli usati, incentivando così il maggiore sfruttamento possibile delle batterie;
- D. le esenzioni da imposte di circolazione potrebbero essere commisurate alle dimensioni delle batterie/veicoli e all'anzianità del veicolo elettrico (per incentivarne la vita utile);
- E. l'accesso privilegiato ai parcheggi o alle ZTL potrebbero essere improntati agli stessi principi.

L'implementazione di queste politiche differenziate contribuirebbe anche a risolvere un problema spesso sottolineato nel dibattito pubblico: lo sviluppo da parte delle aziende automobilistiche di veicoli prevalentemente appartenenti alle classi dimensionali maggiori (lusso, SUV, sportive), in cui è più facile realizzare margini di profitto simili a quelli realizzabili con i veicoli termici, mantenendo una offerta limitata di veicoli di piccole dimensioni.

Un prerequisito non banale per implementare queste politiche è la caratterizzazione dei veicoli dal punto di vista ambientale tramite una corretta e condivisa metodologia LCA. La scorciatoia utilizzata attualmente che differenzia considerando solo la fase di utilizzo (*tank-to-wheel*) è infatti molto spesso, e in una certa misura correttamente, criticata in quanto parziale e incompleta. È evidente che stimare le emissioni LCA di un veicolo considerando l'intera *supply chain* che l'ha reso possibile non è un'operazione facile e potrebbe dar luogo ad animate controversie. Ciononostante, è una pratica che si dovrebbe sempre più perfezionare ed implementare per stimolare la massima decarbonizzazione possibile del settore dei trasporti.

Si noti, inoltre, che il motivo per cui i consumatori pongono forte attenzione alle dimensioni della batteria, che è ovviamente correlato con l'autonomia del veicolo, è lo stato delle infrastrutture di ricarica. È verosimile che con il loro progressivo diffondersi ed addensarsi si ridurrà l'attenzione posta dagli automobilisti a questa caratteristica del veicolo (fonte di un eccessivo investimento nel pacco batterie), meglio valutando le proprie necessità di viaggio quotidiano che, come è stato spesso documentato, non sono elevate. Le politiche di sviluppo della rete di ricarica interagiscono quindi con le politiche di promozione di veicoli elettrici a minore impatto ambientale.

Riferimenti bibliografici

- Danielis, R., Giansoldati, M., & Scorrano, M. (2020). Policy measures to promote electric vehicles: Are they effective and efficient? *Scienze Regionali*, 19(1), 159–168. <https://doi.org/10.14650/95932>
- Etxandi-Santolaya, M., Canals Casals, L., & Corchero, C. (2023). Estimation of electric vehicle battery capacity requirements based on synthetic cycles. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 114, 103545. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2022.103545>
- Popien, J. L., Thies, C., Barke, A., & Spengler, T. S. (2023). Comparative sustainability assessment of lithium-ion, lithium-sulfur, and all-solid-state traction batteries. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 28(4), 462–477. <https://doi.org/10.1007/s11367-023-02134-4>
- Rosenfeld, D. C., Lindorfer, J., & Fazeni-Fraisl, K. (2019). Comparison of advanced fuels—Which technology can win from the life cycle perspective? *Journal of Cleaner Production*, 238, 117879. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117879>
- Sacchi, R., Bauer, C., Cox, B., & Mutel, C. (2022). When, where and how can the electrification of passenger cars reduce greenhouse gas emissions? *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 162. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112475>
- Sathre, R., & Gustavsson, L. (2021). A lifecycle comparison of natural resource use and climate impact of biofuel and electric cars. *Energy*, 237, 121546. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2021.121546>
- Scorrano, M., Mathisen, T. A., Danielis, R., Simsekoglu, O., & Marinelli, G. (2023). Car choice determinants in Italy and Norway: a comparison based on revealed and stated choices. *Case Studies on Transport Policy*.
- Scorrano, M., Mathisen, T. A., & Giansoldati, M. (2019). Is electric car uptake driven by monetary factors? A total cost of ownership comparison between Norway and Italy. *Economics and Policy of Energy and the Environment*, 2. <https://doi.org/10.3280/EFE2019-002005>
- Shafique, M., & Luo, X. (2022). Environmental life cycle assessment of battery electric vehicles from the current and future energy mix perspective. *Journal of Environmental Management*, 303. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114050>
- Xia, X., & Li, P. (2022). A review of the life cycle assessment of electric vehicles: Considering the influence of batteries. In *Science of the Total Environment* (Vol. 814, p. 152870). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152870>