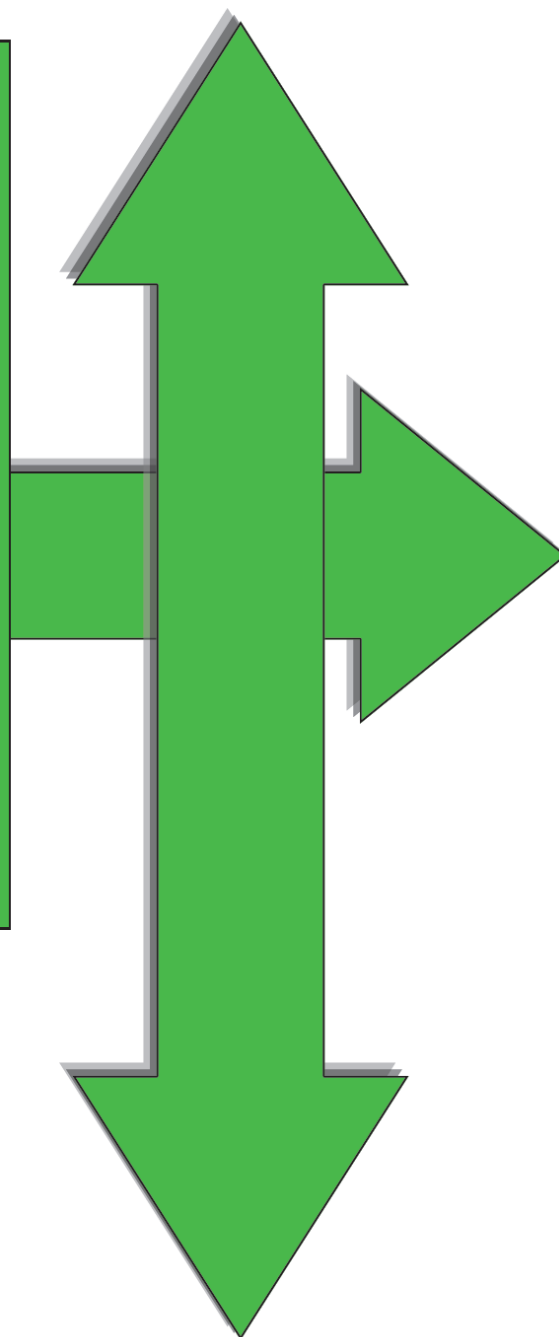


R.E.Po.T.
Rivista di
Economia e
Politica dei
Trasporti



Anno 2015, Numero 3

Rivista Scientifica della Società Italiana di
Economia dei Trasporti e della Logistica



ISSN 2282-6599



Inquinano maggiormente le auto elettriche o le auto convenzionali? Stime recenti, variabili determinanti e suggerimenti di politica dei trasporti

Romeo Danielis

Dipartimento di Scienze Economiche, Aziendali, Matematiche e Statistiche,
Università degli Studi di Trieste, Email: danielis@units.it

Riassunto

In questo saggio vengono passati in rassegna alcuni studi recenti che confrontano gli impatti ambientali dei diversi tipi di alimentazione, con una particolare attenzione ai veicoli elettrici e agli veicoli a combustione interna. Gli studi analizzati variano per estensione degli obiettivi e per metodologia adottata. Gli studi non portano a risultati coincidenti, ma segnalano che: a) relativamente alle emissioni di gas serra, i veicoli elettrici sono probabilmente migliori degli veicoli a combustione interna; b) relativamente alle emissioni di inquinanti locali gli studi portano a risultati contrastanti; c) L'acidificazione e l'esaurimento dei materiali, riportato solo in uno degli studi, è moderatamente favorevole ai veicoli elettrici. Tutti gli studi mostrano, come era naturale attendersi, che il mix elettrico è decisivo per il confronto tra i veicoli elettrici e i veicoli a combustione interna. Un mix elettrico fortemente sbilanciato sul carbone rende i veicoli elettrici peggiori dei veicoli a combustione interna. La rassegna ha anche messo in luce le variabili cruciali che determinano il risultato. Esse sono: 1) l'efficienza nella produzione di energia elettrica; 2) l'efficienza nella produzione della benzina; 3) l'efficienza nella produzione dei veicoli; 4) l'efficienza dei veicoli e 5) i cicli di guida. Le principali implicazioni di politica dei trasporti sono le seguenti. Gran parte degli incentivi e delle politiche attuali hanno lo scopo di rendere i BEV più convenienti per i consumatori, ad esempio, tramite sussidi all'acquisto, esenzioni fiscali o diritti di accesso alle corsie riservate. Queste politiche sono importanti, forse essenziali nella fase di diffusione iniziale dei veicoli elettrici, ma non sono probabilmente alla lunga sostenibili o accettabili. Molto più rilevante nel medio-lungo periodo è: a) riuscire a produrre l'energia elettrica il più possibile con le fonti rinnovabili; b) migliorare la produzione, il rendimento e il riuso/riciclaggio delle batterie; e c) pianificare e costruire una rete infrastrutturale di ricarica dei veicoli elettrici equivalente alle stazioni di servizio per le auto a benzina.

Parole chiave: veicoli elettrici, automobile elettrica, automobile a combustione interna, batterie, mix elettrico.

1 Introduzione

A fronte delle crescenti preoccupazioni per le emissioni globali di gas serra e per le emissioni di particolato in ambito urbano da parte dei veicoli utilizzati per il trasporto delle persone e delle merci, i veicoli elettrici sembrano rappresentare uno sviluppo promettente per la riduzione dell'impatto ambientale del trasporto. Ma è veramente così? Sono i veicoli elettrici (d'ora in poi useremo l'acronimo internazionale, BEV, *battery electric vehicle*) in grado di ridurre le emissioni di gas serra e di altri inquinanti atmosferici? Non mancano sui giornali ed anche nella letteratura scientifica opinioni discordanti da parte di coloro che dubitano che i veicoli elettrici

possano portare un contributivo significativo, almeno nel breve periodo e, sicuramente, non in tutti i paesi.

L'argomento principale portato a giustificazione di questa posizione scettica è che il luogo di emissione degli inquinanti viene semplicemente spostato: dai luoghi in cui avviene il percorso automobilistico (molto spesso le aree urbane) a quelli in cui sono localizzate le centrali per la produzione dell'energia elettrica, quest'ultimi probabilmente meno densamente abitati, ma in cui comunque vengono immesse nell'atmosfera ingenti quantità di gas GHG (*GreenHouse Gases*, principalmente il CO₂) e altri inquinanti atmosferici (es., CO, NO_x, VOC, PM), tra cui anche l'anidride solforosa (che, invece, non è più presente nelle benzine). Spostare spazialmente il problema non equivale, quindi, a risolverlo, tanto meno se l'energia elettrica è prodotta con il carbone, come avviene attualmente in molti paesi anche sviluppati, ma soprattutto in via di sviluppo come l'India e la Cina. Si potrebbe dunque dimostrare che in alcuni casi la sostituzione dei veicoli convenzionali, diesel o a benzina (d'ora in poi useremo l'acronimo internazionale, ICEV, *internal combustion engine vehicle*), con i BEV aumenta le emissioni atmosferiche invece che ridurle. Il problema diventa quindi capire in quali Stati o regioni è utile promuovere la mobilità elettrica, tenendo conto anche di due fenomeni: nel trasferire l'energia elettrica dai luoghi di produzione a quelli di consumo si ha una perdita di elettricità nella fase di distribuzione e che gli inquinanti emessi nei luoghi di produzione, spinti dai venti, si diffondono nelle zone circostanti. Individuare chi ci perde e chi ci guadagna, tramite un'analisi che considera lo spazio, non è però privo di complessità (Holland *et al.*, 2015).

Un secondo argomento comunemente portato a giustificazione dello scetticismo nei confronti dei BEV sono le batterie, non tanto sotto l'aspetto delle loro proprietà di efficienza, autonomia o costo (questioni invece relevantissimi per valutare la penetrazione di mercato dei veicoli elettrici), quanto invece dal punto di vista dell'impatto ambientale generato dalla produzione e smaltimento delle batterie stesse, in termini di emissioni di GHG e altri inquinanti. Ciò, tra l'altro, varia a seconda dei materiali utilizzati e dalle dimensioni delle batterie, per cui i vantaggi\svantaggi relativi delle auto elettriche rispetto a quelle convenzionali potrebbe non valere per tutti modelli e segmenti di automobili (Hawkins *et al.*, 2012). Ad esempio, un'utilitaria elettrica potrebbe avere un impatto ambientale minore di un'auto di lusso convenzionale, ma maggiore di una utilitaria a benzina. Il confronto va quindi fatto distinguendo per tipologia di automobile. I BEV, dotandosi di batterie sempre più potenti, per acquisire le stesse proprietà di autonomia degli ICEV al fine per diventare sempre più accettabili dai consumatori (in presenza di una rete di stazioni di ricarica ancora limitata), diverrebbero così sempre meno "ambientalmente vantaggiosi".

Questi ragionamenti e questi confronti non sono solo interessanti dal punto di vista scientifico, ma pregni di implicazioni per il consumatore, nel caso voglia fare scelte di acquisto "ambientalmente consapevoli", per l'industria automobilistica che deve decidere se investire nella produzione e sviluppo dei BEV - e di quali veicoli elettrici: ibridi (HEV, *hybrid electric vehicle*), plug-in (PHEV, *plug-in hybrid electric vehicle*) o elettrici puri (*battery-only EV*) - e per i decisori pubblici, locali o nazionali, che devono decidere se promuovere o meno i BEV, e con quali forme: Holland *et al.* (2015), ad esempio, in uno studio recente relativo agli Stati Uniti, giungono alla conclusione che alcuni Stati dovrebbero sussidiare i BEV e altri tassarli. E infine, ma non di poco conto in un'ottica di uso efficiente delle risorse pubbliche, è necessario decidere di quanto eventualmente sussidiare\tassare e se differenziare il sussidio\la tassa per tipologia di veicolo.

Data la rilevanza e la complessità del tema, il compito dello studioso è di analizzare e sintetizzare in modo onesto e rigoroso i contributi finora effettuati, enucleando i risultati emersi, identificando le variabili cruciali che hanno portato a quei risultati, evidenziando le aree di incertezza, i limiti degli studi analizzati, le differenze tra gli approcci e discutendo i probabili sviluppi futuri delle variabili chiave. Questo è lo scopo di questo articolo.

Anche se gli studi che verranno esaminati in questo articolo sono stati per lo più pubblicati su riviste internazionali “referate” e sono generalmente provvisti di allegati in cui gli autori presentano le fonti e i metodo utilizzato per ottenere le stime prodotte, anche il lettore più attento si trova comunque in condizioni, per così dire, di “asimmetria informativa”, in quanto non potrà mai verificare se le fonti di dati sono state correttamente utilizzate o se ci sono errori nei calcoli. Pertanto, è necessario accordare a ciascuno studio un certo grado di “credibilità”, che non potrà essere completamente verificata. Il confronto tra studi - che, per fortuna, si susseguono numerosi da parte sia dei sostenitori sia dei critici dei BEV e da parte di diverse istituzioni tecniche e scientifiche - è pertanto estremamente utile. Leggendo una pluralità di studi il lettore acquisisce una migliore comprensione del tema e potrà farsi una sua idea sul vantaggio relativo dal punto di vista ambientale dei BEV rispetto agli ICEV, e, aspetto forse ancora più importante, su quali siano i fattori che determinano il risultato.

2 Un'introduzione alla letteratura

Una delle prime rassegne della letteratura in merito all'impatto ambientale dei BEB e HEV è quella di Hawkins *et al.* (2012) che hanno confrontato 51 studi di valutazione delle emissioni GHG. Non sorprendentemente, considerato che i veicoli elettrici ed ibridi avevano appena fatto la loro apparizione, Hawkins *et al.* (2012) trovano che pochi studi erano veramente completi, vale a dire che conducevano un'analisi di tutti gli stadi relativi alla produzione e all'uso dei veicoli, delle batterie e dell'energia elettrica. Essi trovano intervalli di incertezza ancora molto ampi sull'efficienza energetica delle auto elettriche (da 0,10–0,24 kWh/km), sulla durata dei veicoli e delle batterie (da 150 a 300 mila km). In termini di GHG, Hawkins *et al.* (2012) trovano che se i BEV utilizzano energia elettrica prodotta con l'uso del carbone si collocano in posizione intermedia tra i veicoli convenzionali di piccole e quelli di grandi dimensioni, mentre se i BEV utilizzano energia elettrica prodotta con il gas naturale o fonti a basso contenuto di carbone sono migliori degli ICEV più efficienti. Nonostante la potenziale riduzione di GHG ottenibile con i BEV, Hawkins *et al.* (2012) concludono che molti studi consigliano di utilizzare ICEV efficienti o veicoli ibridi.

In un successivo lavoro, Hawkins *et al.* (2013) producono una loro stima delle emissioni di GHG dei BEV trovando che se l'energia elettrica è prodotta con il mix di fonti utilizzato (d'ora in poi lo chiameremo mix elettrico) in Europa ed il veicolo ha una vita utile di 150 mila km, i BEV riducono le emissioni rispetto agli ICEV tra il 10 ed il 24%, ma comportano pericoli di tossicità per l'uomo e per l'acqua, di eutrofizzazione e rischi da smaltimento dei metalli usati nelle batterie.

Una delle ultime rassegne apparsa in letteratura è quella di Nealer e Hendrickson (2015). Essi trovano che la gran parte degli studi sui BEV giungono alla conclusione che essi possono potenzialmente ridurre le emissioni di GHG e che nel valutare tali potenzialità alcune assunzioni sono critiche, in particolare quelle riguardanti il modo di produrre l'energia elettrica, la vita media dell'automobile, il suo peso e le condizioni ed abitudini di guida.

Nelle sezioni sottostanti, esamineremo alcuni contributi molto recenti¹. Un contributo a cui dedicheremo particolare attenzione è quello di Abdul-Manan (2015) che parte dalla affermazione che sia sbagliato produrre stime puntuali, senza tener conto della varietà dei modelli, delle tecnologie e dei mix elettrici. L'uso delle stime puntuali ha prodotto, secondo Abdul-Manan (2015), risultati molto incerti che attribuiscono ai BEV un livello di emissioni di GHG che variano da -10% a + 60% rispetto agli ICEV. Attraverso il metodo di simulazione stocastica Monte Carlo Abdul-Manan (2015), invece, incorpora l'incertezza e la varietà

¹ L'anno in cui è effettuato lo studio è importante perché gli studi recenti capitalizzano sugli studi precedenti, si basano sugli ultimi dati disponibili sul mix elettrico e, soprattutto, sulle caratteristiche e performance dei BEV che si stanno progressivamente chiarendo e documentando.

producendo stime intervallari e stimando la probabilità che i BEV siano migliori degli ICEV, a livello mondiale o considerando specifici Paesi. Per fare ciò, come vedremo in dettaglio, Abdul-Manan (2015) utilizza le informazioni sul mix elettrico di 200 paesi e considera tutti i modelli ICEV e BEV presenti sul mercato statunitense, identificando poi con una analisi di sensitività in che modo le variabili identificate come cruciali impattano sul risultato finale.

Un approccio diverso è invece seguito in un rapporto sul tema scritto dall'Union of Concerned Scientists (2015), i quali si concentrano solo sugli Stati Uniti e confrontano un numero limitato di veicoli: 2 BEV (Nissan Leaf e Tesla Model S) e 10 ICEV, 5 di dimensioni simili alla Nissan Leaf e 5 alla Tesla Model S. Un grosso pregio che rende interessante questo studio è quello di aver prodotto stime che tengono conto del più aggiornato mix elettrico di 26 regioni degli Stati Uniti, invece di basarsi solo sul mix medio nazionale.

I risultati ottenuti dall'Union of Concerned Scientists (2015) per gli Stati Uniti saranno posti a confronto con quelli ottenuti da Holland *et al.* (2015), che invece hanno la caratteristica di integrare un modello discreto di scelta tra BEV e ICEV, un modello di stima delle emissioni marginali nella produzione di energia elettrica a livello di contea e per ogni centrale di produzione elettrica ed un modello di diffusione spaziale degli inquinanti locali.

Infine, analizzeremo lo studio Messagie *et al.* (2014), riguardante l'Europa. Esso è lo studio con il più ampio spettro di valutazioni in quanto stima le emissioni di GHG, i danni sulla salute degli inquinanti locali, l'acidificazione e l'esaurimento dei minerali rari di vari tipologie di veicoli tra cui i BEV, gli ICEV, i veicoli alimentati a gas naturale, con il bioetanolo e a idrogeno. Anche Messagie *et al.* (2014) producono stime intervallari.

Prima di entrare nel dettaglio delle scelte metodologiche effettuate in questi studi, di come hanno tenuto conto delle variabili più rilevanti e di che risultati hanno ottenuto, è bene sottolineare che il confronto tra BEV e ICEV su cui abbiamo impostato il nostro articolo e che contrassegna la letteratura in una qualche misura semplifica la varietà delle soluzioni ingegneristiche disponibili per alimentare e far funzionare un veicolo e la diversità dei modelli presenti sul mercato. Per quanto riguarda le tipologie di motori e di alimentazioni bisognerebbe, infatti, distinguere tra ICEV a benzina, ICEV a diesel, veicoli a metano, a GPL, i veicoli a doppio combustibile, gli HEV, i PHEV ed i battery-only EV (BEV). Relativamente ai modelli sappiamo che il mercato automobilistico distingue i segmenti di mercato per tipologie di modelli: berline, cross-over, sportive, lusso, SUV, ecc.. Mentre, in alcuni studi troveremo un tentativo di differenziazione, in altri si contrapporranno più genericamente i BEV agli ICEV.

Inoltre, la generica domanda su chi inquina di più andrebbe anche precisata distinguendo tra inquinamento atmosferico globale e locale (e tra gli inquinanti locali, distinguendo ulteriormente tra particolato, a cui vengono attribuiti i danni alla salute maggiori, e le altre tipologie di inquinanti), inquinamento acustico, inquinamento delle acque, danni ai monumenti e danni ecologici. Gli studi che approfondiamo si occupano in tutti i casi delle emissioni di inquinanti globali, in due casi su quattro di inquinanti locali, in nessun caso dell'inquinamento acustico, in un caso solo dell'acidificazione ed in nessun caso dei danni ai monumenti. La domanda formulata nel titolo in termini molto generali non potrà trovare, quindi, una risposta omnicomprensiva.

Nonostante queste due avvertenze, riteniamo che gli studi al momento disponibile rappresentino un utile contributo per orientare le scelte private e sociali.

3 Il metodo di indagine

Al fine di un confronto corretto e completo, la prima necessità è delimitare l'area del confronto. Le delimitazioni più comuni sono le seguenti (Figura 1):

- *Tank-to-Wheel* (letteralmente, dal serbatoio alle ruote);
- *Well-to-Wheel* (letteralmente, dal pozzo alle ruote);

- *Life Cycle Environmental Impact* (letteralmente, impatto ambientale del ciclo di vita).

La *Life Cycle Environmental Impact Analysis*, detta anche, più comunemente, *Life Cycle Assessment* (LCA) è la metodologia di stima più diffusa e ritenuta la migliore per stimare i costi e benefici delle emissioni di GHG connessi ai veicoli di trasporto. Una sua rappresentazione schematica, relativamente ai veicoli di trasporto, è presentata nella Figura 1.

Figure 1. Schematic representation of the different life cycle stages of a vehicle.

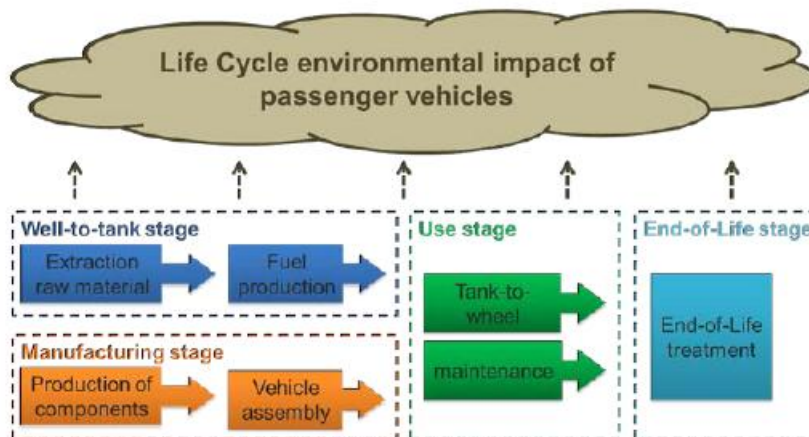


Figura 1 – Una rappresentazione grafica della Life Cycle Environmental Impact Analysis.
Fonte: Messagi *et al.* (2014).

3.1 *Analisi Tank-to-Wheel*

L'analisi *Tank-to-Wheel* considera solo le emissioni in fase di uso. In questa delimitazione dell'ambito di indagine le EV sono favorite rispetto agli ICEV, in quanto, in assenza di combustione, esse non hanno emissioni atmosferiche dal tubo di scappamento. L'unico impatto atmosferico è quello dovuto al rimescolamento delle polveri presenti a terra tramite il movimento del veicolo. Anche l'impatto acustico è ridotto. Nella fase di uso è corretto anche tener conto dei materiali da sostituire durante le manutenzioni periodiche. I BEV, essendo notevolmente però più semplici in quanto hanno il solo motore elettrico, hanno bisogno di meno materiali di sostituzione. L'analisi *Tank-to-Wheel*, pur avendo un suo senso ed una sua importanza, in quanto si concentra sulla fase di utilizzo dei veicoli, che avviene per lo più in ambiti densamente abitati, è comunque limitativa, per cui è bene, se possibile, estendere l'ambito di analisi.

3.2 *Analisi Well-to-Wheel*

L'analisi *Well-to-Wheel* prende in considerazione anche le fasi di estrazione, produzione e distribuzione dei combustibili necessari per alimentare gli ICEV o produrre e distribuire l'energia elettrica per muovere i BEV. E' pertanto più completa dell'analisi *Tank-to-Wheel* e ovviamente anche più complessa. Deve tener conto di tutte le possibili alimentazioni e fonti di produzione dei combustibili. In particolare, per l'energia elettrica, è necessario tener conto del cosiddetto mix elettrico, ovvero della combinazione di fonti utilizzate per produrre l'energia elettrica. Il mix elettrico può differire considerevolmente per nazione, regione, stagione o anche ora del giorno.

3.3 *Life Cycle Environmental Impact*

La *Life Cycle Environmental Impact* (LCEI o più comunemente LCA) aggiunge due fasi all'analisi: la produzione delle componenti del veicolo ed il loro assemblaggio e lo smaltimento del veicolo. Nel confronto tra BEV e ICEV queste fasi sono importanti in quanto si tratta di produrre le batterie e di smaltirle. Anche se la LCA sembra, ed è, molto ampia e complessa, è comunque una delimitazione dell'area d'indagine in quanto si potrebbe continuare a ritroso ed esaminare le fasi ancora più a monte e a valle, ovvero come si producono e smaltiscono le componenti. La matrice input-output energetica e ambientale è uno degli strumenti utilizzati per stimare l'impatto di queste fasi (Gregori, 2015).

4 **Le variabili che influiscono sui risultati**

Le variabili che maggiormente influiscono sui risultati delle LCA sono state ben identificate da Abdul-Manan (2015) in:

1. L'efficienza nella produzione di energia elettrica (*electricity mix*).
2. L'efficienza nella produzione della benzina.
3. L'efficienza nella produzione dei veicoli.
4. L'efficienza dei veicoli.
5. I cicli di guida.

Seguiremo su questi punti nelle sezioni seguenti l'analisi di Abdul-Manan (2015) e illustreremo i risultati da lui ottenuti. Abdul-Manan (2015) distingue e compara tre categorie di veicoli: gli ICEV, gli HEV ed i BEV. Ma, come abbiamo già osservato, esiste una gamma ampia e differenziata di motori e di alimentazioni (benzina, diesel, GPL, metano, elettrica, misti *bifuel*, ibridi) e di modelli (berline, SUV, cross-over). L'analisi può dunque essere svolta scegliendo alcune tipologie di auto d'interesse, data la loro diffusione o il livello tecnologico, oppure, come fa Abdul-Manan (2015), tenendo conto della composizione della flotta in un dato territorio e in un dato anno. In ogni caso, non sarà facile generalizzare: può darsi che un dato BEV emetta più CO₂ di uno specifico ICEV, ma che la conclusione non sia confermata se si confrontano altri due tipi di modelli.

Illustriamo di seguito i risultati di Abdul-Manan (2015) relativamente alle 5 tipologie di variabili che influiscono maggiormente sulle stime delle emissioni di GHG, aggiungendovi qualche breve commento.

4.1 *L'efficienza nella produzione di energia elettrica*

Abdul-Manan (2015) prende in considerazione l'efficienza nella generazione di energia elettrica e le fonti energetiche utilizzate in 200 paesi. Utilizza come fonte il rapporto pubblicato da Ecometrica (Brander *et al.*, 2011) basato su dati sulle emissioni di CO₂ di fonte International Energy Agency (IEA, 2010), ottenendo come risultato le stime riportate nella Figura 2.

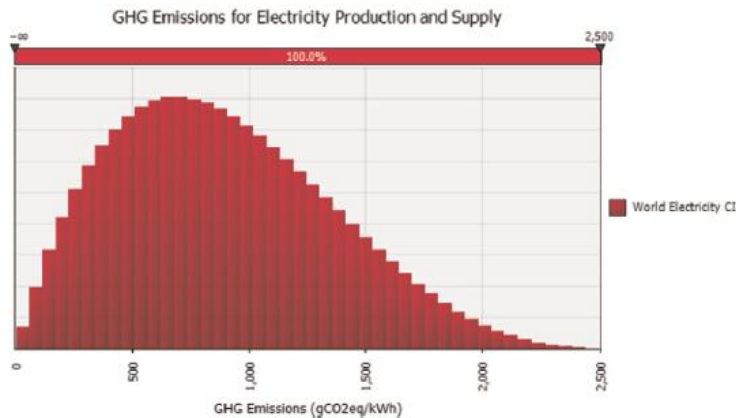


Fig. 5. GHG emissions range and distribution for electricity production and supplies worldwide.

Figura 2 – Emissioni di GHG per paese. Fonte: Abdul-Manan (2015).

Si nota come le emissioni di gas serra (GHG) varino da 0 a 2.500 gCO₂eq/kWh). Il dato di partenza riferito al 2010 è piuttosto datato, considerato che in tutti i paesi nell'ultimo quinquennio si è assistito ad una progressiva sostituzione del carbone con il gas naturale come fonte per la produzione di energia elettrica. Ciò è avvenuto sia nei paesi avanzati, ad esempio gli Stati Uniti che hanno beneficiato dell'introduzione dello *shale gas*², che per i paesi in via di sviluppo, in particolare per la Cina, impegnata a ridurre la quota del carbone per ragioni ambientali, nonostante i bassi costi dello stesso. E' pertanto probabile che la distribuzione più recente si sia spostata più a sinistra.

4.2 L'efficienza nella produzione della benzina

Le stime sulle emissioni di GHG generate dalla produzione di benzina sono scomponibili in due parti: quelle prodotte nella fase di estrazione del petrolio e quelle prodotte nella fase di raffinazione del petrolio. Abdul-Manan (2015) utilizza le seguenti fonti:

- Il *Oil Production Greenhouse gas Emissions Estimation model* sviluppato dalla *Stanford University* per stimare le emissioni prodotte nella fase estrattiva;
- e il rapporto del *National Energy Technology Laboratory*, sviluppato nel 2009 per con del *U.S. Department of Energy*.

² La UCS (2015, p. 9), infatti, afferma: "The sources of energy used to generate electricity in the United States have been changing, with a consequent reduction in "emissions intensity"—the average global warming emissions emitted from producing a given amount of electricity. Sustained lower natural gas prices have led to a declining share of coal-fired power (one of the highest-polluting sources of electricity) and a rising share of electricity generated from natural gas. The deployment of renewable energy sources, such as solar and wind, have also contributed to the electricity grid's improvements." Si veda anche la fig. 2 di UCS (2015, p. 11).

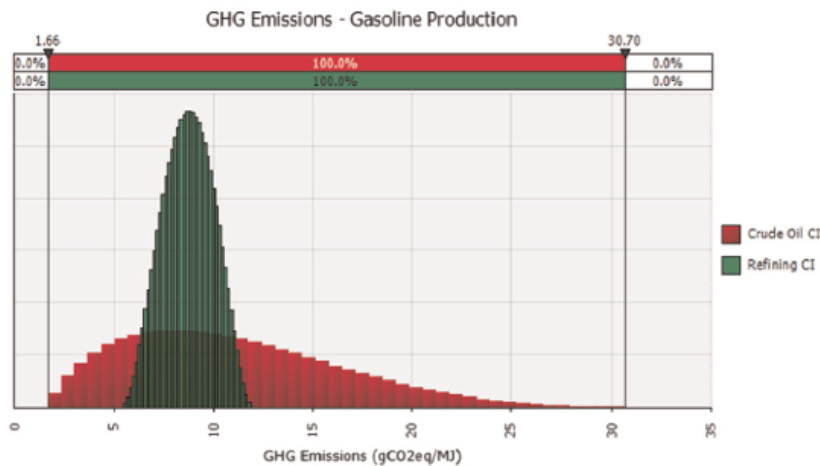


Fig. 4. GHG emissions range and distribution for crude oil production and gasoline refining.

Figura 3 – Emissioni di GHG nella produzione della benzina. Fonte: Abdul-Manan (2015).

I risultati che si ottengono sono rappresentati nella Figura 3. Come si può vedere, il maggior margine d'incertezza riguarda la fase di estrazione, mentre la distribuzione per la raffinazione è molto più concentrata.

4.3 L'efficienza nella produzione dei veicoli

Per valutare le emissioni di GHG generate dalla produzione dei veicoli in un'ottica *lifecycle* occorre considerare: l'estrazione dei minerali occorrenti nella produzione dei componenti del veicolo, delle batterie, il loro assemblaggio ed il loro smaltimento o riciclo. In particolare, quest'ultimo è di cruciale importanza nel caso delle batterie agli ioni di litio usati nei BEV, che hanno una maggiore efficienza energetica delle batterie *Nickel-Metal Hydride* (Ni-MH) usate negli HEV, ma che causano una maggiore emissione di GHG.

Abdul-Manan (2015) utilizza il modello GREET (*Greenhouse Gases, Regulated Emissions, and Energy Use in Transportation*) 2, sviluppato nel 2013 dall'*Argonne National Laboratory*, ipotizzando un utilizzo totale del veicolo pari a 160 mila miglia, e lo applica alle diverse tipologie di veicoli.

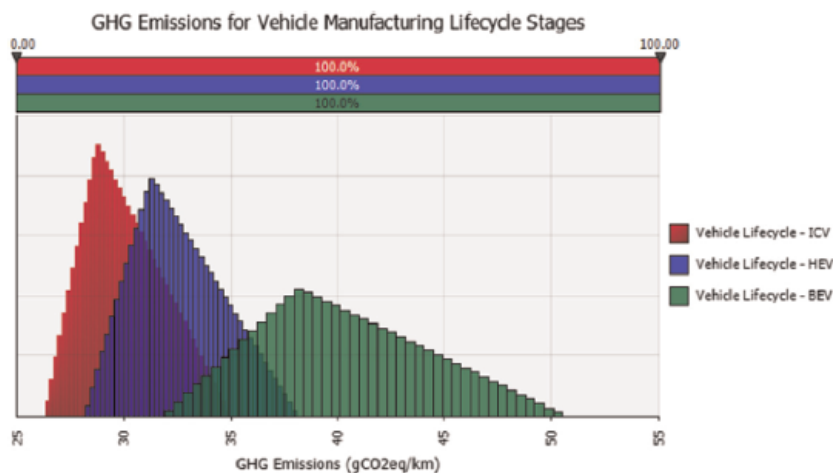


Fig. 6. GHG emissions range and distribution associated with the vehicle lifecycle stages for ICVs, HEVs and BEVs.

Figura 4 – Emissioni di GHG nella produzione dei veicoli. Fonte: Abdul-Manan (2015).

I risultati che Abdul-Manan (2015) ottiene sono rappresentati nel Figura 4. L'ordinamento, partendo dalla meno impattante, è chiaramente ICEV, HEV, EV. L'interpretazione di quest'ordinamento sembra aver chiaramente a che fare con le dimensioni della batteria montata sul veicolo.

4.4 L'efficienza dei veicoli

Esistono numerose tipologie di automobili con diversi tipi di efficienza energetica, misurabile in miglia per gallone per gli ICEV e HEV e in miglia al kWh per i BEV. Abdul-Manan (2015), utilizzando i dati dell'EPA relativi a tutte le automobili in vendita nel mercato statunitense, trova le distribuzioni rappresentate nelle Figura 5 e Figura 6.

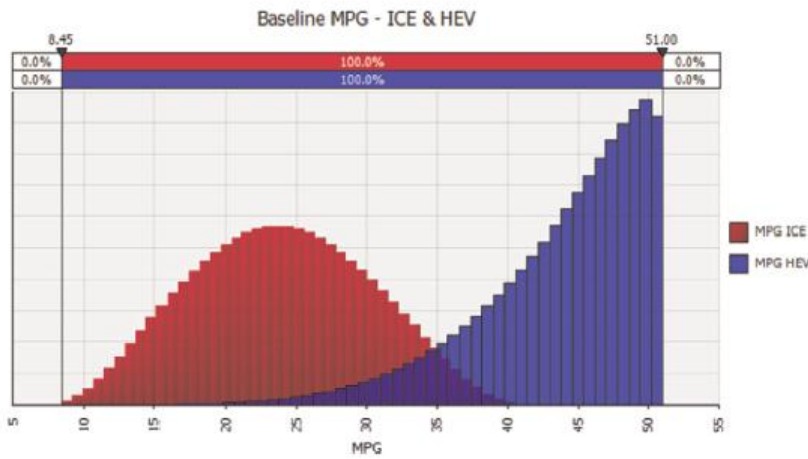


Fig. 2. The efficiency range and distribution for conventional ICEs and HEVs obtained from the EPA's fuel economy database.

Figura 5 - Consumo di carburante per le ICE e HEV. Fonte: Abdul-Manan (2015).

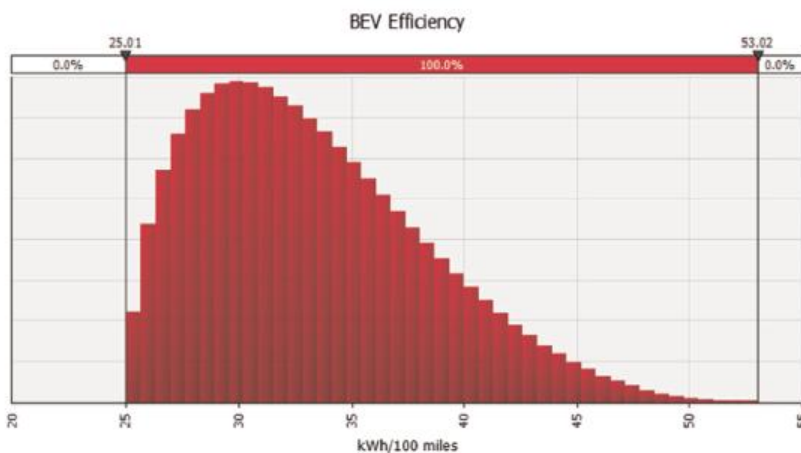


Fig. 3. The efficiency range and distribution for BEVs obtained from the EPA's fuel economy database. The popular Nissan Leaf has an efficiency of 30 kWh/100miles.

Figura 6 – Consumo di energia elettrica per i BEV. Fonte: Abdul-Manan (2015).

Per gli ICEV l'unità di misura utilizzato sono le miglia per gallone (MPG) e per i BEV i kWh per 100 miglia. Non è possibile comparare le due tipologie d'indicatori, se non utilizzando un parametro intermedio. Un esempio è la distanza percorsa nel caso del "miles per gallon

gasoline equivalent³” (MPGe) per unità di energia consumata. Questa metrica è usata dall’*Environmental Protection Agency* (EPA) statunitense⁴ per comparare automobili con ogni tipo di alimentazione. Ogni nuovo veicolo venduto dopo il 2013 è dotato di un adesivo nel quale sono indicate le proprietà del veicolo in termini di MPGe. Tale metrica, in parte aggiustata, è anche usata per finalità regolamentari e fiscali⁵. Nel caso delle PHEV, essendo possibile sia l’utilizzo solo elettrico sia l’uso della benzina per caricare la batteria, l’EPA non è ancora addivenuta ad una metrica sintetica e pubblica due valori distinti per ogni automobile.

4.5 I cicli di guida

La velocità, lo stile di guida, la temperatura esterna (inverno\estate), la tipologia percorso (urbano\rurale, pianura\montagna), e gli *stop-and-go* hanno una notevole influenza sul consumo di carburante e nelle emissioni di GHG. Data la loro varietà, alcune tipologie di cicli di guida sono stati standardizzati nel US EPA's *Federal Test Procedures* (FTP) e *Highway Fuel Economy Test* (HWFET), nel *New European Drive Cycle* (NEDC), nel JC08 giapponese e nel *World-wide harmonized Light-duty Test Cycle* (WLTC). Per tener conto di queste variazioni Abdul-Manan (2015) utilizza il modello di conversione messo a punto dall’*International Council on Clean Transportation*.

5 Alcuni risultati recenti

5.1 Abdul-Manan (2015)

Sulla base delle analisi sopra descritte, Abdul-Manan (2015), nel corso di un’esperienza allo *Strategic Transport Analysis Team*, presso un *Research&Development Center* dell’Arabia Saudita, trova che i BEV, rispetto agli ICEV, possono generare un risparmio nelle emissioni di GHG che possono variare da -37% a +89% a seconda di come si combinano le variabili illustrate in precedenza (Figura 8). La probabilità che i BEV emettano meno GHG degli ICEV è stimata pari al 90% (nella Figura 7, l’area in rosso alla destra dello 0%).

³ Spiega UCS (2015): “A gallon of gasoline equivalent means the number of kilowatt-hours of electricity, cubic feet of compressed natural gas (CNG), or kilograms of hydrogen that is equal to the energy in a gallon of gasoline”.

⁴ Secondo Wikipedia: “The MPGe metric was introduced in November 2010 by EPA in the Monroney sticker of the Nissan Leaf electric car and the Chevrolet Volt plug-in hybrid. The ratings are based on EPA's formula, in which 33.7 kilowatt hours (121.32 megajoules) of electricity is equivalent to one gallon of gasoline, and the energy consumption of each vehicle during EPA's five standard drive cycle tests simulating varying driving conditions. All new cars and light-duty trucks sold in the U.S. are required to have this label showing the EPA's estimate of fuel economy of the vehicle.”

⁵ E’ infatti utilizzata per amministrare il programma *Corporate Average Fuel Economy* (CAFE) e dall’*Internal Revenue Service* per determinare le tasse annuali. Sempre secondo Wikipedia: “Fuel economy estimates for window stickers and CAFE standard compliance are different. The EPA MPGe rating shown in the Monroney label is based on the consumption of the on-board energy content stored in the fuel tank or in the vehicle's battery, or any other energy source, and only represents the tank-to-wheel energy consumption. CAFE estimates are based on a well-to-wheel basis.”.

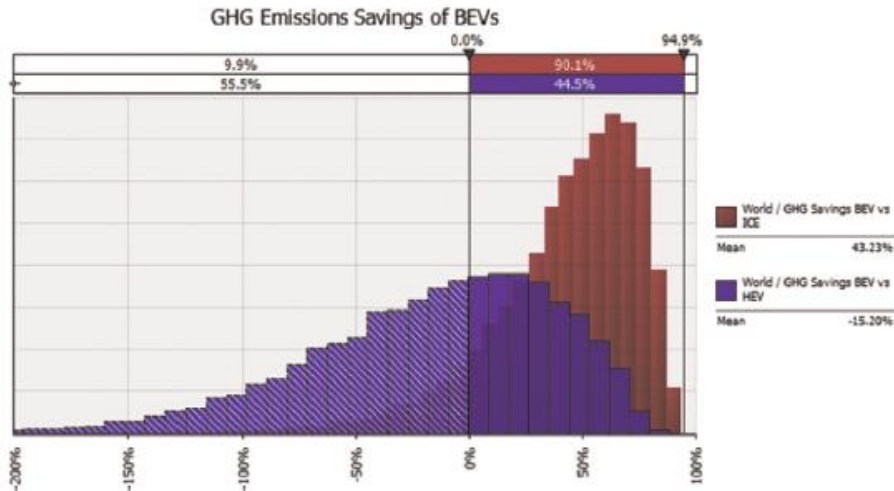


Fig. 7. GHG emissions savings of BEVs relative to ICEs (red bars) and HEVs (blue bars), with negative values denoting higher emissions by BEVs. (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

Figura 7 – Emissioni di GHG dei BEVs rispetto agli ICEVs e alle HEVs. Fonte: Abdul-Manan (2015)

Table 1

GHG emissions benefits of BEVs relative to ICEs and HEVs in this study.

	GHG emissions benefits		Probability that BEV is better than ICE/HEV
	Mean	Range @ 95% uncertainty interval	
BEV vs ICE	43%	-37% to 86%	90%
BEV vs HEV	-15%	-140% to 66%	44%

Figura 8 – Emissioni di GHG dei BEVs rispetto agli ICEVs e alle HEVs. Risultati sintetici. Fonte: Abdul-Manan (2015)

Abdul-Manan (2015) giunge a risultati assai diversi confrontando i BEV con gli HEV. Trova, infatti, che i BEV emettono in media il 15% GHG in più degli HEV (Figura 8) e che la probabilità che i BEV emettano meno GHG degli HEV è stimata solo pari al 44% (nella Figura 7, l'area in blu alla destra dello 0%), di fatto stimando un'attuale superiorità degli HEV rispetto ai BEV.

L'analisi Monte Carlo da egli sviluppata, permette di effettuare un'analisi di sensitività, stimando l'effetto sulle emissioni complessivi di variazioni di +/-10% nelle variabili del modello, i cui risultati vengono illustrati nella Figura 9.

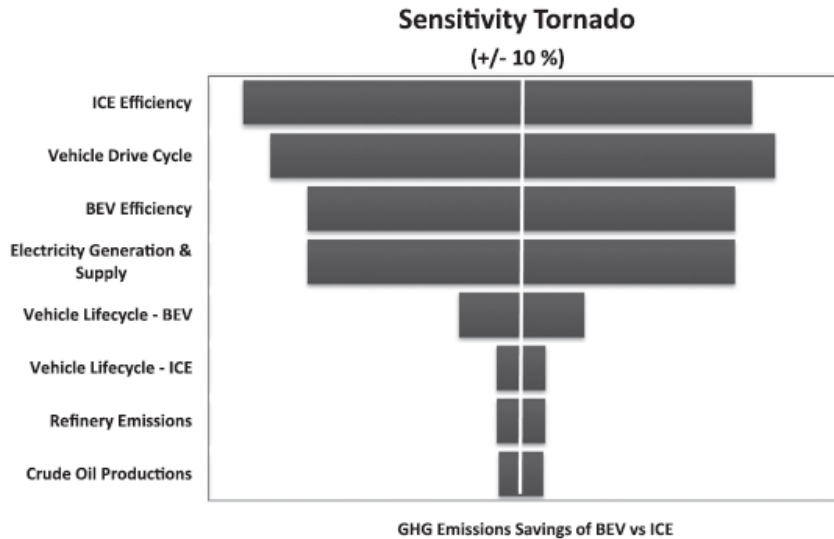


Fig. 8. Sensitivity of the GHG emissions saving potentials for BEVs was assessed by varying the input parameters within $\pm 10\%$.

Figura 9 – Analisi di sensitività. Fonte: Abdul-Manan (2015)

L'efficienza degli ICEV e BEV, le condizioni di guida e il modo in cui è generata l'energia elettrica hanno il maggior impatto sui risultati. Secondo Abdul-Manan (2015), queste sono le variabili su cui intervenire per ridurre l'impatto del trasporto automobilistico.

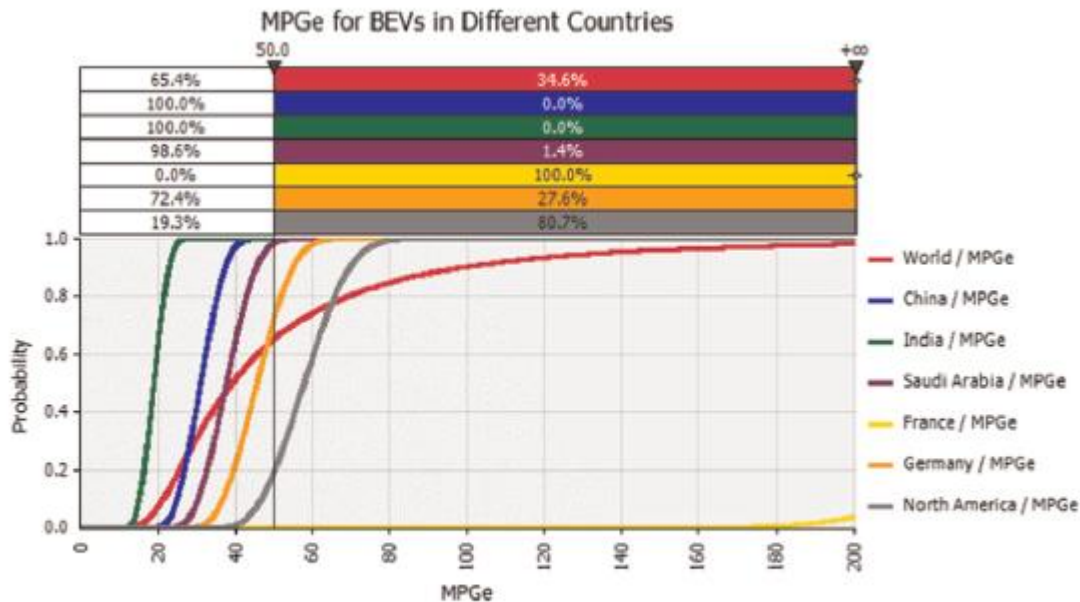


Fig. 9. Cumulative distribution functions for the MPGe of BEVs in six different countries and the world average.

Figura 10 – Analisi di sensitività. Fonte: Abdul-Manan (2015)

Come risultato finale del proprio studio, l'autore produce dei risultati probabilistici distinguendo tra Paesi, basati però sui dati statunitensi per quanto riguarda l'efficienza dei veicoli, i cicli di guida, l'efficienza nella produzione dei veicoli e dei combustibili, ma diversi tra paese e paese relativamente al mix elettrico. Si utilizza anche in questo caso una metrica di "miles per gallon equivalent" definita come la *fuel economy* necessaria a un ICEV per emettere una quantità di GHG simile ad un BEV. I risultati sono illustrati nella Figura 11.

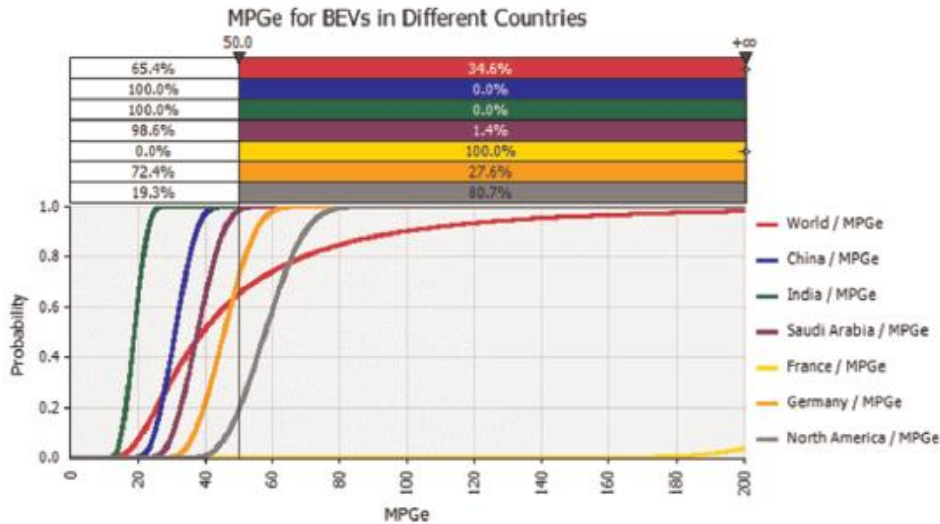


Fig. 9. Cumulative distribution functions for the MPGe of BEVs in six different countries and the world average.

Figura 11 – MPGe dei BEV in sei differenti paesi. Fonte: Abdul-Manan (2015)

Le curve indicano la probabilità che un ICEV emetta meno GHG di un BEV. Le diversità tra i Paesi dipendono dai mix elettrici. Come si può vedere la distribuzione cumulata è molto bassa in Francia (che utilizza molto nucleare) e molto elevata in India (che utilizza molto carbone). Pertanto se un ICEV ha una MPGe pari a 50 (attualmente è pari a 27,6 MPG negli Stati Uniti), la probabilità che essa emetta meno GHG dei BEV è pari a 0 in Francia e pari a 100 in India. A livello mondiale, tale probabilità è pari al 65,4%. In Nord America al 19,3%. Sorprendentemente in Germania tale probabilità è del 76%.

Il valore pari a 50 MPG è scelto dall'autore per identificare il valore raggiunto da molti HEV attualmente in commercio e per concludere che gli HEV rappresentano una tecnologia attualmente disponibile, poco costosa e, almeno in questo momento, più vantaggiosa in termini di emissioni di GHG in molti paesi rispetto ai BEV. Ad esempio, la Toyota Prius PHV è accreditata dall'EPA di un valore pari a 50 MPG in modalità benzina; la Chevrolet Volt 2016 di 42 MPG.

5.2 Union of Concerned Scientists (2015)

La Union of Concerned Scientists (UCS) (<http://www.ucsusa.org/>), che si definisce un'organizzazione dedita a fare “science for a healthy planet and a safer world”, ha prodotto nel 2012 e aggiornato nel 2015 un rapporto in cui compara le emissioni dei BEV e degli ICEV. Il rapporto più recente è intitolato “Cleaner Cars from Cradle to Grave. How Electric Cars Beat Gasoline Cars on Lifetime Global Warming Emissions”.

Una scelta metodologica importante effettuata dalla UCS per confrontare le emissioni di GHG degli ICEV e dei BEV è di sviluppare una metrica comune definita come “gasoline miles-per-gallon equivalent—MPG_{ghg}”. Utilizzando la loro definizione “If an electric vehicle has an MPG_{ghg} value equal to the MPG of a gasoline-powered vehicle, both vehicles will produce the same amount of global warming emissions for each mile traveled.” Sulla base dei dati disponibili sulle emissioni di GHG per produrre l'energia elettrica, UCS (2015) elabora la tabella illustrata in Figura 12.

TABLE 1. Well-to-Wheels BEV Miles-per-Gallon Equivalent (MPG_{ghg}) by Electricity Source

Electricity Source ¹	Gasoline Vehicle Emissions Equivalent (MPG _{ghg}) ^{2,3}	% Reduction from Average New 2014 Car ⁴
Oil	29	0%
Coal	29	1%
Natural gas	58	51%
Geothermal	310	91%
Solar	350	92%
Nuclear	2,300	99%
Wind	2,500	99%
Hydro	5,100	99%

Notes:

(1) Represents electricity available at the wall outlet and includes emissions from power plant feedstocks (e.g., coal mining) and power plant combustion. Power plant construction emissions are also included; they are the only emissions associated with solar, wind, geothermal, and hydro sources.

(2) Gasoline vehicle emissions equivalents account for oil extraction and refining of crude oil, but not refinery construction.

(3) Average new car (excluding truck) fuel economy for model year 2014 is 28.7 MPG. Sources: EPA 2014; ANL 2014A.

(4) To calculate the MPG_{ghg} estimate, we use the 2014 average sales-weighted efficiency of 0.33 kWh/mile, regarding both plug-in hybrid and battery-electric vehicles (see Table 3, p. 10).

Figura 12 – Emissioni di GHG MPG equivalenti dei BEV per tipo di fonte energetica utilizzata. Fonte: UCS (2015)

La tabella illustrata in Figura 12 si legge in questo modo. Se un BEV è alimentato con energia elettrica prodotto con petrolio ha un MPG_{ghg} pari a 29 che equivale ad un ICEV costruito nel 2014, per cui non c'è nessun guadagno in termini di emissioni di GHG. Se, invece, un BEV è alimentato con energia elettrica prodotto da centrali a gas naturale ha un MPG_{ghg} pari a 58, con un risparmio del 51% sul ICEV costruito nel 2014. E' evidente che questa tabella riassume e contiene molte informazioni sull'efficienza delle centrali che producono l'energia elettrica e sull'efficienza dei veicoli BEV e ICEV. Esaminiamoli più in dettaglio.

Concentrandoci, innanzitutto, sulle emissioni di GHG prodotto dalle centrali elettriche, è necessario partire dalla considerazione che, in termini generali, l'elettricità è prodotta utilizzando un mix di unità produttive che variano in termini di dimensioni, combustibili usati ed efficienza energetica. Questo mix varia nel tempo, così come la domanda di energia elettrica, la disponibilità e costi relativi dei combustibili. Le emissioni imputabili al consumo di energia elettrica sono collegate direttamente a questo mix produttivo. Le emissioni di energia elettrica variano quindi tra regioni, periodi dell'anno e ora del giorno. A causa della complessità della rete elettrica e del suo funzionamento, così come della difficoltà di tenere traccia specifica della tipologia di generazione utilizzata per un uso finale specifico, si possono sviluppare diversi metodi per stimare le emissioni da uso di energia elettrica: si può fare riferimento alle emissioni medie oppure alle emissioni marginali, distinguendo ulteriormente per area geografica e per ora del giorno (Graff Zivin *et al.*, 2014; Tamayao *et al.*, 2015).

Per quanto detto, l'approccio delle emissioni medie, largamente utilizzato seppur più sommario, tiene conto delle emissioni derivanti dalla produzione di energia elettrica stimate come media su tutte le tipologie di unità di produzione di energia elettrica, in una regione, per l'intera rete elettrica, per soddisfare qualsiasi tipo di domanda, in un'ora e mese qualsiasi, per un intero

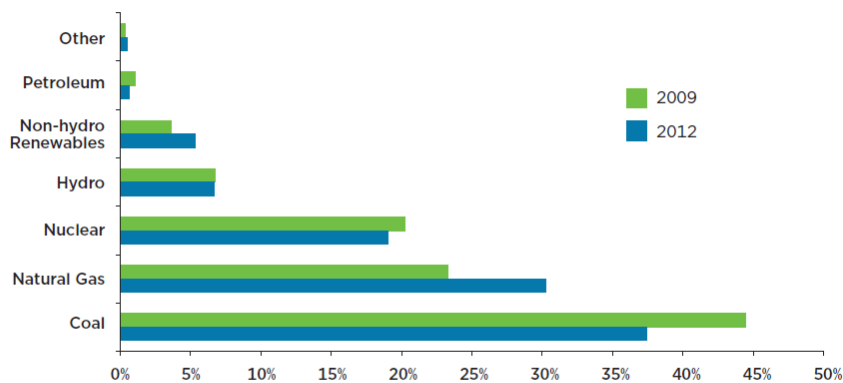
anno. Questo indicatore incorpora i cambiamenti economici e regolamentari che avvengono nel settore della produzione di energia elettrica, non riferendoli ad usi specifici.

L'alternativa è utilizzare le emissioni marginali di GHG, che però richiede di identificare quali unità produttive, e di che tipo, sono utilizzate per soddisfare l'incremento di domanda per produrre l'energia elettrica per ricaricare le batterie dei BEV. Inoltre, l'approccio della variazione marginale può essere ulteriormente specificato distinguendo tra il breve e il lungo periodo (UCS, 2015, p. 43), in cui il secondo tiene conto di aggiustamenti nella capacità derivanti da variazioni permanenti nella domanda o nell'offerta e dell'interazione tra il sistema dei trasporti e quello della produzione di energia. Pur essendo, un approccio assai interessante, quest'ultimo deve essere svolto tramite un'opportuna modellazione dell'interazione tra i due sistemi (Electric Power Institute e Natural Resources Defense Council, 2015).

Tenuto conto di questo l'UCS (2015) ha scelto di basare le proprie valutazioni sulle emissioni medie ma stimando le emissioni di GHG per la produzione di energia a livello regionale (suddividendo gli USA in 26 regioni e trascurando le importazioni ed esportazioni di energia tra le regioni) al fine di stimare la desiderabilità del passaggio da ICEV a BEV. La fonte usata è il database eGRID 2015v1.0 pubblicato dall'EPA nel 2015, basato sul mix elettrico del 2012.

Il rapporto UCS (2015) ci tiene molto a osservare che è in atto negli Stati Uniti un progressivo miglioramento del mix elettrico. La Figura 13 presenta i dati riguardanti il 2009 e il 2012, i quali mostrano una parziale sostituzione del carbone con il gas naturale.

FIGURE 2. Percent U.S. Electricity Generation by Fuel Type for 2009 and 2012



Note: Non-hydro renewables include wind, solar, and geothermal electricity generation.

SOURCES: EPA 2015C; EPA 2012A.

Figura 13 – Mix elettrico statunitense nel 2009 e nel 2012. Fonte (UCS, 2015)

Un'interazione non considerata da Abdul-Manan (2015) e invece segnalata nel rapporto redatto dalla UCS (2015) è che il mix elettrico ha un'influenza non solo sui valori di emissione di GHG in fase d'uso dei veicoli ma anche nelle fasi di produzione dei veicoli stessi. UCS (2015, p. 39) giungono a queste conclusioni: *"We investigated the impacts of a future electricity grid with 80 percent renewable energy sources, and we concluded that vehicle manufacturing-related global warming emissions could be reduced by up to 45 percent, as opposed to a grid with 90 percent coal power, as is the case today in China."*

Invece di utilizzare, come Abdul-Manan (2015), i dati relativi a tutte le automobili in vendita nel mercato statunitense, UCS (2015), come altri autori, si concentrano su un numero limitato di modelli di dimensione comparabile. UCS (2015) si concentra su 5 automobili comparabili con la Nissan Leaf e 5 automobili comparabili con la Tesla Model S. In questo modo UCS (2015) è in grado di fornire stime separate per segmento, distinguendo tra un BEV con un'autonomia di 84 miglia ed un BEV con un'autonomia pari a 265 miglia. Le emissioni sono,

infatti, ben differenti tra i due tipi di segmenti (Figura 14). In entrambi, comunque, i BEV sono migliori degli ICEV, secondo UCS (2015).

FIGURE ES-2. Life Cycle Global Warming Emissions from the Manufacturing and Operation of Gasoline and Battery-Electric Vehicles

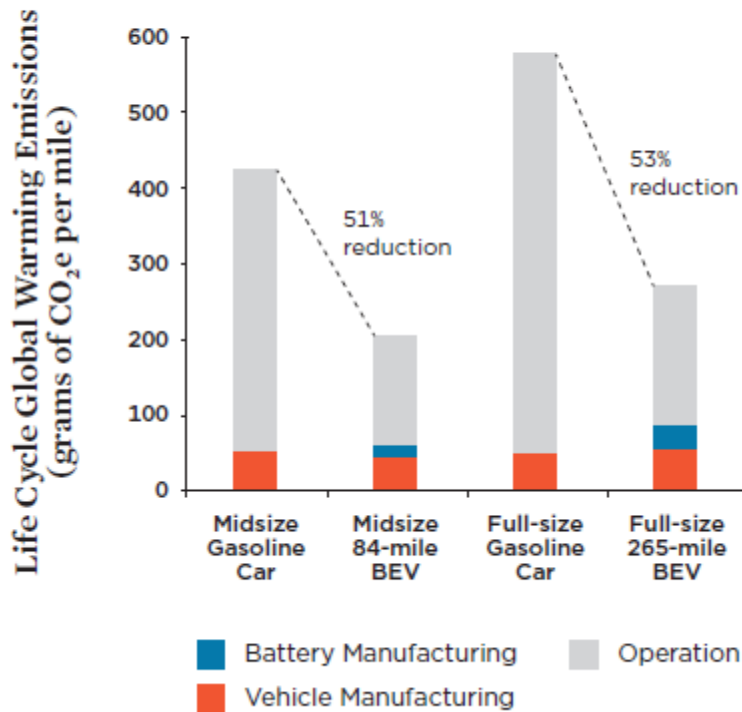


Figura 14 – Emissioni di GHG per tipo di segmento. Fonte (UCS, 2015)

Nel fare questi confronti, UCS (2015) segnalano che è cruciale precisare quali assunzioni vengono fatte sul chilometraggio dei veicoli. I BEV tendono ad avere minori emissioni degli ICEV nella fase di utilizzo ma maggiori emissioni per la produzione delle batterie. Conseguentemente, l'ipotesi sul chilometraggio totale percorso è rilevante. Diversamente da Abdul-Manan (2015) che, come abbiamo visto, seguendo *Argonne National Laboratory*, ipotizza un utilizzo totale del veicolo pari a 160 mila miglia, UCS (2015, p. 40) ipotizzano 179 mila miglia, per gli ICEV e i BEV con ampia autonomia (265 miglia, Tesla Model S) e 135 mila per i BEV con autonomia limitata (84 miglia, Nissan Leaf), per tener conto del fatto che la limitata autonomia riduce le distanze che si “vogliono” percorrere e della probabile necessità di sostituire le batterie.

Un'attenzione particolare è dedicata alla valutazione delle GHG connesse alle batterie. In particolare, secondo UCS, è determinante la chimica delle batterie, essendo connesse a livelli di emissione molto diversi. UCS (2015) presenta le stime derivanti da una analisi di sensitività illustrate nella Figura 15.

TABLE B-5. Global Warming Emissions Changes Based on Battery Chemistry for 28 kWh Battery

Battery Chemistry	Global Warming Emissions Change from Modeled BEV Battery Chemistries (%)	
	Midsized BEV Battery	Full-size BEV Battery
Lithium Manganese Oxide (LMO)	-18%	-43%
Lithium Nickel Manganese Cobalt Oxide (NMC)	--	-31%
Lithium Iron Phosphate (LFP) via Hydrothermal Process	-7%	-36%
Lithium Iron Phosphate (LFP) via Solid State Process	-14%	-41%
Lithium Cobalt Oxide (LCO) via Hydrothermal Process	45%	--
Lithium Cobalt Oxide (LCO) via Solid State Process	9%	-25%
Advanced Lithium NMC (LMR-NMC) with Graphite	-13%	-40%
Advanced Lithium NMC (LMR-NMC) with Silicon	5%	-28%

Figura 15 – Variazioni nelle emissioni di GHG secondo la chimica delle batterie. Fonte (UCS, 2015)

Essi trovano variazioni significative sia nelle batterie per la Nissan Leaf che in quelle per la Tesla Model S. Questo è un punto segnalato anche da altri autori che mostra come, non essendo la tecnologia delle batterie ancora assestata, c'è un margine di incertezza industriale e tecnologico nella valutazione degli impatti dei BEV.

Anche Nealer e Hendrickson (2015) segnalano importanti differenze nella letteratura sulle emissioni legate alle batterie, in relazione alla chimica usata, alle dimensioni dell'azienda che le produce ed alla scala di produzione usata. Un esempio di questa variabilità nelle valutazioni è illustrata in Figura 16.

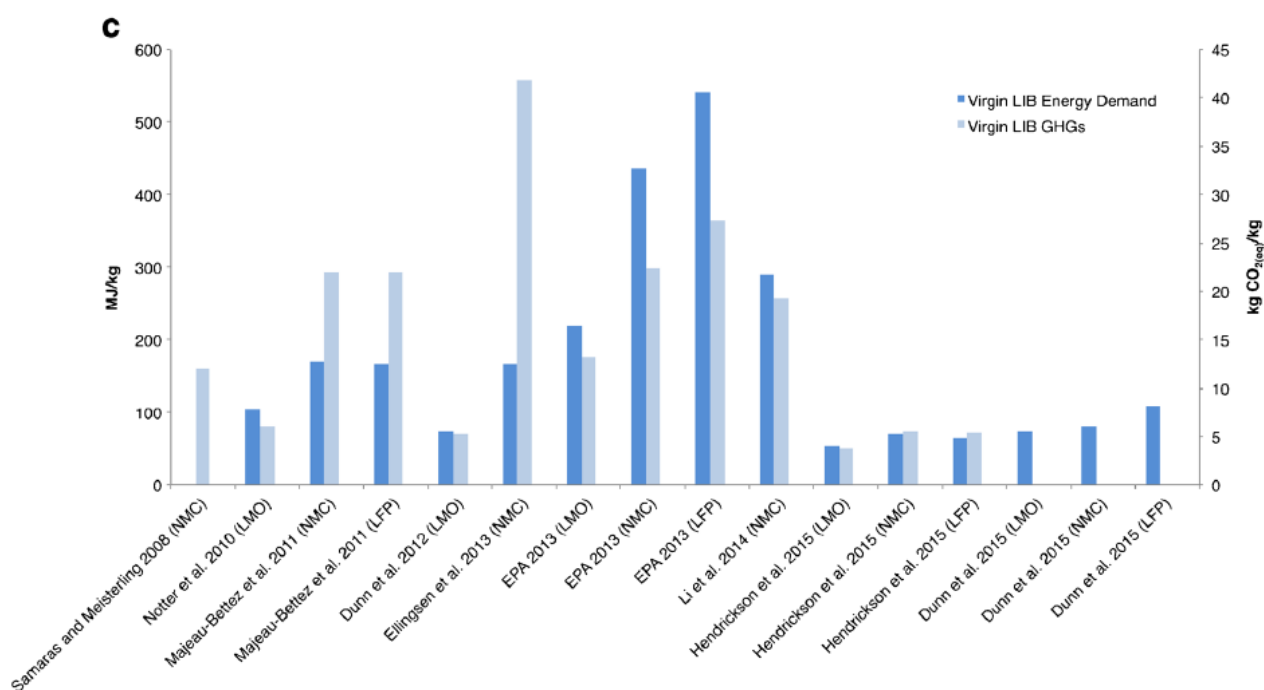


Figura 16 – Stime del contenuto energetico e delle emissioni di GHG nelle batterie agli ioni di litio (LIB) in diversi studi. Fonte: Nealer e Hendrickson (2015)

È evidente che sia la tecnologia delle batterie che la produzione delle stesse non è ancora assestata e che gli studi in materia giungono a risultati assai disparati che possono influire in

modo significativo sul risultato complessivo in quanto si stima che la batteria conti dal 10 al 70% delle emissioni di GHG connesse alla produzione del veicolo Nealer e Hendrickson (2015, p. 69). Inoltre, è necessario considerare le opportunità di riciclo o di riuso delle batterie agli ioni di litio.

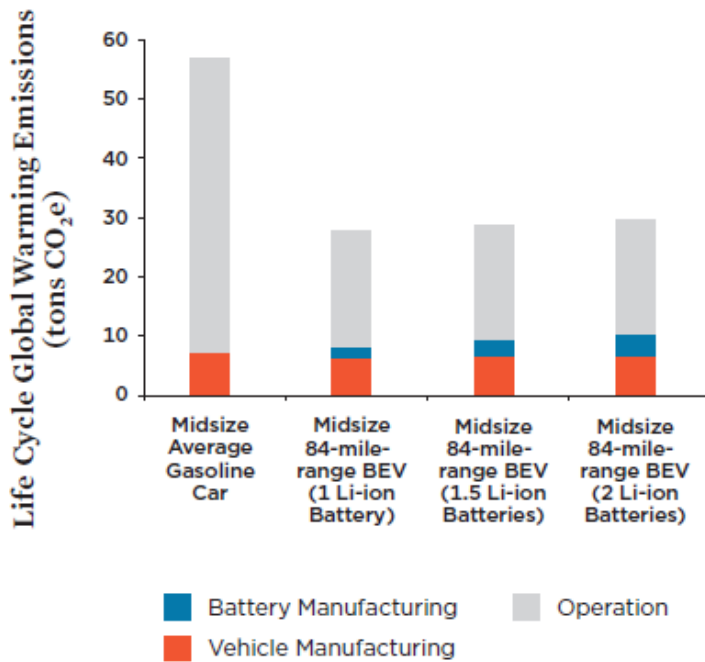
Secondo UCS (2015, p.41) è possibile riutilizzare parte dei componenti delle batterie ed esistono tre tipologie di processi di riciclo (*hydrometallurgy, pyrometallurgy, direct physical recycling*) ed almeno due aziende negli Stati Uniti che lo praticano (*Retriev Technologies* e *Umicore*). Il risparmio potenziale in termini energetici è stimato tra il 10 ed il 17 per cento. Essendo un processo ancora allo stadio iniziale, questi risparmi non sono incorporati nelle loro stime.

Uguualmente, è possibile riutilizzare le batterie agli ioni di litio per altri usi, ad esempio per l'accumulo di energia. Anche in questo caso, data la scarsità di informazioni al riguardo, UCS (2015, p.41), in via precauzionale, non incorpora questi risparmi energetici nelle stime proposte.

I risultati differiscono, infine, anche se non in maniera molto consistente a seconda della durata delle batterie. La Figura 17 mostra i valori dei BEV con diverse ipotesi di sostituzione delle batterie⁶.

⁶ UCS (2015, p. 3) su questo punto afferma: “*Under the average U.S. electricity grid mix, we found that producing a midsize, midrange (84 miles per charge) BEV typically adds a little over 1 ton of emissions to the total manufacturing emissions, resulting in 15 percent greater emissions than in manufacturing a similar gasoline vehicle. The global warming emissions of manufacturing BEVs are falling as automakers gain experience and improve production efficiency. With a focus on clean manufacturing, emissions could fall even more..... There are many ways in which the EV industry might reduce these manufacturing-related emissions, including: advances in manufacturing efficiency and in the recycling or reuse of lithium-ion batteries; the use of alternative battery chemistries that require less energy-intensive materials; and the use of renewable energy to power manufacturers' and suppliers' facilities.*”

FIGURE B-1. Life Cycle Global Warming Emissions from the Manufacturing and Operation of Gasoline and Battery-Electric Vehicles with More Than One Battery Replacement

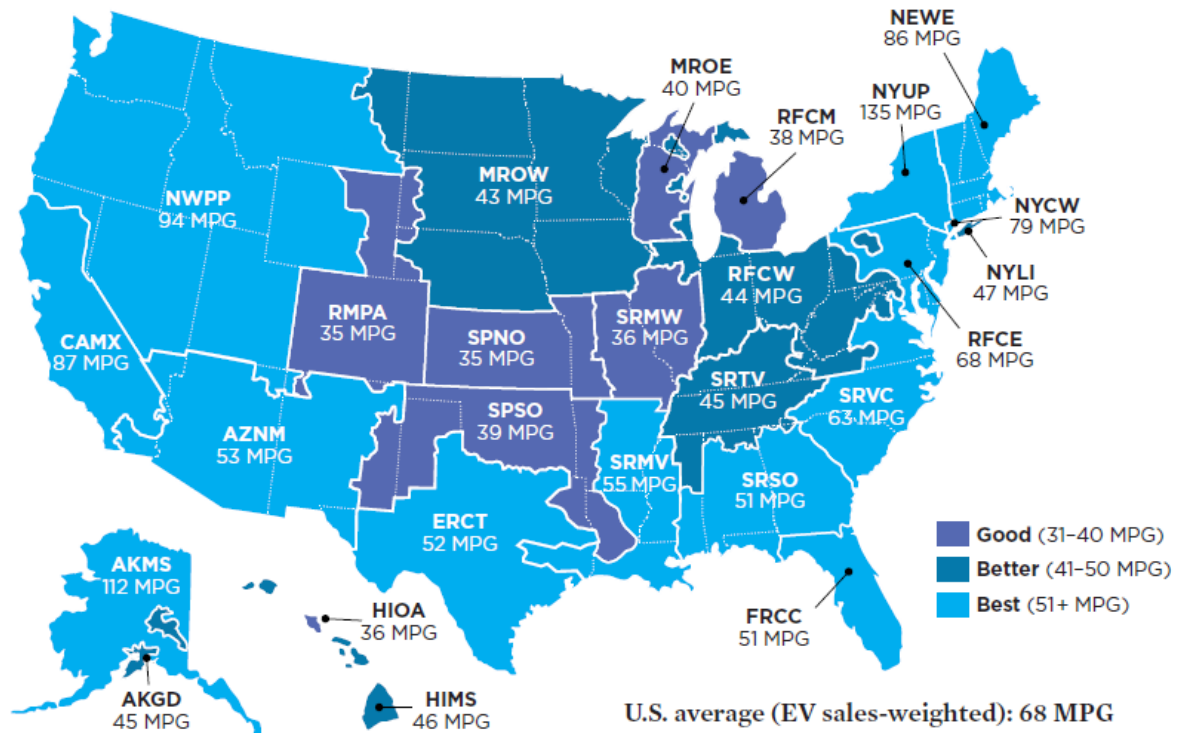


Note: This figure assumes battery production scales linearly and only battery manufacturing emissions are increased, not total vehicle manufacturing emissions. We only show the results for the midsize 84-mile BEV, because the results are similar for the full-size 265-mile BEV.

Figura 17 – Emissioni di GHG nella produzione dei veicoli e della batteria con diverse sostituzioni. Fonte (UCS, 2015)

Utilizzando questa metodologia, sulla base del mix elettrico di 26 regioni distinte per mix elettrico (*grid regions*) gli autori producono il loro risultato principale rappresentato in Figura 18.

FIGURE ES-1. Electric Vehicle Global Warming Pollution Ratings and Gasoline Vehicle Emissions Equivalents by Electricity Grid Region



Note: The MPG (miles per gallon) value listed for each region is the combined city/highway fuel economy rating of a gasoline vehicle that would have global warming emissions equivalent to driving an EV. Regional global warming emissions ratings are based on 2012 power plant data in the EPA's eGRID 2015 database (the most recent version). Comparisons include gasoline and electricity fuel production emissions. The 68 MPG U.S. average is a sales-weighted average based on where EVs were sold in 2014.

SOURCE: EPA 2015C; IHS 2015.

Figura 18 – Indicatori di emissioni di GHG per i BEV in termini di MPG_{ghg} per regione. Fonte (UCS, 2015)

La tabella mostra qual è l'efficienza ambientale dei BEV per regione, tenuto conto del mix elettrico della regione stessa, indicato in termini di emissioni GHG *miles-per-gallon* equivalenti. Considerato che in media negli USA un ICEV aveva una *fuel economy* in termini di MPG pari a 29, in tutti gli Stati i BEV sono più efficienti in termini di emissioni GHG. In alcuni Stati (ad esempio quelli centrali) la Toyota Prius ibrida, che è accreditata di una *fuel economy* EPA pari a 50 MPG, sarebbe migliore dei BEV in quanto il mix elettrico è ancora basato molto sul carbone, ma ciò non vale per la California dove il mix elettrico contiene una quota elevata di fonti rinnovabili. Gli Stati in cui i BEV superano il migliore ICEV sono dunque tutti quelli colorati in celeste, corrispondenti agli Stati ovest, sud ed est. Tale risultato contrasta quindi, per gli USA, con le preferenze espresse da Abdul-Manan (2015) per gli HEV.

Infine, UCS (2015) sottolineano come l'efficienza ambientale dei BEV sia migliorata in almeno 20 regioni su 26 rispetto al rapporto del 2012 e come possa ulteriormente migliorare in futuro nel caso il processo di sostituzione del carbone come fonte per la produzione di energia elettrica continui.

5.3 Holland, S.P., Mansur, E.T., Muller, N.Z., Yates, A.J. (2015)

Un gruppo di economisti ambientali e dell'energia, che definiremo Holland *et al.* (2015), presentano in un working paper NBER un modello ben diverso da quelli finora illustrati: non un

modello *lifecycle* di stima delle GHG, ma un modello economico che combina tre modelli: 1) un modello teorico di scelta discreta per analizzare la scelta dei consumatori tra BEV e ICEV e le implicazioni di benessere; 2) un modello econometrico di stima delle emissioni marginali derivanti dalla produzione di energia elettrica a livello di singola unità produttiva; 3) un modello di diffusione dell'inquinamento per stimare la relazione tra le emissioni da una specifica ciminiera o da un ICEV e le concentrazioni ed i costi esterni prodotti in una specifica regione. Tale complesso modello permette agli autori di valutare la dimensione geografica dei danni ambientali prodotti sia dagli inquinanti locali sia da quelli globali ed il loro effetto sul benessere economico delle persone distinti per Stato.

Senza pretendere di descrivere in dettaglio la metodologia di stima degli autori, ripercorriamo solo alcuni passi per dare l'idea della complessità della stessa, ma anche delle numerose fonti di dati e ipotesi utilizzate.

In questo studio, sono considerati 5 tipi di inquinanti: CO₂, SO₂, NO_x, PM_{2,5} e VOCs - quindi non solamente i GHG come nei casi precedenti. I BEV analizzate sono 11. Per ognuna di queste, è presa in esame i loro ICEV più simile. L'analisi viene effettuata a livello di contea, distinguendo tra contee urbane e non urbane. Le emissioni sono stimate usando il modello GREET. Le unità di produzione di energia elettrica considerate sono 1486. Per ognuna di queste, si tiene anche conto delle differenze di temperatura. Si associano quindi le emissioni ai tempi di ricarica dei BEV. Inoltre, si mappano i danni delle emissioni, valutando quelle di CO₂ a 41\$ per tonnellata. Per gli inquinanti locali, si usa il modello AP2. Infine, si aggregano le stime dei danni per contea. Tralasciamo a questo punto l'illustrazione della metodologia di stima rimandando al contributo originale e ai suoi allegati, per descrivere invece i risultati ottenuti. Essi sono illustrati nella Figura 19.

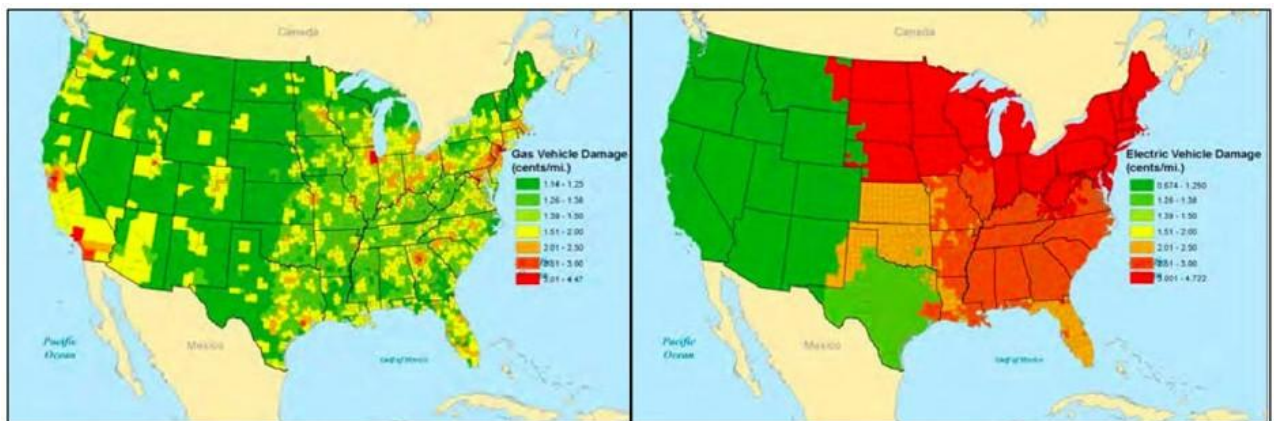


Figura 19 – I danni provocati dagli ICEV e dai BEV. Fonte: Holland *et al.* (2015).

I danni (costi) provocati dai due tipi di vetture sono presenti nelle aree in rosso, dove possono raggiungere anche valori superiori a 4 centesimi per miglia percorsa. Per quanto riguarda i BEV c'è una netta distinzione in due del Paese: gli Stati dell'Ovest riportano danni decisamente minori di quelli dell'Est. La spiegazione è connessa al mix elettrico, molto più basato sul carbone negli Stati dell'Est. Per gli ICEV, i danni maggiori si hanno nelle aree più densamente popolate, in particolare della California, a causa dei fenomeni di ristagno degli inquinanti. Gli autori sottolineano inoltre che esiste una grande differenziazione per regione NERC (*North American Electric Reliability Corporation*) mentre le differenze non sono così elevate se si tiene conto dell'ora in cui viene effettuata la ricarica (Figura 20).

Table 1: Mean damages in cents per mile by NERC electricity region for a 2014 Ford Focus electric vehicle for different charging profiles.

Region	Damages in cents per mile								VMT (pct)
	EPRI	Flat	Hr 1-4	Hr 5-8	Hr 9-12	Hr 13-16	Hr 17-20	Hr 21-24	
California	0.69	0.75	0.65	0.78	0.78	0.84	0.82	0.64	12%
WECC w/o CA	1.03	0.92	1.18	0.98	0.84	0.76	0.73	0.99	10%
ERCOT	1.28	1.21	1.50	1.41	1.10	1.07	1.05	1.16	8%
FRCC	2.48	2.14	3.21	2.36	2.25	1.39	1.53	2.11	7%
SERC	2.75	2.68	2.76	2.26	2.73	2.97	2.64	2.72	24%
SPP	2.24	2.74	2.07	4.91	2.30	2.89	2.39	1.89	4%
NPCC	3.11	2.75	4.19	3.75	1.61	2.12	2.49	2.35	9%
RFC	3.65	3.56	3.44	3.39	3.85	3.07	3.44	4.17	22%
MRO	4.39	3.61	5.77	4.01	3.11	2.63	2.37	3.78	5%
Total	2.50	2.38	2.69	2.49	2.30	2.18	2.18	2.44	100%

Figura 20 – Danni provocati dalla Ford Focus electric nelle diverse regioni “elettriche” NERC e per periodo di ricarica. Fonte: Holland *et al.* (2015).

Table 2a: Summary statistics of damages and environmental benefit in cents per mile for 2014 electric vehicles and equivalent 2014 gasoline vehicles across counties

Vehicle	Electric Vehicle			Gasoline Vehicle			Environmental Benefit		
	mean	min	max	mean	min	max	mean	min	max
Chevy Spark	2.20	0.59	4.17	1.81	1.05	4.42	-0.39	-3.05	3.20
Honda Fit	2.22	0.60	4.20	2.07	1.24	4.96	-0.15	-2.88	3.73
Fiat 500e	2.26	0.61	4.27	1.87	1.03	4.75	-0.39	-3.17	3.45
Nissan Leaf	2.30	0.62	4.35	1.31	0.81	3.60	-1.00	-3.44	2.29
Mitsubishi i-Miev	2.34	0.63	4.41	1.81	1.05	4.42	-0.53	-3.30	3.17
Smart fortwo	2.45	0.66	4.63	1.78	1.08	4.61	-0.67	-3.48	3.24
Ford Focus	2.50	0.67	4.72	2.00	1.13	4.47	-0.49	-3.53	3.31
Tesla S (60 kWh)	2.72	0.73	5.15	2.64	1.41	5.68	-0.09	-3.65	4.48
Tesla S (85 kWh)	2.96	0.80	5.59	2.89	1.63	5.96	-0.07	-3.87	4.77
Toyota Rav4	3.45	0.93	6.52	2.25	1.32	5.18	-1.21	-5.11	3.66
BYD e6	4.20	1.13	7.94	2.25	1.32	5.18	-1.96	-6.52	3.45

Figura 21 – I danni provocati dagli ICEV e dai BEV. Fonte: Holland *et al.* (2015).

Un secondo interessante risultato che il modello riesce a fornire è una stima dei danni e dei benefici per tipologia di veicolo. I valori medi (che sembrano essere calcolati tra le contee, senza tener conto della loro densità di popolazione) sono sempre superiori per i BEV rispetto agli ICEV. Le colonne dei benefici confrontano i vantaggi di passare dai BEV agli ICEV a livello di contea per i diversi tipi di BEV. Per la Chevy Spark in media (su tutte le contee) i benefici sono negativi. Nel caso più estremo i maggiori costi sono pari a 3,05 cent\miglia, ma in qualche caso essi sono positivi, al massimo per un valore pari a 3,20 cent\miglia. I risultati sono diversi tra i BEV, con la Tesla S (60 kWh) che presenta i costi medi più bassi (ma sempre negativi) e la cinese BYD e6 con i valori peggiori. Nuovamente, gli autori sottolineano la enorme differenziazione per contea.

Table 2b: Decomposition of environmental benefit into global and local environmental benefit.

Vehicle	Environmental Benefit			Global Env. Benefit			Local Env. Benefit		
	mean	min	max	mean	min	max	mean	min	max
Chevy Spark	-0.39	-3.05	3.20	0.47	-0.09	0.84	-0.87	-3.01	2.37
Honda Fit	-0.15	-2.88	3.73	0.66	0.09	1.03	-0.81	-3.02	2.71
Fiat 500e	-0.39	-3.17	3.45	0.45	-0.15	0.83	-0.84	-3.08	2.63
Nissan Leaf	-1.00	-3.44	2.29	-0.01	-0.36	0.35	-0.98	-3.16	1.99
Mitsubishi i-Miev	-0.53	-3.30	3.17	0.42	-0.16	0.82	-0.95	-3.20	2.36
Smart fortwo	-0.67	-3.48	3.24	0.30	-0.19	0.68	-0.97	-3.34	2.57
Ford Focus	-0.49	-3.53	3.31	0.59	-0.16	1.03	-1.08	-3.43	2.28
Tesla S (60 kWh)	-0.09	-3.65	4.48	1.02	0.00	1.56	-1.11	-3.72	2.93
Tesla S (85 kWh)	-0.07	-3.87	4.77	1.18	0.10	1.76	-1.25	-4.04	3.02
Toyota Rav4	-1.21	-5.11	3.66	0.39	-0.46	0.96	-1.59	-4.73	2.71
BYD e6	-1.96	-6.52	3.45	0.12	-0.85	0.81	-2.08	-5.78	2.66

Figura 22 – Decomposizione dei benefici dei BEV tra globali e locali. Fonte: Holland et al. (2015).

Il modello permette anche di decomporre tra i danni causati dagli inquinanti globali (CO₂) e quelli locali (SO₂, NO_x, PM_{2,5} e VOCs). In media (tra le contee) il passaggio ai BEV produce benefici positivi relativamente agli inquinanti globali (a parte la Nissan Leaf), ma maggiori costi per gli inquinanti locali, con quest'ultimi in grado di andare oltre la mera compensazione dei benefici in tutti i casi. Secondo gli autori, il problema sembra dunque risiedere soprattutto nel maggior inquinamento locale causato dalla dispersione degli inquinanti dalle ciminiere in cui è prodotta l'energia elettrica – il che li porta a calcolare la quota di danni esportata al di fuori della contea o dello stato per i BEV e gli ICEV. I risultati sono riportati in Figura 23.

Table 5: Native damages in cents per mile by state and county and export percentages

Vehicle	Damages	mean	med	std. dev.	min	max
Electric	All	2.50	2.74	1.11	0.67	4.72
	Non-GHG	1.62	1.86	0.95	0.16	3.50
	State	0.15	0.16	0.07	0.04	0.33
	Export %	91%	91%			91%
	County	0.02	0.02	0.01	0.00	0.06
	Export %	99%	99%			98%
Gasoline	All	2.00	1.91	0.60	1.13	4.47
	Non-GHG	0.54	0.37	0.53	0.01	2.92
	State	0.44	0.27	0.51	0.00	2.76
	Export %	18%	27%			5%
	County	0.23	0.11	0.38	0.00	2.03
	Export %	57%	71%			30%
Environmental Benefit	All	-0.49	-0.81	1.34	-3.53	β.31
	Non-GHG	-1.08	-1.44	1.14	-3.43	2.28
	State	0.29	0.12	0.51	-0.32	2.46
	County	0.21	0.09	0.37	-0.06	2.00

Figura 23 – Danni generati e loro diffusione nello spazio. Fonte: Holland et al. (2015).

Nel caso dei BEV il danno medio è valutabile in 2,5 cent/miglia. Il danno derivante dagli inquinanti locali (non-GHG) è pari a 1,62. Di questi, 0,15 (pari quindi al 9%) sono i danni

sopportati in un dato Stato e generati da unità di produzione di energia elettrica localizzate nello stesso Stato (*native state damage*). Il 91% sono quindi esportati al di fuori dello Stato. Se l'unità di osservazione diventa la contea, l'esportazione del danno è pari al 99% e, quindi, il *native county damage* pari al 1%. Per gli ICEV i valori sono sensibilmente più bassi: il 18% ed il 57%. Gli autori concludono quindi che la produzione di energia elettrica, che avviene in stabilimenti dotati di ciminiere molto alte, si diffonda ad una distanza molto maggiore rispetto agli inquinanti locali generati dalla combustione dei motori delle automobili. Ciò fa sì che, nel caso l'energia utilizzata in uno Stato (es. California) sia prodotta in un altro Stato (es. Nevada), ci sia un chiaro fenomeno di traslazione dei danni e dei benefici. Ciò avviene molto di più se le automobili sono BEV invece che ICEV.

Concedendo un sussidio ai BEV solo nel caso in cui i benefici netti sia positivi, Holland *et al.* (2015) mostrano come il sussidio federale attuale di \$7.500 sia troppo elevato e come sia scorretto concederlo in modo indifferenziato in tutte le aree del Paese. La Figura 24 mostra l'intensità dei sussidi giustificati sulla base dei loro risultati a livello di contea. Si vede come gli Stati Uniti siano sostanzialmente divisi a metà, ma d'altronde nessuna contea ha benefici netti pari a \$7.500. La geografia, pertanto, conta.

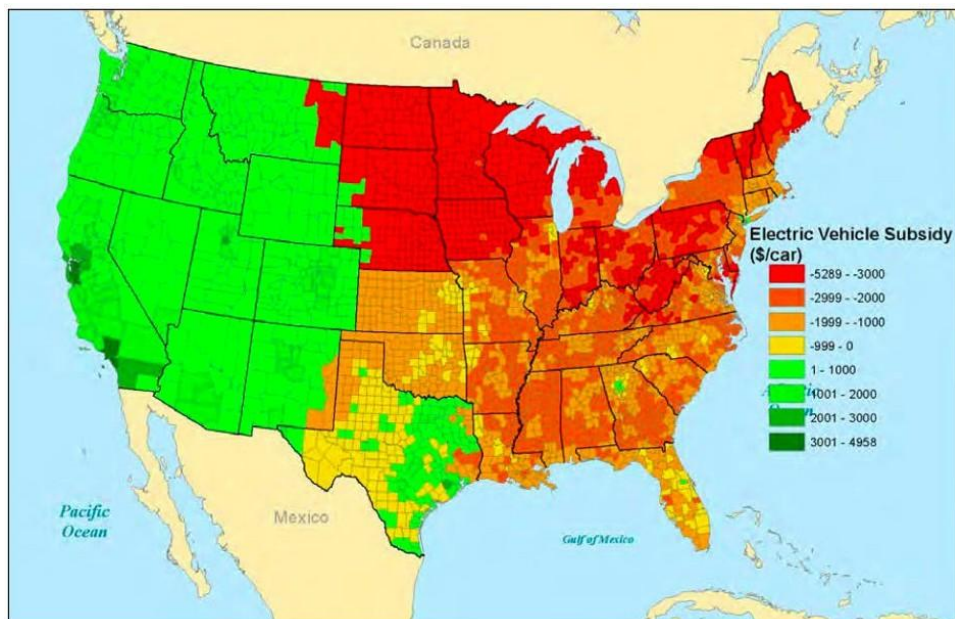


Figura 24 – I corretti sussidi ai BEV. Fonte: Holland *et al.* (2015).

Questa analisi ha chiare implicazioni di politica dei trasporti. Gli autori, infatti, procedono analizzando gli effetti sul welfare delle politiche di sussidiazione dei BEV. Alcuni risultati sono riportati nella Figura 25.

Table 6b: Deadweight losses of differentiated electric vehicle purchase subsidies

	BAU EV Share		
	1%	5%	10%
County policies	1996	2182	2411
State policies	2000	2205	2458
Federal policy (-\$742 subsidy)	2024	2324	2703
County policies (native damages)	2022	2315	2686
State policies (native damages)	2026	2333	2723
Federal policy (native damages, -\$1553 subsidy)	2028	2344	2744
Current Federal Policy (\$7500 subsidy)	2765	6009	10015
BAU Federal Policy (Zero subsidy)	2027	2343	2742

Figura 25 – Effetti sul benessere di politiche di sussidio ai BEV. Fonte: Holland *et al.* (2015).

In primo luogo gli autori trovano pochi benefici dalla differenziazione delle politiche, ovvero dal lasciare che i sussidi vengano definiti a livello di singolo Stato o addirittura di contea. Ciò conduce loro ad una prima importante conclusione che è probabilmente meglio che i sussidi vengano definiti a livello federale invece che statale in quanto gli Stati tendono a sfruttare i fenomeni di esportazione del danno descritti precedentemente.

In secondo luogo, confrontando l'attuale sussidio statunitense di \$7.500 ai BEV con l'ipotesi di assenza del medesimo, è chiaro che essa si accompagna ad una perdita di benessere. Nel caso che le quote di mercato dei BEV sia del 1%, la differenza è pari a 2,765 miliardi di dollari contro 2,027 miliardi. Ma tale differenza crescerebbe enormemente se la quota dei BEV sussidiate salisse al 5% o al 10%.

Gli autori, infine, realizzano un'analisi di sensitività variando alcuni parametri critici del loro modello o ipotizzando scenari futuri. Riproduciamo in Figura 26 i risultati ottenuti. Una diversa valutazione dei danni da CO₂, \$31 o \$51 invece di 41\$ mantiene negativi i benefici medi. Allo stesso modo non cambiano il segno negativi dei benefici variazioni nella temperatura o nei periodi di ricarica, un raddoppio del consumo di carburante delle auto a benzina o una riduzione del valore della vita statistica con cui è valutata la mortalità prematura da 6 a 2 miliardi di dollari. Solo l'ultimo scenario provoca benefici positivi: la sostituzione di tutte le centrali a carbone con centrali a gas naturale e la contemporanea assunzione che le auto a benzina abbiano in media il consumo della Toyota Prius (50 MPG contro l'attuale 27 MPG delle auto statunitensi). Gli autori sottolineano che comunque i benefici che si otterrebbero non giustificerebbero i sussidi federali tuttora in vigore. Tale scenario, estremo sotto molti aspetti, dimostra, a nostro parere, quanto sia decisivo il modo in cui viene prodotta l'energia elettrica per il tema che stiamo analizzando.

Table 7: Sensitivity analysis of damages and environmental benefit in cents per mile for 2014 electric and gasoline Ford Focus

	Electric Vehicle			Gasoline Vehicle			Environmental Benefit		
	mean	min	max	mean	min	max	mean	min	max
Baseline	2.50	0.67	4.72	2.00	1.13	4.47	-0.49	-3.53	3.31
Carbon cost									
SCC=\$51	2.71	0.80	5.02	2.36	1.41	4.84	-0.35	-3.55	3.56
SCC=\$31	2.28	0.55	4.42	1.65	0.86	4.09	-0.64	-3.50	3.06
No temperature adjustment	2.35	0.67	3.90	2.00	1.13	4.47	-0.35	-2.74	3.32
Flat charging profile	2.38	0.74	3.88	2.00	1.13	4.47	-0.38	-2.69	3.24
Average MPG	2.50	0.67	4.72	1.87	1.36	4.23	-0.63	-3.30	3.02
Double gasoline emissions rates	2.50	0.67	4.72	2.54	1.15	7.38	0.04	-3.48	5.75
\$2 Million VSL	1.57	0.71	2.64	1.68	1.13	2.69	0.12	-1.49	1.78
PM dose response	3.59	1.25	6.89	2.31	1.14	6.10	-1.28	-5.65	4.05
Future grid & vehicle	0.66	0.37	1.39	1.31	0.81	3.60	0.64	-0.50	2.81

Figura 26 – Analisi di sensitività. Fonte: Holland *et al.* (2015).

Gli autori stessi segnalano alcuni avvertimenti e limitazioni:

- Sono considerate solo le emissioni durante la fase d'uso dei veicoli;
- I mercati della produzione di energia possono essere regolati e soggetti a permessi *cap-and-trade*;
- Il mix elettrico è quello del periodo 2010-12, miglioramenti successivi non sono considerati;
- Le variazioni marginali non tengono conto di un'eventuale diffusione su larga scala dei BEV;
- Non sono incorporati altri impatti positivi dei BEV frequentemente citati quali vantaggi geopolitici derivanti da una maggior indipendenza del petrolio, *spill-over* dell'innovazione o miglioramenti dei veicoli derivanti dal *learning-by-doing*.
- I sussidi creano un mercato per i BEV che generano una progressiva infrastrutturazione di stazioni di ricarica. Tutto ciò conduce a economia di scala nella produzione dei veicoli e a un mix elettrico più pulito. Questo argomento, a cui viene riconosciuto un probabile merito, è di lungo periodo, non facilmente incorporabile nell'analisi e, probabilmente, secondo gli autori, compensato dai costi di breve periodo.

Il lavoro di Holland *et al.* (2015), solo recentemente apparso come *working paper* e, quindi, non ancora ufficialmente "referato", ha però trovato rapidamente, grazie alle sue conclusioni controcorrente, una vasta eco sulla stampa e sui siti, provocando anche un acceso dibattito. Le voci contrarie, a nostro avviso più interessanti, sottolineano queste limitazioni.

1. Lo studio di Holland *et al.* (2015) sostanzialmente confronta i danni derivanti dalle emissioni atmosferiche emesse dalle ciminiere delle centrali elettriche con le emissioni delle automobili a benzina ma non contiene un completa LCA. Estendendo l'analisi all'intero ciclo di vita, un recente risultato riportato nella Figura 27 tratta da Tessum *et al.* (2014), mostra come, in effetti, i danni siano di gran lunga più elevati nel caso in cui i BEV siano alimentate con energia elettrica prodotta con carbone, mentre siano tra i più contenuti quando vengono utilizzati gas naturale o rinnovabili (vento, acqua o sole, WWS).

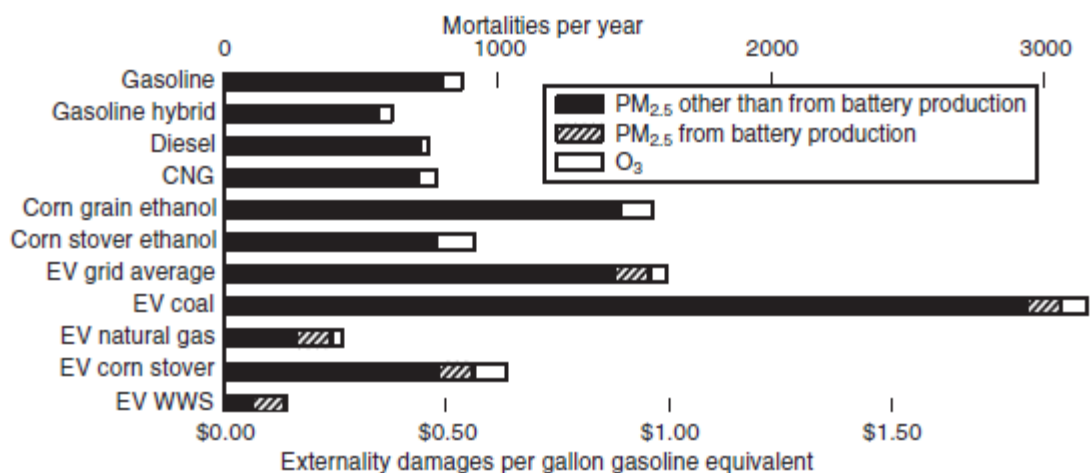


Figura 27 – Impatto degli inquinamenti atmosferici con scenari alternativi (Tessum *et al.*, 2014, p. 18492)

2. Lo studio Holland *et al.* (2015) utilizza coefficienti di emissioni non attuali, risalenti al 2010, che non tengono conto dei miglioramenti già avvenuti (Figura 28).

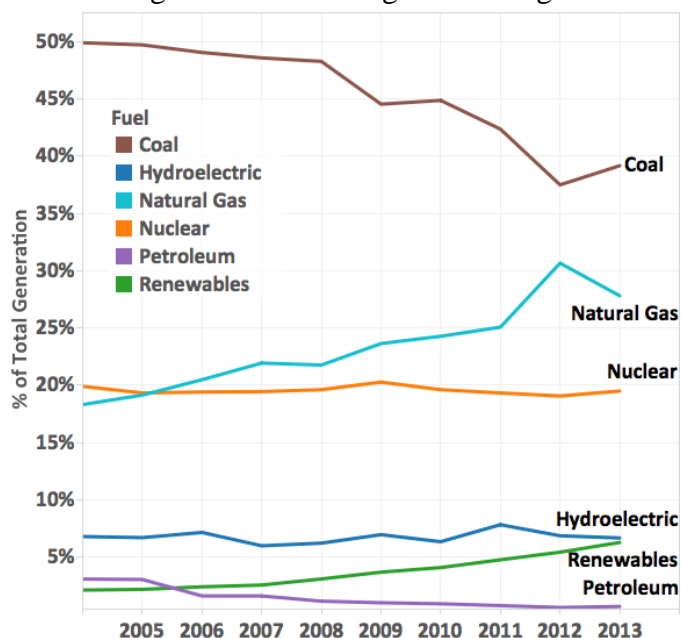


Figura 28 – Evoluzione del mix elettrico negli Stati Uniti. UCS (2015)

3. Le prospettive future dei BEV sono migliori degli ICEV, in quanto le seconde dipendono dal tasso di sostituzione delle automobili (bisogna cambiare l'ICEV e comprarne una più tecnologicamente migliore), mentre l'efficienza delle prime migliora anche quando migliora il mix elettrico, senza che sia necessario sostituire i BEV. Sostanzialmente, l'argomentazione pone l'accento sul fatto che è più probabile che ci siano miglioramenti di efficienza a livello dei produttori di input intermedi che a livello dei consumatori finali. Tale argomentazione è rafforzata da recenti studi (Jacobson *et al.*, 2015) che mostrano come sia possibile dal punto di vista tecnologico ed economico passare entro il 2015 ad un mix elettrico basato solo sulle rinnovabili in tutti gli Stati Uniti.

5.4 *Messagie, M., Boureima, F. S., Coosemans, T., Macharis, C., & Mierlo, J. V. (2014)*

L'ultimo studio che ripercorriamo riguarda l'Europa, prodotto dal MOBI Research Group della Vrije Universiteit Brussel che denomineremo *Messagie et al. (2014)*. Essi stimano una LCA comprensiva della produzione delle materie prime, il loro trasporto, la produzione dei veicoli, il loro uso e manutenzione e lo smaltimento o riuso delle componenti. Si ipotizza che il veicolo sia usato per 13,7 anni con una percorrenza complessiva di 230,5 mila km. Vengono presi in considerazione tutte le auto registrate in Belgio nel 2011. Per quanto riguarda le auto ibride, viene considerata una batteria NiMH e per le elettriche la batteria litio-manganese della Nissan Leaf, assunta avere un ciclo di vita pari a 160.934 km (100 mila miglia). Per la produzione dell'energia elettrica è stato considerato il mix europeo (ma non è ben chiaro di quale anno). Per tener conto della complessità, dell'incertezza e della variabilità nei parametri del modello, non viene fornito un singolo valore ma una stima intervallare. Sono considerate due tipi di auto alimentate con biocarburante: biodiesel e etanolo ricavato dalla canna da zucchero in Brasile. Sono considerate le emissioni dei seguenti inquinanti atmosferici: CO₂, HC, SO₂, NO_x, CO, PM, CH₄, N₂O, utilizzando i parametri ricavati dal *New European Driving Cycle*. Lo smaltimento ed il riciclo dei materiali è tenuto in considerazione. Per le batterie, i processi ipotizzati sono idro-metallurgico per le batterie agli ioni di litio, il piro-metallurgico per le batterie NiMH e il "Campine process" per le batterie al piombo. I veicoli considerati hanno un ampio spettro di peso e di efficienza energetica (Figura 29) ed anche di coefficienti di emissione (Figura 30) per cui i risultati vengono stimati ricorrendo alla tecnica della simulazione Monte Carlo.

Table 1. Ranges of weight and fuel consumption of different family cars.

Name	Weight (kg)	Fuel consumption	Unit
Petrol (Euro 4)	(883, 1227, 2438)	(5.6, 7.1, 13.7)	l/100 km
Petrol (Euro 5)	(1304, 1474, 1923)	(7.1, 7.2, 11.9)	l/100 km
LPG (Euro 4)	(1282, 1527, 1684)	(9.5, 13.1, 13.6)	l/100 km
Diesel (Euro 4)	(1011, 1351, 2293)	(4.3, 5.3, 9.3)	l/100 km
Diesel (Euro 5)	(1200, 1519, 1883)	(4.5, 5.9, 7.2)	l/100 km
E85 (S. cane)	1299	(12.1, 12.2, 12.3)	l/100 km
E85 (S. beets)	1299	(12.1, 12.2, 12.3)	l/100 km
B100 (RME)	1255	(6.0, 6.1, 6.2)	l/100 km
Hybrid (Euro 4)	(1260, 1623, 1937)	(4.3, 6.1, 7.9)	l/100 km
CNG (Euro 4)	1470	9	Nm ³ /100 km
FCEV	1625	(0.008, 0.01, 0.012)	kg/km
BEV	1223	(0.1, 0.17, 0.24)	kWh/km

Figura 29 – Spettro di variazione delle automobili considerate per peso ed efficienza.
Fonte: *Messagie et al. (2014)*.

Table 2. Ranges of CO₂, HC, NO_x and CO tailpipe emissions of different family cars.

Name	CO ₂ (g/km)	HC (g/km)	NO _x (g/km)	CO (g/km)
Petrol (Euro 4)	(129, 170, 334)	(0.011, 0.058, 0.098)	(0.002, 0.018, 0.077)	(0.029, 0.295, 0.966)
Petrol (Euro 5)	(161, 167, 290)	(0.021, 0.036, 0.066)	(0.011, 0.019, 0.050)	(0.048, 0.247, 0.622)
LPG (Euro 4)	(155, 218, 227)	(0.038, 0.063, 0.066)	(0.041, 0.068, 0.073)	(1.000, 1.000, 1.000)
Diesel (Euro 4)	(110, 139, 255)	(0.070, 0.070, 0.070)	(0.124, 0.234, 0.249)	(0.003, 0.107, 0.362)
Diesel (Euro 5)	(116, 155, 192)	(0.060, 0.060, 0.060)	(0.105, 0.169, 0.171)	(0.032, 0.187, 0.403)
E85 (S. cane)	(191, 192, 194)	(0.0009, 0.001, 0.0013)	(0.018, 0.025, 0.044)	(0.128, 0.163, 0.169)
E85 (S. beets)	(191, 192, 194)	(0.0009, 0.001, 0.0013)	(0.018, 0.025, 0.044)	(0.128, 0.163, 0.169)
B100 (RME)	149	(0.013, 0.017, 0.019)	(0.707, 0.710, 0.719)	(0.012, 0.012, 0.013)
Hybrid (Euro 4)	(102, 145, 187)	(0.010, 0.026, 0.055)	(0.001, 0.026, 0.050)	(0.100, 0.111, 0.309)
CNG (Euro 4)	161	(0.048, 0.048, 0.048)	(0.056, 0.056, 0.056)	(0.358, 0.358, 0.358)
FCEV	0	0	0	0
BEV	0	0	0	0

Figura 30 – Spettro di variazione delle automobili considerate per coefficienti di emissione. Fonte: Messagie *et al.* (2014).

Messagie *et al.* (2014) stimano gli impatti sulle GHG (Figura 31), sugli effetti respiratori (Figura 32), sull'acidificazione (Figura 33) e sull'esaurimento delle risorse minerali (Figura 34). Tenendo conto tramite le simulazioni Monte Carlo dei diversi tipi di veicoli, gli autori presentano non solo il valore medio ma anche l'intervallo di variazione per ogni tipo di veicolo, oltre a distinguere le fasi della produzione, di uso e smaltimento. Esaminiamo i risultati concentrando l'attenzione principalmente sui BEV e ICEV.

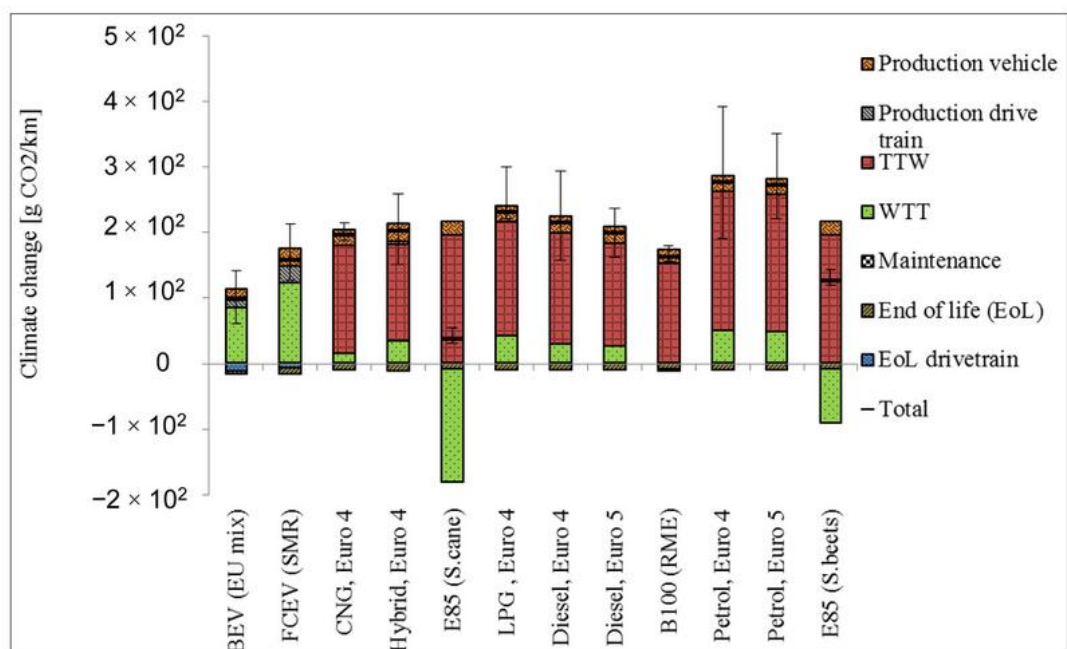


Figura 31 – Impatto sulle emissioni di CO₂. Fonte: Messagie *et al.* (2014).

I veicoli che usano etanolo contribuiscono alla riduzione dei GHG durante la crescita delle piante. Ai veicoli elettrici che utilizzano l'energia elettrica prodotta con il mix elettrico medio europeo sono associati minori emissioni dei veicoli a benzina o diesel.

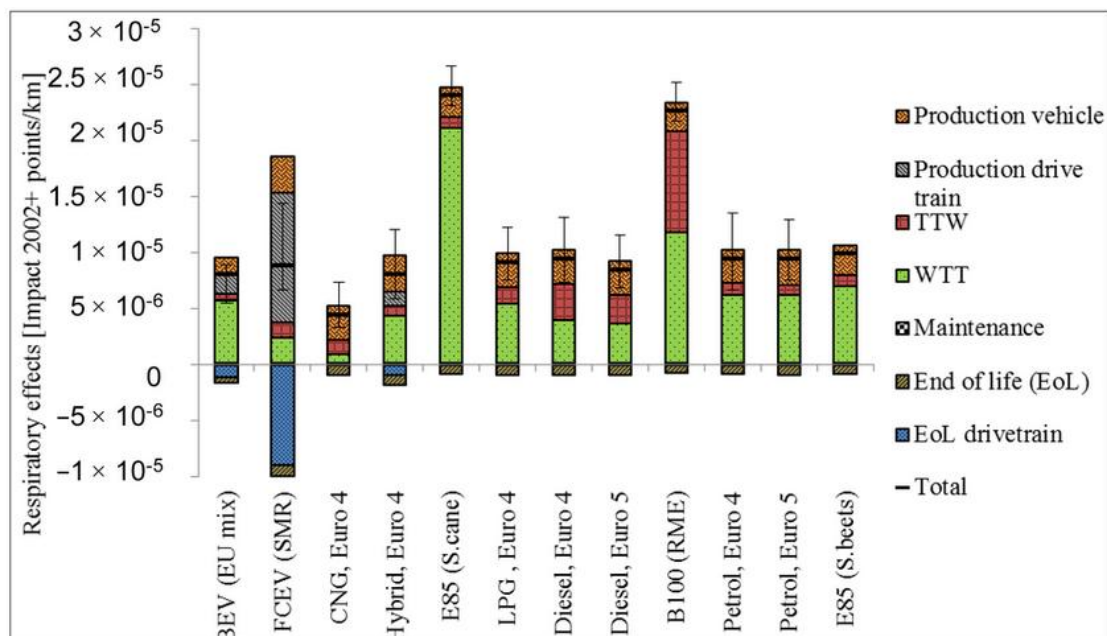


Figura 32 – Impatto sulle effetti respiratori. Fonte: Messagie *et al.* (2014).

Contrariamente a Holland *et al.* (2015), Messagie *et al.* (2014) attribuiscono ai BEV un impatto sulla aria che respiriamo simile, se non leggermente inferiore, alle auto a benzina o diesel. Le migliore sono le auto a gas naturale.

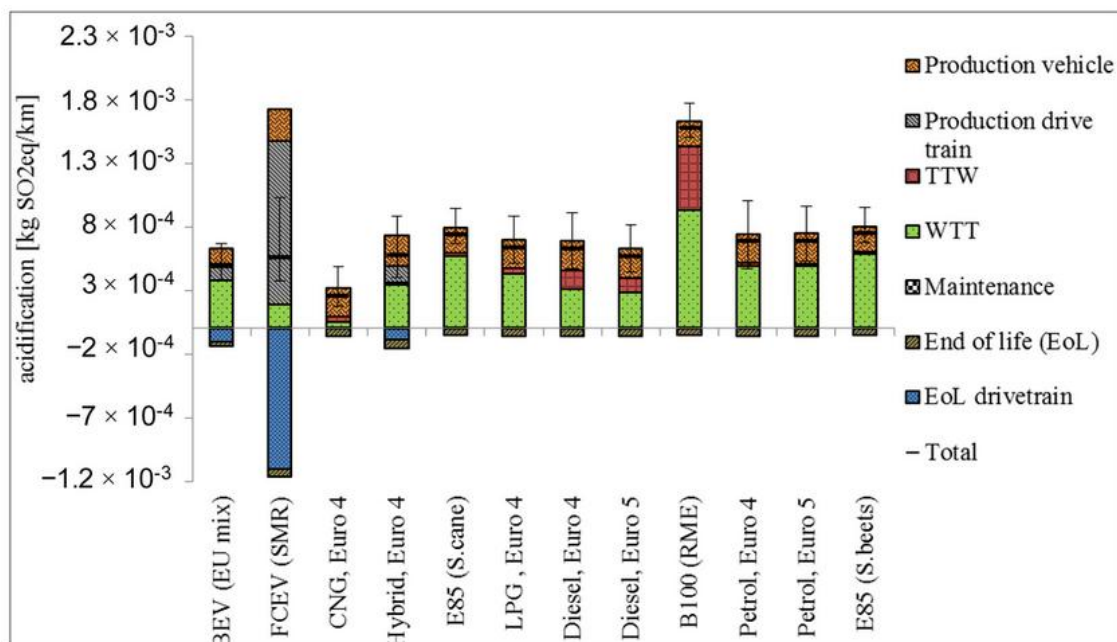


Figura 33 – Impatto sull'acidificazione. Fonte: Messagie *et al.* (2014).

Relativamente all'acidificazione, ai BEV viene attribuito un impatto leggermente inferiore alle auto convenzionali.

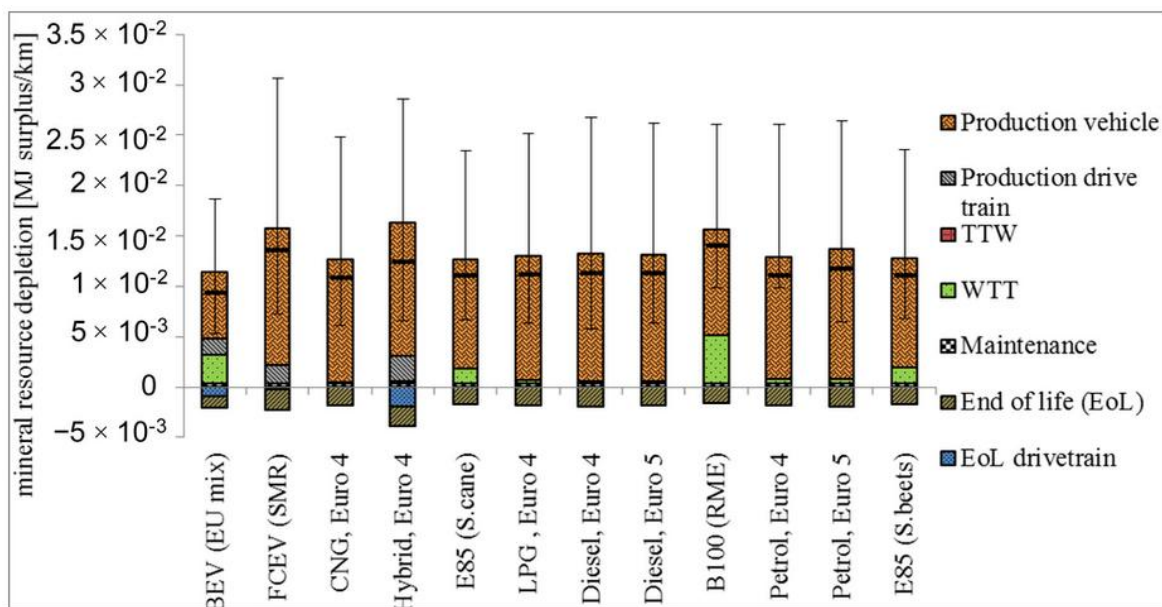


Figura 34 – Impatto sull’esaorimento dei minerali. Fonte: Messagie *et al.* (2014).

Risultati analoghi si hanno per l’esaorimento dei minerali: ai BEV viene attribuito un impatto leggermente inferiore alle auto convenzionali. Si noti in questo caso l’ampia variabilità nelle stime.

Figure 6. Sensitivity of the climate change impact of battery electric vehicles (BEV) to the type of electricity production.

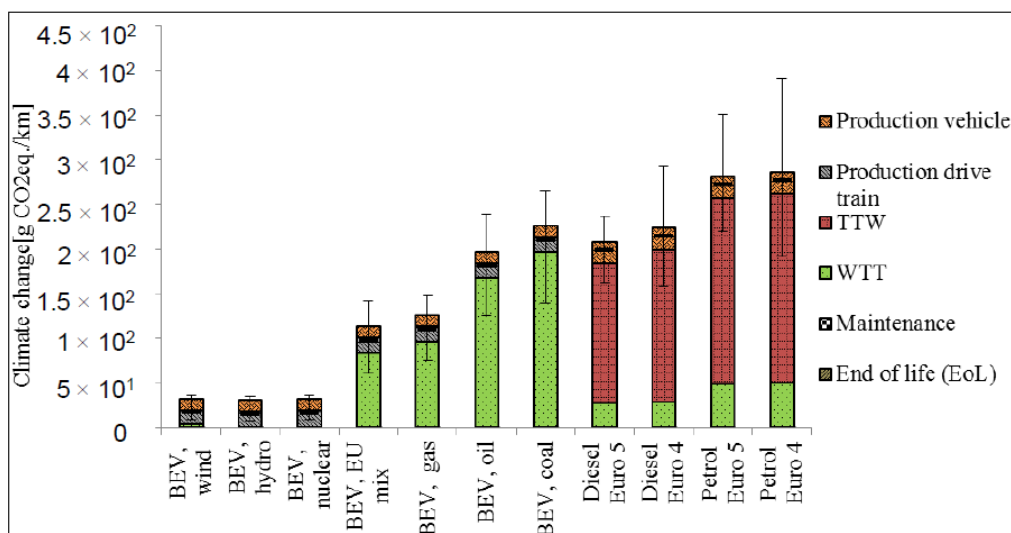


Figura 35 – Emissioni di GHG di diversi mix elettrici. Fonte: Messagie *et al.* (2014).

Infine, vengono stimate le emissioni di GHG di diversi mix elettrici. In quasi tutti i casi, anche se l’energia elettrica è prodotta dal carbone, le emissioni di GHG sono stimate inferiori a quelle delle auto a benzina Euro 4 o Euro 5.

Messagie *et al.* (2014) ottengono quindi stime molto favorevoli ai BEV sotto molteplici aspetti. L’articolo non chiarisce però in modo esauriente due aspetti che i precedenti studi hanno dimostrato essere cruciali: 1) il mix elettrico considerato (anno, composizione, ecc.) e 2) il processo di diffusione degli inquinanti generati nelle centrali di produzione dell’energia elettrica.

6 Conclusioni e implicazioni per la politica dei trasporti

Gli studi che abbiamo passato in rassegna (UCS, 2015; Abdul-Manan, 2015; Holland *et al.* 2015; Messagie *et al.*, 2014) confrontano gli impatti ambientali dei diversi tipi di alimentazione, con una particolare attenzione ai BEV e agli ICEV.

Gli studi analizzati, selezionati tra quelli più recenti e completi di nostra conoscenza, variano per estensione degli obiettivi e per metodologia adottata. Nella Tabella 1 elenchiamo alcune caratteristiche che sono state già sottolineate e commentate nelle sezioni precedenti.

Tabella 1 – Tabella riassuntiva degli studi analizzati

Studio	Punti forti	Punti deboli	Conclusioni
<i>Abdul-Manan (2015)</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Stima probabilistica - Mix elettrico di 200 paesi - Tutti i modelli di veicoli in vendita negli USA - Analisi di sensitività delle variabili chiave 	<ul style="list-style-type: none"> - Solo GHG - Documentazione insufficiente sui mix elettrici. Medio o marginale? - non chiarisce bene come è modellata l'incertezza. - Modellizzazione delle batterie è poco chiara (diverse chimiche o riciclaggio e riuso) - 	<ul style="list-style-type: none"> - HEV meglio di BEV - BEV meglio di ICEV
<i>Union of Concerned Scientists (2015)</i>	<ul style="list-style-type: none"> - 26 regioni elettriche - Mix elettrico medio invece che marginale - Modellizzazione del riciclo delle batterie 	<ul style="list-style-type: none"> - Solo 2 BEV e 10 ICEV - Solo GHG - Trasmissione degli inquinanti locali delle centrali elettriche non modellizzata 	<ul style="list-style-type: none"> - BEV meglio di HEV - BEV meglio di ICEV
<i>Holland et al. (2015)</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Integrazione modello produzione energia elettrica, modello di diffusione inquinanti locali BEV e ICEV, modello economico (costi esterni e sussidi) - GHG e inquinanti locali - Differenziazione a livello di contea - Mix elettrico marginale per 1468 centrali - Stima delle perdite di spazialmente molto differenziata - Stima dei danni per tipo di veicolo - Analisi di scenario 	<ul style="list-style-type: none"> - Modello molto complesso - Mix elettrico poco aggiornato e poco trasparente - Emissioni marginali poco adatte per analisi di medio-lungo periodo e per analisi degli effetti delle regolamentazione - Modello di diffusione degli inquinanti locali poco trasparente - Manca analisi lifecycle - Prospettive future? 	<ul style="list-style-type: none"> - ICEV in media meglio dei BEV - sussidi solo parzialmente giustificati
<i>Messagie et al. (2014)</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Stime GHG, danni alla salute, acidificazione, esaurimento materiali - Stime intervallari - 12 tipologie di alimentazioni - Simulazioni sul mix elettrico 	<ul style="list-style-type: none"> - Poco documentato - Mix elettrico non documentato. Medio o marginale? - Modellizzazione delle batterie poco chiara 	<ul style="list-style-type: none"> - BEV meglio o almeno uguali agli ICEV

Come si evince, ogni studio ha dei punti forti e dei punti deboli, i quali derivano dagli obiettivi della ricerca, dall'impostazione metodologica e anche dalle fonti disponibili. Gli studi non portano a risultati coincidenti, ma segnalano che:

- Relativamente alle emissioni di GHG, i BEV sono probabilmente migliori degli ICEV: in media del 43% e a livello mondiale nel 90% dei casi secondo Abdul-Manan (2015); in quasi tutti i singoli Stati degli Stati Uniti secondo la UCS (2015); quasi sicuramente per l'Europa secondo Messagie *et al.* (2014); mentre Holland *et al.* (2015) non si occupa espressamente di questo aspetto, preferendo darne invece un valutazione complessiva in termini di differenziazione spaziale dei sussidi.

- Relativamente alle emissioni di inquinanti locali, abbiamo due risultati molto diversi: per Holland *et al.* (2015) negli Stati Uniti i BEV causano maggiori in media danni degli ICEV, ma la situazione è assai differenziata a seconda delle contee e degli Stati (gli Stati dell'Ovest ne guadagnerebbero e quelli dell'Est ne perderebbero); Messagie *et al.* (2014) stimano invece per l'Europa effetti respiratori equivalenti o leggermente inferiori per i BEV, ma non siamo riusciti a trovare una documentazione esauriente di come questo risultato è stato ottenuto. La UCS (2015) non affronta direttamente il problema.

- L'acidificazione e l'esaurimento dei materiali è studiato, negli studi da noi considerati, solo da Messagie *et al.* (2014), risultando moderatamente favorevoli ai BEV.

Tutti gli studi mostrano, come era naturale attendersi, che il mix elettrico è decisivo per il confronto tra i BEV e gli ICEV. Un mix elettrico fortemente sbilanciato sul carbone rende i BEV peggiori degli ICEV secondo Abdul-Manan (2015) confrontando diversi paesi a livello mondiale e per Holland *et al.* (2015) per gli Stati Uniti. La conclusione non è così netta per Messagie *et al.* (2014) per quanto riguarda l'Europa.

Inoltre, è apparso anche chiaro che i termini BEV e ICEV, racchiudendo una varietà ampia di modelli (soprattutto i secondi per ovvie ragioni), rendono il confronto in termini generali probabilmente poco significativo: bisogna precisare quale segmento automobilistico sia preso in considerazione, in quanto la conclusione potrebbe essere diversa a seconda del segmento considerato.

La rassegna ha anche messo in luce le variabili cruciali che determinano il risultato. Si segnalano in particolare: 1) l'efficienza nella produzione di energia elettrica; 2) l'efficienza nella produzione della benzina; 3) l'efficienza nella produzione dei veicoli; 4) l'efficienza dei veicoli e 5) i cicli di guida. In particolare, due aspetti risultano determinanti, anche in prospettiva futura: il mix elettrico e la tipologia delle batterie, in particolare in relazione alla loro possibilità di smaltimento.

Entrambi questi aspetti, lungi da essere esclusivamente di tipo fisico o tecnologico, hanno importanti determinanti economico-sociali: essi sono il frutto di investimenti pubblici, privati e di scelte aziendali e statali a riprova del fatto che l'efficienza ambientale dei veicoli - e quindi la risposta alla domanda se inquinino maggiormente le auto elettriche o quelle auto convenzionali - non sia un dato esclusivamente tecnico, come potrebbe apparire a prima vista, bensì abbia una natura economico-sociale che riflette scelte e valutazioni pubbliche e private.

Ciò ha portato alcuni commentatori a segnalare diffusamente alcune implicazioni di politica dei trasporti (Nealer e Hendrickson, 2015; UCS, 2015). La prima di esse è che gran parte degli incentivi e delle politiche attuali hanno lo scopo di rendere i BEV più convenienti per i consumatori, ad esempio, tramite sussidi all'acquisto, esenzioni fiscali o diritti di accesso alle corsie riservate. Queste politiche di "discriminazione positiva" sono importanti, forse essenziali, nella fase di diffusione iniziale dei BEV, ma non sono probabilmente alla lunga sostenibili o accettabili. Molto più rilevante nel medio-lungo periodo è: a) riuscire a produrre l'energia elettrica il più possibile con le fonti rinnovabili; b) migliorare la produzione, il rendimento e il riuso/riciclaggio delle batterie; e c) pianificare e costruire una rete infrastrutturale di ricarica dei BEV equivalente alle stazioni di servizio per le auto a benzina.

Relativamente al punto a) sono essenziali le scelte strategiche e gli incentivi fiscali presi a livello nazionale ed internazionale. L'utilizzo delle fonti rinnovabili nella produzione dell'energia elettrica ha registrato in molti paesi in questi anni progressi notevoli che hanno necessitato però di un'ingente incentivazione pubblica e di una guida all'integrazione con le

fonti tradizionali. Entrambe queste funzioni devono essere svolte anche in futuro, se si vuole consolidare ed estendere il ruolo delle fonti rinnovabili nella produzione di energia elettrica.

Per quanto riguarda i progressi che si possono ottenere relativamente alle batterie, hanno giocato (Åhman, 2006) e giocano un ruolo importante i progetti di partenariato pubblico\privato che permettono di testare tipologie e composizioni innovative (ad esempio, le batterie allo stato solido) e di accompagnare gradualmente le innovazioni dalle sperimentazioni di laboratorio alla produzione in scala industriale. Le batterie rappresentano al momento attuale non solamente la principale barriera alla diffusione dei BEV dal punto di vista economico, ma anche una delle fonti principali di impatto ambientale.

Infine, la rete di stazioni di ricarica per i BEV va pianificata a livello urbano e interurbano, con particolare attenzione ai momenti e luoghi in cui i BEV sostano più a lungo: parcheggi notturni (in strada o nei garage personali e collettivi) e luoghi di lavoro. I tempi della ricarica vanno armonizzati a quelli della produzione dell'energia elettrica.

In tutto questo, la LCA, condotta da istituti di ricerca pubblica o privati, può svolgere un ruolo importante nell'acquisire i dati, renderli pubblici, analizzare i problemi e fornire simulazioni alle soluzioni tecnologiche ipotizzate.

Riferimenti bibliografici

- Abdul-Manan, A. F. (2015). Uncertainty and differences in GHG emissions between electric and conventional gasoline vehicles with implications for transport policy making. *Energy Policy*, 87: 1-7.
- Åhman, Max (2006). Government policy and the development of electric vehicles in Japan. *Energy Policy*, 34 (4): 433-443.
- Brander, M., Sood, A., Wylie, C., Houghton, A., Lovell, J. (2011). Electricity-Specific Emission Factors for Grid Electricity. Ecometrica, Edinburgh, United Kingdom.
- Electric Power Institute e Natural Resources Defense Council (EPRI and NRDC) (2015). Environmental assessment of full electric transportation portfolio. Palo Alto, CA.
- Graff Zivin, J.S., M.J. Kotchen, Mansur, E.T. (2014). Spatial and temporal heterogeneity of marginal emissions: Implications for electric cars and other electricity-shifting policies. *Journal of Economic Behavior & Organization*, 107: 248-268.
- Gregori, T. (2015) Environmental impact of electric car production shifts. In Romeo Danielis (a cura di), "L'auto elettrica come innovazione radicale: scenari di penetrazione di mercato e ricadute economiche e sociali", Trieste, EUT Edizioni Università di Trieste, 2015, p. 90.
- Hawkins T, Gausen O, Stromman A. (2012) Environmental impacts of hybrid and electric vehicles—a review. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17: 997-1014.
- Hawkins, T. R., Singh, B., Majeau-Bettez, G., Strømman, A. H. (2013). Comparative Environmental Life Cycle Assessment of Conventional and Electric Vehicles. *Journal of Industrial Ecology*, 17: 53-64. doi: 10.1111/j.1530-9290.2012.00532.x
- Holland, S.P., Mansur, E.T., Muller, N.Z., Yates, A.J. (2015) Are There Environmental Benefits from Driving Electric Vehicles? The Importance of Local Factors, NBER Working Paper No. 21291, June, <http://www.nber.org/papers/w21291.pdf>
- IEA, 2010.CO2 Emissions from Fuel Combustion (Highlights). IEA, Paris.
- Jacobson, M. Z., DeLucchi, M., Bazouin, G., Bauer, Z. A., Heavey, C. C., Fisher, E., ... & Yeskoo, T. W. (2015). 100% clean and renewable wind, water, and sunlight (WWS) all-sector energy roadmaps for the 50 United States. *Energy & Environmental Science*.
- Messagie, M., Boureima, F. S., Coosemans, T., Macharis, C., & Mierlo, J. V. (2014). A range-based vehicle life cycle assessment incorporating variability in the environmental assessment of different vehicle technologies and fuels. *Energies*, 7 (3): 1467-1482.
- Nealer, R., Hendrickson, T.P. (2015) Review of recent lifecycle assessments of energy and greenhouse gas emissions for electric vehicles. *Current Sustainable/Renewable Energy Reports*, 2(3): 66-73.

- Tamayao, M.A., J.J. Michalek, C. Hendrickson, and I.M. Azevedo (2015). Regional variability and uncertainty of electric vehicle life cycle CO₂ emissions across the United States. *Environmental Science and Technology* 49 (14): 8844–8855.
- Tessum, C. W., Hill, J. D., & Marshall, J. D. (2014). Life cycle air quality impacts of conventional and alternative light-duty transportation in the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111 (52), 18490-18495.
- Union of Concerned Scientists (2015). Cleaner Cars from Cradle to Grave. How Electric Cars Beat Gasoline Cars on Lifetime Global Warming Emissions, redatto da Rachael Nealer, David Reichmuth e Don Anair, Novembre. www.ucsusa.org/EVlifecycle.