

La complessità della valutazione della CO2 nella pianificazione dei trasporti

Original

La complessità della valutazione della CO2 nella pianificazione dei trasporti / Nocera, Silvio; Tonin, Stefania; Murino, M.; Cavallaro, Federico. - In: RIVISTA DI ECONOMIA E POLITICA DEI TRASPORTI. - ISSN 2282-6599. - 2-2014:(2014), pp. 1-21.

Availability:

This version is available at: 11583/2787020 since: 2020-07-28T09:42:14Z

Publisher:

Società italiana degli economisti dei trasporti e della logistica

Published

DOI:

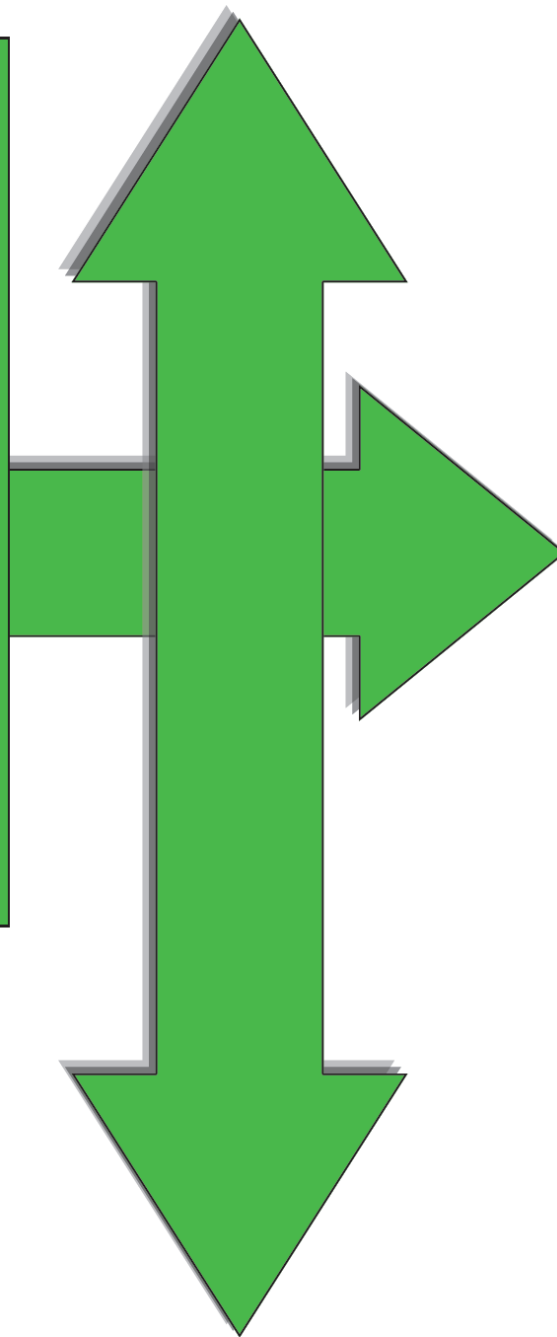
Terms of use:

This article is made available under terms and conditions as specified in the corresponding bibliographic description in the repository

Publisher copyright

(Article begins on next page)

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



Anno 2014, Numero 2

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



ISSN 2282-6599



La complessità della valutazione della CO₂ nella pianificazione dei trasporti

Silvio Nocera^{1*}, Stefania Tonin¹, Maurizio Murino², Federico
Cavallaro²⁺¹

¹ IUAV University of Venice, Italy

² EURAC European Academy of Bozen/Bolzano - Institute for Regional Development and Location
Management, Italy

Riassunto

La riduzione delle emissioni di CO₂ è fondamentale per valutare la sostenibilità nella pianificazione dei trasporti. Tuttavia, la maggior parte dei piani di mobilità non è ancora riuscita a trovare una metodologia condivisa per internalizzare tali emissioni e renderle uno dei parametri in grado di influenzare attivamente le scelte finali sulle politiche e sulle misure da adottare. In particolare, risulta estremamente complesso dapprima quantificare, quindi attribuire un prezzo economico unitario alle emissioni di CO₂. Il presente contributo indaga le problematiche relative alla loro monetizzazione, mostrando le metodologie attualmente in uso e il vasto grado di incertezza scientifica ed economica che le caratterizzano. Attraverso una meta-analisi compiuta su una raccolta di circa settecento casi, si è arrivati a limitare l'enorme intervallo attualmente esistente (fino a sei ordini di grandezza) e predire un modello in grado di definire un valore economico basato sugli obiettivi stabiliti preliminarmente dai decisori politici. In tale modo, la CO₂ può essere inclusa attivamente nelle decisioni relative alle misure da intraprendere per una corretta allocazione delle risorse pubbliche, garantendo ai decisori una maggiore trasparenza nelle scelte.

Parole chiave: emissioni di CO₂, valutazione economica, politiche dei trasporti.

1. Introduzione: CO₂ e trasporti

Il cambiamento climatico è una delle principali conseguenze del riscaldamento globale, a sua volta causato dall'effetto serra. Quest'ultimo è un fenomeno naturale, che esprime la capacità dell'atmosfera di trattenere energia termica solare e garantire l'equilibrio termico di un pianeta. Responsabili dell'effetto serra sono i gas serra, sostanze permeabili alla radiazione solare (onda corta), ma riflettenti la radiazione infrarossa di ritorno dalla superficie del pianeta (onda lunga) (McNaught, 1997). In condizioni di equilibrio, il loro effetto radiativo permette di mantenere la temperatura globale media al suolo intorno ai 14°C. Viceversa, in loro assenza, l'energia termica irradiata dal sole verrebbe riflessa dalla superficie per poi disperdersi oltre l'atmosfera, facendo precipitare la temperatura media a -18°C.

L'anidride carbonica¹ (CO₂) rappresenta circa il 75% del totale delle emissioni di gas serra di origine antropica (IPCC, 2008). Essa non è un gas dannoso né per l'ambiente né

* Autore a cui spedire la corrispondenza: Silvio Nocera (nocera@iuav.it)

per la salute, almeno fino a quando non supera la soglia di 350 parti per milione/volume (ppmv) (Hansen et al, 2008; EEA, 2011). La sua concentrazione è passata da 288 a 370 ppmv tra il 1850 e il 2000 (CDIAC, 2014), con un'ulteriore crescita significativa negli ultimi dieci anni: nel 2014 il suo valore ha superato i 400 ppmv (NOAA/ESRL, 2014). A questa concentrazione, la CO₂ contribuisce attivamente al cambiamento climatico, ed è pertanto considerata a tutti gli effetti un gas inquinante (Sinha e Labi 2007; EEA, 2011).

I trasporti, che incidono per circa il 25% delle emissioni di CO₂, sono la seconda fonte di emissioni a livello europeo, superati solo dalla produzione di energia elettrica (EC, 2005). A livello urbano, tali cifre sono ancora più elevate, arrivando a circa il 40% delle emissioni complessive (Glaeser & Kahn, 2010). Secondo le previsioni dell'Unione Europea, la domanda di mobilità aumenterà di circa il 50% per le merci e del 35% per i passeggeri tra il 2000 e il 2020 (DGET, 2006). Se non gestita correttamente, questa crescita porterà ad un ulteriore aumento delle emissioni di CO₂, con conseguenze ancora più gravi in termini di concentrazione di gas serra: gli scenari elaborati dell'IPCC, il gruppo scientifico formato all'interno delle Nazioni Unite allo scopo di studiare il cambiamento climatico, prevedono possibili crescite di temperatura collegate all'effetto serra fino a 6°C.

Per queste ragioni, il concetto di efficienza trasportistica deve includere la valutazione delle emissioni di CO₂. Ciononostante, la determinazione di tale efficienza è un argomento critico e dibattuto. La quantificazione dei costi necessari per ripulire l'aria nei pressi della sorgente contaminante, metodo generalmente valido per gli inquinanti locali, si rivela insufficiente per un gas come la CO₂, le cui emissioni hanno effetti a livello globale. Si preferisce, pertanto, ricorrere a tecniche di valutazione più complesse. Tali tecniche sono estremamente eterogenee sia nei metodi, sia nei risultati: i valori unitari sono compresi in un intervallo pari a sei ordini di grandezza (Nocera e Tonin, 2014). Di fronte a risultati così eterogenei, i decisori politici preferiscono spesso trascurare la stima reale dei danni causati dall'aumento di emissioni di CO₂, trattandola genericamente come una esternalità negativa da minimizzare, ma che non rientra negli obiettivi primari dei piani di trasporto.

Tale approccio non è tuttavia coerente con le problematiche relative al riscaldamento globale. Si rende quindi necessario un metodo condiviso e replicabile per la valutazione dei costi da inquinamento e per la loro inclusione nei piani di trasporto. Il successivo paragrafo 2 descrive il ruolo secondario che la CO₂ assume attualmente all'interno dei piani di mobilità. Il paragrafo 3 illustra i principali strumenti politici e metodologie utilizzate per stimare il costo del diossido di carbonio, evidenziando al contempo l'ampio intervallo di stime che ne sono derivate. Il paragrafo 4 individua le principali criticità che affliggono questi metodi, che possono essere sintetizzate come incertezze economiche e scientifiche. Il paragrafo 5 propone un approccio per analizzare tali incertezze e fornire una soluzione ai problemi di stima. Infine, si conclude con una riflessione in termini di politiche dei trasporti, mostrando le conseguenze che derivano dall'includere una opportuna valutazione economica del diossido di carbonio nelle diverse forme di piano della mobilità.

¹ Comunemente, la CO₂ viene chiamata anidride carbonica. A titolo informativo, si riporta però che la nomenclatura stabilita dall'International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC), riserva il termine "anidride" solo a una specifica classe di composti organici. Si dovrebbe pertanto preferire l'espressione "diossido di carbonio", così come nella letteratura scientifica di lingua inglese ("*carbon dioxide*").

2. Il ruolo secondario della CO₂ negli attuali piani di trasporto

Nel tentativo di risolvere le problematiche legate al riscaldamento globale, storicamente si è preferito adottare un approccio di tipo top-down: si pensi ad esempio al protocollo di Kyoto, in cui tutte le nazioni si sono confrontate per trovare un accordo circa la riduzione di emissioni di gas serra a livello mondiale. Si pensi ancora ad Europa "20-20-20", lo strumento applicativo del protocollo di Kyoto a livello europeo. Quest'ultima strategia prevede di ridurre le emissioni del 20% entro il 2020, facendo ricorso ad almeno il 20% di energia prodotta da fonti rinnovabili. A tal fine, è prevista l'adozione di un pacchetto di misure complesse, tra cui la revisione dell'European Union Emission Trading Scheme (EU ETS) e la promozione delle pratiche di Carbon Capture and Storage (CCS). I trasporti, in questo contesto, dovranno garantire una riduzione delle emissioni pari a non meno del 10% rispetto all'anno 2005 (EU, 2014). Per il lungo periodo, inoltre, vengono proposti obiettivi ancora più ambiziosi, auspicando una riduzione complessiva dei gas serra del 60-80% entro il 2050 (EC, 2011). Similmente al protocollo di Kyoto, anche in Europa "20-20-20" vengono posti degli obiettivi globali che ogni stato europeo aderente deve perseguire. Visti gli enormi interessi economici in gioco, tuttavia, è possibile l'emergere di notevoli difficoltà nel far rispettare tali accordi: la mancata firma degli Stati Uniti al protocollo di Kyoto ne è un esempio emblematico.

Per ovviare a questa criticità, la conferenza sui cambiamenti climatici organizzata dalle Nazioni Unite nel 2011 a Durban, ha segnato una svolta nella pianificazione di politiche per l'adattamento o la mitigazione degli effetti derivanti dal riscaldamento globale. In tale occasione, infatti, è stato evidenziato il ruolo attivo che i piani locali devono ricoprire nella riduzione delle emissioni climalteranti. Le città sono riconosciute come centri di innovazione economica, politica e culturale, parte attiva delle economie nazionali. Proprio nelle città si investono grandi quantità di risorse per le infrastrutture pubbliche. Per questo i governi locali devono rivestire un ruolo strategico nell'affrontare i cambiamenti climatici. Essi sono direttamente responsabili dei piani e dei regolamenti che possono influenzare attivamente adattamento e mitigazione, e in grado di introdurre soluzioni innovative. Il coinvolgimento delle città come attori permette di affrontare il problema delle emissioni anche a scala locale (approccio bottom-up), integrando gli sforzi compiuti a livello internazionale.

Per i trasporti, questo cambiamento di prospettiva significa includere attivamente la CO₂ nei piani di mobilità urbana. A tal proposito, uno degli obiettivi principali proposti da tale tipo di piano è quello di ridurre l'inquinamento, le emissioni di gas serra e il consumo di energia. Tuttavia, nella pratica, le misure relative alle emissioni di CO₂ sono spesso considerate secondarie (Nocera e Cavallaro, 2014b). Questo non significa necessariamente che esse siano ignorate. Significa tuttavia che le misure pensate per altri scopi (ad esempio, ridurre il traffico, promuovere l'utilizzo di mezzi di trasporto pubblico o alternativo) sono considerate sufficienti a garantire una riduzione delle emissioni di CO₂. Tale effetto secondario, però, non è generalmente quantificato né valutato. Ne consegue una mancanza di coerenza tra gli obiettivi fissati dal piano e le misure pensate per realizzarle.

Alcuni esempi a livello europeo testimoniano questa condizione. Il Plan de déplacements Urbains di Parigi (CRI, 2010) include lo "sviluppo delle forme di trasporto meno inquinanti", ma non fa alcuna menzione specifica circa come

raggiungere una riduzione delle emissioni di gas serra. L'allegato del piano relativo alle tematiche ambientali, anche se concentrato sulle esternalità dei trasporti relative alle sostanze inquinanti, si occupa della CO₂ emessa negli anni passati, e riporta le previsioni delle future emissioni (l'unica menzione sulle condizioni future riguarda i miglioramenti tecnologici e la riduzione in termini di emissioni specifiche previste per i nuovi veicoli). La condizione di Roma (Comune di Roma, 1999) o Vienna (Winkel, 2006) non è molto dissimile, con cenni solo marginali alla CO₂, perlopiù legati al miglioramento tecnologico veicolare, e nessuna previsione degli scenari futuri.

Le ragioni di questa situazione sono molteplici e spaziano dalle scelte politiche alle difficoltà metodologiche. Da un lato, i politici locali considerano i danni da emissioni di diossido di carbonio afferenti ad una scala globale, preferendo affrontare questioni locali ritenute più rilevanti, al fine di aumentare il consenso presso i propri potenziali elettori. Dall'altro lato, le numerose incertezze economiche e scientifiche rendono la valutazione delle emissioni di CO₂ estremamente complessa (Nocera e Cavallaro, 2014a), legittimando la scelta dei decisori politici di non affrontare attivamente il problema.

Per ottenere risultati concreti, è necessario adottare un approccio coerente nella fase di pianificazione e in quella di programmazione² dei trasporti (Sinha e Labi, 2007). A livello europeo, l'integrazione di queste due fasi è stata recentemente tentata attraverso la pubblicazione di linee guida per una nuova forma di piano di trasporto, il Piano Urbano della Mobilità Sostenibile (PUMS). Con tale forma di piano, si vuole creare un quadro unico e flessibile in grado di affrontare le problematiche di trasporto più rilevanti. Il PUMS si basa su pratiche di pianificazione già esistenti, e considera fondamentali l'integrazione, la partecipazione e i criteri di valutazione necessari per soddisfare le esigenze di mobilità delle persone di oggi e di domani, col fine di garantire una migliore qualità della vita nelle città e nei loro dintorni. Altri aspetti sono meno tecnici e più complessi da quantificare, come garantire a tutti i cittadini opzioni di trasporto che consentano l'accesso a destinazioni e servizi chiave, migliorare la progettazione, l'attrattività e la qualità dell'ambiente urbano a vantaggio dei cittadini, dell'economia e della società nel suo complesso. In questo senso, il piano non è concepito come lo sviluppo tecnico di uno specifico settore scientifico; esso è piuttosto il risultato di un processo multidisciplinare che comprende analisi del contesto, costruzione di un'ipotesi, definizione degli obiettivi, selezione di politiche e misure, comunicazione attiva, monitoraggio e valutazione. I gas serra sono uno degli elementi fondamentali di tale forma di piano. Tuttavia, la natura flessibile del PUMS rivela alcune criticità nel passaggio da linea guida a livello pratico. In particolare, per quanto riguarda le emissioni di CO₂, i documenti tecnici forniscono solo linee guida, ma non un metodo replicabile e scalabile da adottare nei diversi contesti. L'adozione concreta di tale metodo è lasciata alle amministrazioni locali o al futuro sviluppo di una metodologia condivisa (Wefering et al., 2013), di fatto rimandando il problema ad un'altra scala, ma non risolvendolo. Per comprendere quindi le criticità operative legate alla valutazione economica della CO₂, è opportuno illustrare gli strumenti e le metodologie attualmente in uso, argomento trattato nella prossima sezione.

² La programmazione dei trasporti è definita come la fase operativa che determina il lavoro da svolgere in un determinato periodo per raggiungere degli obiettivi prefissati, nel rispetto dato alla relativa urgenza del lavoro (TRB, 1978). Inoltre, deve selezionare i progetti economicamente più efficienti che riflettano i bisogni della comunità, nonché sviluppare una strategia di investimento pluriennale, entro i vincoli di bilancio, che vada oltre l'orizzonte di pianificazione precedentemente definito.

3. Strumenti economici e metodologie per la valutazione delle emissioni di CO₂

Includere nei piani i costi derivanti dalle emissioni di CO₂ rappresenta una sfida necessaria per una valutazione dei costi reali dei trasporti. A tale scopo, la monetizzazione dei danni derivanti dalle emissioni è un'operazione oggi frequentemente eseguita ma non è priva di complicazioni. Durante il processo di stima, le sostanze emesse vengono dapprima quantificate (solitamente in tonnellate di carbonio -tC- o di diossido di carbonio -tCO₂). Tale valore viene poi valutato in termini monetari moltiplicando la quantità per un prezzo unitario, generalmente espresso in dollari (\$), sterline (£) o euro (€) per tC o tCO₂. Per quanto riguarda gli aspetti di quantificazione fisica delle emissioni prodotte da un sistema infrastrutturale, si rimanda a Nocera et al. (2012) e a Cavallaro et al. (2013). Questa sezione si sofferma sugli strumenti economici a disposizione dei politici per contrastare attivamente le emissioni di CO₂ (sezione 3.1) e sui metodi per attribuire ad esse un valore economico (sezione 3.2).

3.1 Gli strumenti economici

Tra gli strumenti economici per ridurre le emissioni di CO₂, assumono un ruolo primario lo scambio dei permessi di emissione (EU, 2012a), la tassa sulle emissioni di CO₂ e la tassa sul carbonio (Santos et al., 2010). I permessi sono regolamentati dalla Direttiva comunitaria del Parlamento europeo e del Consiglio 2003/87/CE, che ha istituito un sistema per lo scambio delle quote di emissioni di gas a effetto serra provenienti dalle attività minerarie e industriali. Nel 2005 tale direttiva è diventata operativa: l'Unione Europea ha varato l'*Emission Trading Scheme* (ETS) con lo scopo di minimizzare i costi economici derivanti dall'adozione del Protocollo di Kyoto, attribuendo un valore economico appropriato alle emissioni di gas serra. I permessi, rilasciati all'operatore di ogni impianto sulla base di un piano di allocazione nazionale, sono finora stati distribuiti in due periodi, dal 2005 al 2007 e dal 2008 al 2012 e una terza fase, prevista dal 2013 al 2020, è in fase di definizione. La tipologia fondamentale di commercio di emissioni è basata sul principio del "*cap and trade*", che stabilisce un limite massimo di emissioni ("*cap*"), suddiviso in un certo numero di permessi (diritti di emissione commerciabili, o *allowances*). Esistono diverse modalità di assegnazione dei diritti di emissione: tramite asta, in base alle emissioni in riferimento ad un periodo storico determinato (il 1990 nel caso del Protocollo di Kyoto), oppure in base alle emissioni in riferimento all'ultimo anno di rilevazione disponibile e soggetto ad aggiornamento annuale. Una volta assegnati, i permessi possono essere commercializzati liberamente tra i partecipanti, ma alla scadenza del periodo di riferimento ciascuno deve restituire un numero di permessi pari alle emissioni effettivamente prodotte. Per il calcolo di tali emissioni, si possono utilizzare due parametri diversi: le emissioni dirette (a livello di impianto) o la somma delle emissioni dirette e indirette, queste ultime legate al consumo di elettricità e riscaldamento (Costantini et al., 2013). Da un punto di vista economico, gli ETS sono convenienti e incentivano l'utilizzo di tecnologie avanzate soprattutto per le nuove aziende che si devono inserire nel mercato. In tal modo, il loro ingresso sarà avvantaggiato dal possedere immediatamente dei crediti di emissione da vendere alle imprese meno sviluppate tecnologicamente, contribuendo così a ripagare in parte l'investimento iniziale. La condizione di equilibrio del mercato determina il prezzo di mercato dei

permessi di emissione (Costantini et al., 2013). Nella pratica, tuttavia, tale sistema si è dimostrato soggetto a notevoli fluttuazioni di mercato: i valori delle emissioni sono crollati da un valore iniziale di circa €30/tCO₂ di oltre il 75%, con andamenti fortemente contrastanti e tali da rendere molto difficile l'adozione di un valore di riferimento. Anche da un punto di vista settoriale, il *cap and trade* è soggetto ad alcuni limiti applicativi. Può essere adottato efficacemente solo per settori quali industria e produzione di energia, in cui la quantificazione delle emissioni è tecnicamente possibile con una buona precisione. Per gli altri settori, quali ad esempio i trasporti, l'edilizia e l'agricoltura, sorgono difficoltà, vista la natura non stabile delle fonti di emissione e la problematicità nel calcolare le emissioni effettivamente prodotte.

Un secondo strumento economico per l'internalizzazione delle emissioni è la *tassa sulla CO₂* emessa durante il processo di combustione del carburante. Teoricamente, questa tassa rappresenta lo strumento più efficace per correggere le esternalità derivanti da inquinamento atmosferico, proprio perché si applica direttamente alle emissioni (Santos et al., 2010). Al momento, tuttavia, non è tecnologicamente possibile tassare direttamente le emissioni di tutto il parco veicolare circolante. L'alternativa più efficiente rimane quindi la *Carbon Tax*, che si basa sul contenuto di carbonio dei combustibili fossili. La tassa sul carbonio è in grado di generare ricavi significativi per i diversi governi nazionali, utilizzabili a livello generale per ridurre le distorsioni di mercato della propria economia (Aldy et al., 2008) e, in campo trasportistico, per favorire lo sviluppo di un sistema più orientato al servizio pubblico. Tuttavia, la tassa sul carbonio soffre di una grande impopolarità, ed è da molti considerata iniqua perché gravante sul ceto meno abbiente, quello cioè in possesso di un parco veicoli maggiormente inquinante. Una sua introduzione, in questo senso, può contribuire ad acuire ulteriormente gli squilibri in termini di tassazione e dovrebbero essere previste delle complicate forme compensative che inciderebbero su altri settori. Inoltre, una volta decisa l'adozione, l'importo unitario varia considerevolmente a seconda delle pressioni esercitate a livello politico. Sumner et al. (2009) riportano come casi emblematici i 105,00\$/tCO₂ e 0,045\$/tCO₂ di Svezia e California. Inoltre, i Paesi in cui si applica l'imposta in maniera rigorosa soffrono di grandi svantaggi economici rispetto agli altri in cui la medesima tassa è assente o è introdotta in misura limitata (Pearce, 1991). Nel primo caso, i costi di produzione sono inevitabilmente maggiori, contribuendo così all'aumento dei prezzi finali. In assenza di un sistema internazionale di regolamentazione, gli Stati preferiscono spesso puntare sulla crescita economica, lasciando quindi la tassa a valori sensibilmente inferiori rispetto a quelli reali. Infine, appare evidente come il limite temporale di validità sia legato indissolubilmente alla forza politica che ne sostiene l'adozione: di solito esso coincide con la singola legislatura. La *Carbon Tax* presenta quindi notevoli criticità a livello politico per affrontare in maniera chiara il problema, si deve fare ricorso in modo trasparente ai metodi di valutazione dei prezzi unitari. Ciò può avvenire sulla base delle metodologie illustrate nella prossima sezione.

3.2 I metodi di valutazione dei prezzi unitari

Tali metodi di valutazione non si limitano a stabilire il prezzo del solo settore dei trasporti, ma includono tutti i settori civili interessati attivamente dalle emissioni di CO₂. In letteratura, si fa riferimento principalmente a due tecniche: gli *Avoidance Costs* e i *Damage Costs*.

Le tecniche di *Avoidance Costs* quantificano i costi necessari per ridurre le emissioni o la concentrazione di CO₂ nell'atmosfera. Il metodo si basa sugli assunti dei programmi che mirano a ridurre le emissioni di una determinata percentuale in un orizzonte temporale fisso, quali i già citati Protocollo di Kyoto (UN, 1998) o "Europa 20-20-20" (EU, 2012b). I risultati sono espressi in termini di variazione percentuale rispetto al livello attuale di emissioni (%), di concentrazioni assolute di CO₂ (ppmv) e di variazioni di temperatura (°C). In questo senso, il prezzo di emissione di CO₂ è in gran parte una questione legata alle scelte compiute in fase di pianificazione e definizione degli obiettivi. Operativamente, gli *Avoidance Cost* si basano su un'analisi costi-efficacia: il valore finale rappresenta l'opzione meno costosa per raggiungere il livello desiderato di riduzione di emissioni. Esso viene determinato come intersezione delle curve di *Marginal Avoidance Cost* (MAC) e *Marginal Social Cost* (MSC): le emissioni sono al loro livello ottimale quando i costi sociali incrementali di riduzione supplementare (cioè la riduzione delle emissioni di 1 tonnellata) sono pari ai benefici sociali derivati dai danni evitati (Clarkson & Deyes, 2002). Per il calcolo degli *Avoidance Costs* si utilizzano diversi metodi. MARKAL, adottato dal ministero britannico del Commercio e dell'Industria (DTI) (Strachan et al., 2007) per previsioni a lungo termine nel settore dell'energia, è ancora uno dei principali programmi di riferimento per tali analisi. Questa famiglia di metodologie non è immune da un elevato grado di incertezza (ad esempio, i futuri costi energetici utilizzati nelle scelte tecniche e non per ridurre le emissioni di CO₂; Litman, 2011).

I *Damage Costs* stimano i costi derivanti dagli impatti fisici dei futuri cambiamenti climatici. Basandosi su un'analisi costi-benefici, il metodo dapprima quantifica, poi valuta le conseguenze ambientali, sociali ed economiche del cambiamento climatico. L'obiettivo è quello di stabilire il cosiddetto *costo sociale marginale del carbonio*, definito come il valore attuale netto degli impatti dei cambiamenti climatici nei prossimi 100 anni di una tonnellata supplementare di CO₂ emessa oggi in atmosfera (Watkiss et al., 2005). Il processo si sviluppa in diverse fasi. Dapprima, i futuri livelli di emissioni di CO₂ sono stimati secondo un numero di scenari con diverse prospettive di sviluppo economico, sociale e demografico (IPCC, EMF); quindi, viene determinato il rapporto tra emissioni e concentrazione atmosferica; in terzo luogo vengono ipotizzate le possibili conseguenze dell'aumentata concentrazione di gas serra sul cambiamento climatico; infine, vengono stimati i possibili impatti fisici del cambiamento climatico. Per rispondere a questa domanda, sono stati sviluppati specifici modelli, Integrated Assessment Models (o IAMs), in grado di determinare i costi del riscaldamento serra. La loro classificazione è basata su una distinzione tra tre sub-moduli: dinamiche di crescita economica, energia e danni. I cosiddetti *Fully Integrated IAMs* (o FIAMs) includono tutti e tre i moduli. I modelli *Non-Computable General Equilibrium Models* (NCGEMs) comprendono generalmente il modulo danni ed il modulo climatico. Solo occasionalmente includono un modulo energetico semplificato, che manca di una procedura di ottimizzazione economica e che adotta scenari forniti da terzi. Infine, i modelli *Computable General Equilibrium Models* (CGEMs) focalizzano la procedura di ottimizzazione economica su un maggior numero di settori, ma non includono il modulo climatico (tabella 1).

Da un punto di vista concettuale, i *Damage Costs* rappresentano il metodo più rigoroso per il calcolo di un prezzo unitario equo di CO₂, perché quest'ultimo viene legato alle conseguenze dei cambiamenti climatici causati dall'aumento di emissioni e non a generici obiettivi di riduzione di cui non sono tenute in considerazione, se non

indirettamente, le conseguenze. Tuttavia, il problema di tale metodo riguarda la presenza di molteplici incertezze, come diffusamente spiegato nella prossima sezione.

Tabella 1: Classificazione degli IAMs in funzione delle loro caratteristiche tecniche.

<i>Tipo</i>	<i>Caratteristiche</i>	<i>IAM</i>
Fully Integrated Impact Assessment Models	Modelli che includono le dinamiche di crescita economica (settore energetico compreso), modulo danni e modulo climatico.	DICE; ENTICE; RICE; FEEM-RICE; WITCH; MERGE; ICAM; MIND; DEMETER
Non-Computable General Equilibrium Models	Modelli che includono solo il modulo climatico e il modulo danni. Occasionalmente, sono composti anche da un modulo energetico, ma senza una procedura di ottimizzazione economica e adottando scenari provvisti da terze parti.	FUND; PAGE; E3MG; DNE21+; GET
Computable General Equilibrium Models	Modelli che focalizzano la procedura di ottimizzazione economica su un maggior numero di settori ma non includono un modulo climatico.	AIM; EPPA; Imaclim-R; GREEN; ICES; GTAP-E

Fonte: Ortiz e Markandya (2009).

4. Il problema dell'incertezza

Per intraprendere una politica efficace volta a contrastare l'aumento di CO₂ è richiesta una visione, che consideri il legame tra emissioni, cambiamenti climatici e conseguenze economiche. Per questo motivo, nell'attribuire un prezzo alle emissioni, si preferiscono utilizzare i *Damage Costs* (Nocera e Cavallaro, 2014a): il loro tentativo di collegare impatti fisici e conseguenze economiche appare più rigoroso da un punto di vista scientifico, e quindi in grado di fornire risultati meno arbitrari. Tuttavia, una precedente analisi (Nocera e Tonin, 2014) rivela una gamma di valori oscillanti fra sei ordini di grandezza, da -10,00/tC a \$7.243,73/tC. Tale intervallo è troppo vasto e non fornisce un valore economico condiviso delle conseguenze del riscaldamento globale, portando ad alcune riflessioni metodologiche circa l'effettiva utilità degli IAMs (Pyndick, 2013). La causa principale di questo ampio intervallo risiede nell'adozione di diversi valori di input, che concorrono a determinare un elevato grado di incertezza. Finora, l'incertezza è stata trattata prevalentemente come argomento marginale o come variabile fisica aggiuntiva (Funtowicz e Ravetz, 1993; Kuik et al, 2008), ma raramente come elemento sistematico e determinante il valore finale. Un'analisi più rigorosa appare pertanto necessaria, se si vuole ottenere un valore più affidabile. Di seguito sono analizzati due gruppi di incertezze, quella scientifica (paragrafo 4.1) e quella economica (paragrafo 4.2).

4.1 L'incertezza scientifica

L'incertezza scientifica comprende quattro aspetti principali. Il primo di essi riguarda la valutazione dei futuri livelli di emissione di CO₂ e la metodologia per quantificarla. Vanston (2003) indica cinque principali classi di metodi per predire configurazioni future: *extrapolation*, *pattern analysis*, *goal analysis*, *counter-punchers* e *intuition*. Non esistono metodi giusti o sbagliati, ma solo più appropriati per quelli che sono gli obiettivi della ricerca. Considerando la futura domanda di traffico, lo scenario (uno dei metodi inclusi nella categoria *counter-punchers*) è considerato uno dei metodi più

validi. Uno scenario è definito come una 'rappresentazione di visioni/immagini del futuro e percorsi di sviluppo organizzati in modo sistematico e coerente' (EC, 2008). La metodologia si basa sull'utilizzo di ipotesi per generare dei risultati, che sono poi incrociati con la situazione iniziale per predire sequenze di eventi futuri, che sono implicite nelle ipotesi stesse. L'utilizzo di scenari differenziati non risolve il problema dell'incertezza, ma fornisce risposte razionali sotto determinate ipotesi (Salling, 2008). Più in dettaglio, questo valore è determinato da due parametri difficilmente prevedibili: in primo luogo, le future tecnologie; dall'altro, la futura domanda di mobilità. Per quanto riguarda il primo punto, lo sviluppo di veicoli ibridi e veicoli elettrici a batteria (VEB) può portare ad un sistema di trasporto con minore impatto sull'ambiente. Tuttavia, attualmente è molto difficile prevedere il mercato futuro di questi veicoli (per quanto riguarda i VEB, possono servire ancora decenni prima che diventino competitivi; Weiss, 2008). Inoltre, anche le tecnologie attualmente già in uso possono garantire risultati più performanti grazie ad un continuo sviluppo tecnologico e agli obblighi di emissione imposti a livello europeo. Ne consegue che il parco auto, per i prossimi anni almeno, dovrebbe essere principalmente basato sul petrolio, ma non è dato sapere con precisione come la situazione evolverà.

La previsione della domanda futura di trasporto è una delle principali cause di errori nella fase di pianificazione infrastrutturale. Valutazioni sbagliate in questa fase possono portare ad un sottoutilizzo o ad una saturazione lungo le singole infrastrutture, con conseguenze gravi per tutta la rete di mobilità (Flyvbjerg et al., 2006). Anche in questo caso, risposte definitive non possono essere fornite, ma l'errore può essere controllato attraverso l'adozione e la calibrazione di metodi di previsione specifici, come il "modello a quattro stadi" (Cascetta, 2006), il modello "input-output" (Leontief e Costa, 1996) o un modello a scelta discreta (Marcucci, 2005). La scelta del modello, unita al parco veicolare futuro, ha significative conseguenze sulle variazioni di concentrazione e di temperatura, rispettivamente espresse in parti per milione/volume (ppmv) e in gradi (°C). L'adozione di diversi scenari (generalmente definiti dall'IPCC dall'EMF, o sviluppati dai modellisti) ne determina i livelli ipotetici.

La seconda grande fonte di incertezza scientifica riguarda la relazione fra emissioni e concentrazione atmosferica: non tutte le emissioni di CO₂ vanno ad aumentare la concentrazione atmosferica. Una certa quantità viene sequestrata dagli oceani e dalla vegetazione. L'incertezza consiste nel determinare la quantità di emissioni future che potrebbero essere assorbite in questo modo. Inoltre, in riferimento ai gas serra, il tentativo di trovare un'unica unità di misura appare alquanto complicato. L'adozione del Global Warming Potential (GWP), in questo senso, è emblematico: esso rappresenta il tentativo di convertire tutte le emissioni di gas serra in una unità misura comune. Tuttavia, v'è dibattito sui fattori di conversione, perché l'impatto di ciascun gas non è univocamente accettato, né la sua vita atmosferica, soprattutto in condizioni dinamiche e di costante aumento (Jensen e Thelle, 2001).

Il terzo problema è legato alla valutazione delle conseguenze della CO₂ sui cambiamenti climatici. Le relazioni più importanti sono raggruppate in 8 macrogruppi: aumento del livello del mare, uso di energia, impatto agricolo, approvvigionamento idrico, impatti sulla salute, gli ecosistemi e la biodiversità, eventi meteorologici estremi e grandi eventi, ma non si è ancora raggiunto un accordo circa la scelta e il peso da assegnare a ciascuno di essi (tabella 2).

La quarta fonte di incertezza riguarda la misurazione degli impatti fisici dei cambiamenti climatici su una determinata regione. Il rischio risiede prevalentemente nel

sopravvalutare o sottovalutare alcuni aspetti. Perché il rapporto tra i cambiamenti climatici e le conseguenze reali per l'ambiente sia chiaramente compreso, vengono utilizzati approcci molto diversi tra loro: per esempio, alcuni studi includono eventi catastrofici (es. decessi umani, il collasso della Corrente del Golfo, nonché della calotta glaciale della Groenlandia), mentre altri studi li escludono, considerando solo le conseguenze dell'innalzamento del livello del mare, o il consumo di energia, l'impatto agricolo, l'approvvigionamento idrico, l'impatto sulla salute, sugli ecosistemi e la biodiversità.

Tabella 2: Impatti derivati dalle emissioni di CO₂. Fonte: Watkiss et al., 2005

<i>Impatti derivanti dalle emissioni di CO₂</i>	
Crescita del livello del mare	Costi per la realizzazione di misure di protezione – perdita di aree umide, crescita di aree aride – crescita della probabilità di tempeste marine – acqua salata in aree interne, rischi per gli ecosistemi costieri – effetti sociali e economici per gli abitanti di piccole isole e/o aree a contatto col mare – migrazioni
Consumo energetico	Crescita dei consumi nel periodo estivo, dovuta all'aria condizionata - riduzione invernale del consumo di riscaldamento
Impatti sull'agricoltura	Variazioni di temperatura e precipitazioni – cambi nelle colture – sviluppo di nuovi cultivar e altri aspetti legati all'irrigazione
Consumo di acqua	Cambi nelle percentuali di precipitazioni ed evapotraspirazione – modifica nella domanda, influenzata da variazioni climatiche (piogge, umidità) – crescita delle disparità e delle mancanze nelle aree povere di acqua
Impatti sulla salute	Crescita dei rischi da calura estiva- riduzione dei rischi da freddo invernale – Danni sociali alla salute causati dai punti precedenti – minacce a popolazioni con reddito pro-capite basso, specie nelle regioni (sub)tropicali
Impatti sugli ecosistemi e sulla biodiversità	Alterazione della produttività ecologica e della biodiversità - rischio di estinzione di specie vulnerabili - rischio per sistemi isolati, inclusi quelli specifici (es barriera corallina) - acidificazione degli oceani, impatti su ecosistemi marini - impatti su flussi di gas tra oceano e atmosfera
Eventi atmosferici estremi	Ondate di calore anomalo, siccità, alluvioni, uragani, cicloni tropicali
Eventi estremi	Perdita di ghiaccio nelle regioni artiche e antartiche; instabilità o perdita di superficie della foresta amazzonica - cambiamento nella circolazione termoolina, monsoni indiani, riduzione della vegetazione del Sahara ecc.

4.2 L'incertezza economica

L'incertezza economica è altrettanto complicata da gestire e la mancanza di analisi specifiche relative al cambiamento climatico è un problema che è ancora lontano da una soluzione soddisfacente (Pearce et al., 1991). Si tratta di due problemi principali: il primo aspetto è quello di determinare il costo unitario della CO₂. La misurazione degli impatti del cambiamento climatico in termini economici non è il denaro in sé, ma l'equivalente in denaro dell'utilità (Kuik et al., 2007). In questo senso, la ricchezza di una nazione è molto influente sulla monetizzazione degli impatti: l'emissione di una tonnellata di CO₂ non ha lo stesso impatto economico in ogni parte del mondo. Sia la disponibilità degli abitanti di un paese a pagare per evitare le conseguenze del cambiamento climatico, sia la volontà di pagare per adattarsi alle sue conseguenze, sono legate ai diversi prodotti interni lordi. Gli studi più datati non hanno incluso questo aspetto nelle loro analisi (Fankhauser, 1995; Tol, 1995), perché gli impatti regionali sono stati quantificati in valute locali, e solo successivamente convertiti in dollari senza

applicare coefficienti di trasformazione. Per evitare queste differenze, è stato introdotto il concetto di *equity weight* (Fankhauser et al., 1997), ovvero un coefficiente di adattamento che tiene conto della realtà geografica oggetto di analisi. Stime del prezzo della CO₂ che adottano l'*equity weight* sono sostanzialmente più elevate rispetto alle altre che non lo considerano, ma il parametro non è universalmente accettato, né –una volta stabilito di adottarlo- c'è accordo sul valore da attribuire (Hope, 2006b; Anthoff et al., 2006).

Il secondo aspetto di incertezza economica è dettato dalla scelta del tasso di sconto utilizzato per monetizzare le emissioni future. L'operazione di sconto serve per confrontare costi e benefici che si verificano in diversi periodi di tempo: essa si basa sul principio che le persone preferiscono ricevere beni e servizi adesso piuttosto che nel futuro, pagandoli il più tardi possibile. Il tasso di sconto è utilizzato per attualizzare tutti i costi e benefici, in modo che possano essere poi confrontati a partire da un'unità di misura comune (HM Trasury, 2003). I fondamenti di questo metodo generano alcuni importanti dubbi: Chichilnisky (1996), per esempio, considera il tasso di sconto come una dittatura della generazione presente sul futuro. Daly e Cobb (1994) sono convinti che l'attualizzazione sia un metodo per convertire in grandi numeri futuri delle cifre che ad oggi risultano piccole. Ciononostante, questo metodo continua ad essere adottato in tutto il mondo. Tassi di sconto più elevati portano ad abbassare i risultati delle stime e viceversa. Normalmente, il tasso è compreso tra 1% e 3%, ma la variazione del costo unitario è molto elevata anche in un intervallo limitato. In Watkiss (et al., 2005) per esempio, il valore diminuisce da €67,85/tCO₂ a €27,93/tCO₂ quando sono rispettivamente utilizzati i tassi di sconto dell'1% e 3%.

Un terzo elemento di incertezza deriva dalla funzione di danno prodotta dalle emissioni di CO₂. La funzione di danno esprime il danno economico come funzione della variazione della temperatura media globale. Alcune metodologie di stima, come gli IAM, si basano sul presupposto che il cambiamento climatico produrrà un danno economico, ma la scelta del coefficiente di funzione (spesso quadratico) influenza notevolmente il valore del danno. Il coefficiente di funzione esprime il rapporto con cui il danno economico varierà al variare della temperatura media. Nel modello PAGE, ad esempio, passando da una funzione di danno quadratica ad una cubica, il danno economico aumenta del 23% a fronte dello stesso aumento di temperatura (Dietz e Hope, 2007).

Infine, riveste un ruolo importante l'adozione di un approccio mitigatorio o adattativo. La mitigazione è "l'intervento antropico per ridurre le fonti o migliorare i tassi di assorbimento dei gas serra"; l'adattamento invece è "l'adeguamento dei sistemi naturali o umani, in risposta a stimoli climatici attuali o previsti, che modera danni o ne sfrutta le opportunità benefiche" (Klein et al., 2007). La mitigazione riduce tutti gli impatti (positivi e negativi) del cambiamento climatico, l'adattamento è invece selettivo: si può usufruire degli effetti positivi e ridurre quelli negativi. La mitigazione ha benefici globali, mentre l'adattamento lavora in genere sulla scala regionale/locale.

Durante il processo di stima, le diverse incertezze economiche e scientifiche precedentemente illustrate possono sovrapporsi e cumularsi: l'incertezza complessiva può quindi essere molto più alta, ma anche molto più bassa rispetto ai singoli punti descritti in precedenza. Si spiega in tal modo l'intervallo di sei ordini di grandezza, evidenziato in precedenza: tale intervallo è troppo ampio e non consente ai decisori

politici di attribuire un prezzo unitario. È necessario pertanto intervenire per rendere l'intervallo meno ampio.

5. La proposta di un modello di valutazione delle emissioni di CO₂

L'ampio intervallo delle stime ottenute dai diversi studi, e richiamato al paragrafo precedente, è stato indagato dai ricercatori attraverso la realizzazione di alcune meta-analisi, con l'obiettivo di spiegarne le ragioni e identificare le principali determinanti (Fischer e Morgenstern, 2003, Kuik et al, 2008). L'utilizzo, e in alcuni casi l'abuso, delle meta-analisi nella letteratura scientifica è stato più volte criticato (Nelson e Kennedy, 2009), soprattutto perché sintetizza in un unico valore grandi quantità di dati provenienti da studi molto eterogenei, costruiti su differenti ipotesi. Inoltre, sono state mosse critiche in relazione ad altri tre punti specifici: in primo luogo, l'uso di dati ottenuti da studi ascrivibili a un ristretto gruppo di autori e modelli (Stanton et al., 2009); secondo, la predominanza di studi più vecchi, che danno scarso rilievo a scenari di cambiamento climatico estremi (van den Bergh e Botzen, 2014); terzo, la scelta di un modello econometrico non corretto (Fischer e Morgenstern, 2003). Una delle meta-analisi di riferimento per gli studi sulla CO₂ è stata elaborata da Tol (2008; 2013). L'autore ha messo a disposizione diverse stime del costo della CO₂ e di alcuni valori che ne influenzano il risultato finale. Tuttavia, il lavoro di Tol ha un limite: il database comprende solo studi effettuati con i modelli PAGE, FUND e DICE, senza considerare altri IAMs: i valori riportati sono quindi solo parzialmente rappresentativi della molteplicità di studi effettuati. Ackerman (2009) critica questo aspetto già in riferimento alla prima versione del database di Tol (2008). Il problema non sembra essere stato risolto nemmeno nell'ultima versione del database (Tol, 2013).

Per queste ragioni, è stato realizzato un database nuovo e più completo (Nocera et al., 2015). Si basa su un più ampio numero di studi (60 autori e 699 valori), IAM (PAGE, FUND e DICE, ma anche Intera, Open Framework, RISO, UDEB, MAGICC, SCCRAM, SGM, WIAGEM, MiniCAM, MARKAL, MERGE, CETA, MARIA, IAM, AMIGA, COMBAT, EPPA, EDGE, GEMINI-E3, UVA, GTEM, GIM) e un maggior numero di variabili descrittive, raggruppate in cinque macro-gruppi:

1) Informazioni generali sullo studio e sul valore economico delle emissioni di gas serra: nome e anno dello studio, tipo di stima (ad esempio: SCC, *Carbon Tax*) e valore economico dei gas serra riportati all'anno 2010.

2) Descrizione dello scenario considerato nell'analisi: tipo di modello adottato, scenario di riferimento, caratteristiche in termini di aumento della temperatura, concentrazione, orizzonte temporale e scala geografica.

3) Valutazione degli impatti economici: analisi in termini di variazione del PIL, tasso di sconto, *equity weight*, funzione di danno e di altri parametri economici che influenzano il prezzo finale.

4) Analisi degli impatti fisici, ovvero delle categorie incluse nello studio, comprese tra i seguenti macro gruppi: aumento del livello del mare, consumo di energia, impatto agricolo, approvvigionamento idrico, impatto su salute, ecosistemi e biodiversità, eventi meteorologici estremi e grandi discontinuità eventi /grandi dimensioni.

5) Specifiche: altri aspetti rilevanti non compresi nei precedenti punti.

La tabella 3 riporta l'elenco delle variabili incluse nella nostra meta-analisi, mostrando la media e la deviazione standard per ognuna di esse.

Tabella 3: Statistiche descrittive delle variabili principali incluse nella regressione

<i>Statistiche descrittive delle variabili incluse nella regressione</i>		
Variabile dipendente	Definizione	Media (std dev)
$\ln_{cost2010}$	Logaritmo naturale di costo di emissione in \$2010	4.16 (2.14)
Intercetta e variabili indipendenti	Definizione	Media (std dev)
Y_{pub}	Anno di pubblicazione dello studio	2006 (6)
$Prtp$	Pure Rate of Time Preference scelto in ogni studio	1.46 (2)
$geogrscale$	Variabile Dummy = 1 se globale; 0 altrimenti	0.90 (0.30)
$sealevel$	Variabile dummy = 1 se si considera: costi per la realizzazione di misure di protezione – perdita di aree umide, crescita di aree aride – crescita della probabilità di tempeste marine – acqua salata in aree interne, rischi per gli ecosistemi costieri – effetti sociali e economici per gli abitanti di piccole isole e/o aree a contatto col mare – migrazioni; 0 altrimenti	0.69 (0.46)
$energyuse$	Variabile Dummy = 1 se si considera: crescita dei consumi nel periodo estivo, dovuta all'aria condizionata - riduzione invernale del consumo di riscaldamento; 0 altrimenti	0.75 (0.43)
$agrimpact$	Variabile Dummy = 1 se si considera: variazioni di temperatura e precipitazioni – cambi nelle colture – sviluppo di nuovi cultivar e altri aspetti legati all'irrigazione; 0 altrimenti	0.85 (0.36)
$wsupply$	Variabile Dummy = 1 se si considera: cambi nelle percentuali di precipitazioni ed evapotraspirazione – modifica nella domanda, influenzata da variazioni climatiche (piogge, umidità) – crescita delle disparità e delle mancanze nelle aree povere di acqua; 0 altrimenti	0.71 (0.45)
$health$	Variabile Dummy = 1 se si considera: crescita dei rischi da calura estiva- riduzione dei rischi da freddo invernale – Danni sociali alla salute causati dai punti precedenti – minacce a popolazioni con reddito pro-capite basso, specie nelle regioni (sub)tropicali; 0 altrimenti	0.77 (0.42)
$ecosys$	Variabile Dummy = 1 se si considera: alterazione della produttività ecologica e della biodiversità - rischio di estinzione di specie vulnerabili - rischio per sistemi isolati, inclusi quelli specifici (es. barriera corallina) - acidificazione degli oceani, impatti su ecosistemi marini - impatti su flussi di gas tra oceano e atmosfera; 0 altrimenti	0.65 (0.48)
$extweathevent$	Variabile Dummy = 1 se si considera: ondate di calore anomalo, siccità, alluvioni, uragani, cicloni tropicali; 0 altrimenti	0.43 (0.50)
$majorevent$	Variabile Dummy = 1 se si considera: perdita di ghiaccio nelle regioni artiche e antartiche; instabilità o perdita di superficie della foresta amazzonica - cambiamento nella circolazione termalina, monsoni indiani, riduzione della vegetazione del Sahara ecc; 0 altrimenti	0.25 (0.44)
$combined$ (sectors)	Media n° dei settori considerati nella funzione danno dei diversi modelli	5.11 (2.61)
Ewn	Variabile Dummy = 1 se viene adottato equity weight; 0 altrimenti	0.15 (0.35)
$FIAM$	Variabile Dummy = 1 se lo studio ha utilizzato un IAM completo; 0 altrimenti	0.62 (0.42)
CGE	Variabile Dummy = 1 se lo studio ha adottato un modello di equilibrio economico generale	0.15 (0.49)
$tempincrease$	Aumento medio di temperatura considerato	3.17 (1.84)

Il valore economico medio è di \$276,49/tC (standard deviation 668,78; tabella 4). L'intervallo, espresso in \$₂₀₁₀, passa da -\$10,00/tC a \$7.243,73/tC. La deviazione standard elevata significa che vi è alta variabilità dei valori economici, e che questi valori sono distribuiti in un ampio intervallo. I rari valori negativi significano che il cambiamento climatico può inizialmente avere effetti positivi.

Tabella 4: Principali statistiche descrittive del valore economico dei gas serra

<i>Principali statistiche descrittive del valore economico dei gas serra</i>	
Media	276,49 \$/tC
Mediana	85 \$/tC
Std. Dev.	668,78
95%	1.101,59
N. obs.	699

Sulla base del modello sviluppato e discusso in Nocera et al. (2015), abbiamo ottenuto l'equazione di stima espressa nella formula sottostante. Essa permette di trovare un valore di riferimento per le emissioni di CO₂, una volta che il decisore politico abbia deciso quali sono i parametri di riferimento che vuole considerare, e in particolare, tra gli altri, l'utilizzo dell'*equity weight*, il *pure rate time of preference*, gli impatti fisici da includere nell'analisi, l'incremento di temperatura e di concentrazione previsti, l'adozione di una strategia mitigativa o adattiva.

$$\ln(\text{cost}_{2010}) = 9.60 + 1.09fiam + 0.69cge + 0.4ew - 0.006ypub - 0.47peer_{rev} - 0.60prtp - 0.26comb + 0.03geogsc + 0.13temp + 0.001ppmv + 0.22adapt$$

In tabella 5 è riportata un'applicazione che mostra da un punto di vista pratico il funzionamento del modello. Il decisore politico, in questo caso, immagina una politica volta a limitare per il 2050 le concentrazioni atmosferiche di gas serra a 586 ppmv, con un incremento medio della temperatura pari a 3,17°C, un *pure rate time of preference* del 3% e l'adozione di *equity weight* e di strategie di adattamento. Lo studio tiene in considerazione la valutazione effettuata con un modello FIAM, che considera tre sole delle categorie di impatti illustrati in tabella 2.

Tabella 5: Stima del costo delle emissioni di gas serra in funzione dei cambiamenti di temperatura e concentrazione di gas serra

<i>Const</i>	17,1483	
<i>FIAM</i>	1,0917	1
<i>cge</i>	0,6867	0
<i>ewn</i>	0,3977	1
<i>ypub</i>	-0,0058	2006
<i>peer_rev</i>	-0,4740	0
<i>prtp</i>	-0,5932	3.00
<i>combined</i>	-0,2636	3
<i>geogrscale</i>	-0,0288	0
<i>temp</i>	0,1298	3.17

<i>ppmv</i>	0,0012	586
<i>adaptation</i>	0,2211	1
Unitary economic cost of GHG emissions (\$/tC)		\$191,77 (\$189,16 - \$194,37)

Il valore finale risulta pari a \$191,77/tC, equivalente a circa \$52,33/tCO₂. Se paragonato ad altri valori forniti a livello europeo, tale valore risulta piuttosto elevato: il già citato *EU ETS*, per esempio, fornisce valori oscillanti tra \$144,85/tC e \$19,88/tC (Strahan, 2013). Anche la *Carbon Tax* risulta un metro di paragone poco rappresentativo: con l'eccezione dei paesi scandinavi, dove è stata proposta una strategia coerente e di lungo periodo, in molti altri casi la tassa sul carbone o non è applicata, o presenta dei valori molto inferiori rispetto al reale valore delle emissioni (Sumner et al., 2009), confermando tutte le difficoltà a livello internazionale ricordate nella sezione 3.1.

6. Conclusioni: le politiche dei trasporti e la CO₂

Le politiche di trasporto riflettono le problematiche del tempo in cui sono state proposte. Considerando l'importanza a livello globale assunta dalle emissioni di CO₂, appare oggi necessario considerare attentamente tale parametro nelle nuove forme di piani per la mobilità. Eppure, benché tali piani generalmente includano la riduzione dei gas serra come uno degli obiettivi prioritari, spesso non arrivano a quantificarne e valutarne gli effetti. Si rivela così una notevole discrepanza tra obiettivi e indicatori utilizzati per definire l'efficacia di un piano. In altre parole, il modello di riferimento si concentra più sull'adozione di misure concrete, ricercando effetti in termini di decongestione del traffico o miglioramento dei trasporti pubblici, senza tuttavia valutare attivamente le conseguenze in termini di riscaldamento globale.

Questo non significa necessariamente che le politiche o le misure scelte siano inefficaci, quanto piuttosto che non è possibile valutarne direttamente gli impatti. Eppure, considerate le conseguenze fisiche prodotte dal cambiamento climatico (e l'elevato costo ad esse collegato), l'attuale condizione appare insostenibile: il rischio di una errata valutazione complessiva del piano, con scelte di allocazione delle risorse pubbliche non efficienti, è un rischio che la nostra società non può più permettersi – specialmente in questo periodo prolungato di austerità.

Per affrontare attivamente questo rischio, è fondamentale attribuire alle emissioni un valore economico condiviso, in modo tale che il decisore politico possa utilizzare uno strumento che permetta di internalizzare i costi derivanti dal riscaldamento globale. Il presente contributo, nell'evidenziare le metodologie attualmente in uso, i campi di applicazione e le principali criticità da esse derivanti, ha empiricamente indagato le cause della principale variabilità delle stime e, attraverso l'applicazione di una funzione di meta-regressione, ha proposto un modello per predire opportunamente il valore della CO₂. Adottando tale modello, i decisori possono comprendere la variazione del costo del carbonio in funzione degli obiettivi prefissi a livello politico (tra cui un esplicito riferimento a parametri quali la riduzione della concentrazione di gas serra, l'aumento della temperatura e il *pure rate time of preference*) e agire di conseguenza. Tuttavia, anche l'aver definito un prezzo equo per le emissioni di gas serra nei trasporti può essere inefficace, se non viene affiancato da un approccio rigoroso, non influenzato da un singolo legislatore o partito politico che salga al governo, ma legato a una certa stabilità di vedute. In questo senso, una visione di lungo periodo è fondamentale.

L'esempio dei paesi scandinavi conferma la validità di questo approccio. In Danimarca, la *carbon tax* è stata introdotta nel 1993. Il prezzo originariamente fissato non è mai variato in misura sostanziale, attestandosi intorno ai \$16-17/tC (Sumner et al., 2009). Una parte dei ricavi è stata specificamente prevista per garantire sussidi nel campo del miglioramento energetico, che ha comportato una riduzione delle emissioni, per il periodo 1990-2005, pari a circa il 15%, in chiara controtendenza rispetto a molti altri Stati, anche europei. Questa è una dimostrazione ulteriore del fatto che solo adottando un approccio rigoroso, si possono ottenere risultati concreti. I piani della mobilità, se vogliono definirsi veramente sostenibili, non possono prescindere da queste valutazioni.

Bibliografia

- Ackerman, F. (2009) "Comments on EPA and NHTSA, Proposed Rulemaking to Establish Light-Duty Vehicle Greenhouse Gas Emission Standards and Corporate Average Fuel Economy Standards", *Federal Register* 74 (186), 49454-49789.
- Aldy, J.E., E. Ley, I.W.H. Parry (2008) "A tax-based approach to slowing global climate change", *National Tax Journal* 61(3), pp. 493-517.
- Anthoff, D., Hepburn, C.J., Tol, R.S.J. (2006) "Equity Weighting and the Marginal Damage Costs of Climate Change" *FNU-121*, Hamburg University and Centre for Marine and Atmospheric Science: Hamburg, 2006.
- Cascetta, E. (2006) *Modelli per i Sistemi di Trasporto – Teoria e Applicazioni*, Utet Università: Milano, 2006.
- Cavallaro F., Maino F., Morelli V. (2013) "A new method for forecasting CO2 operation emissions along an infrastructure corridor" *European Transport\Trasporti Europei* 2013 Issue 55, Paper n° 4, ISSN 1825-3997, 2013.
- CDIAC, Carbon Dioxide Information Analysis Center (2011). Online at: <http://cdiac.ornl.gov/> [01-02-2011].
- Chichilnisky, G. (1996) "The economics of global economic risks". In *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2002/2003*, Tietenberg T, Folmer H (eds), Elgar: Cheltenham, 1996; 235-278
- Clarkson, R., Deyes, K., (2002) *Estimating the Social Cost of Carbon Emissions*, Department of Environment, Food and Rural Affairs: London, 2002.
- Comune di Roma (1999) *Il piano generale del traffico urbano di Roma*. Online: https://www.comune.roma.it/PCR/resources/cms/documents/delibera_84_28_06_1999.pdf [27.06.2014]
- CRI, Conseil Regional d'Île-de-France (2010) *Île-de-france. plan de déplacements urbains*. Paris: Conseil Regional d'Île-de-France. Online at: http://debatspublics.iledefrance.fr/sites/default/files/liste_de_fichier_article/pdu.pdf [15.02.2014].

- Costantini, V., D'Amato, A., Martini, C., Tommasino, M. C., Valentini, E., Zoli, M. (2013) "Taxing international emissions trading", *Energy Economics* 40, 609-621. Presentato online: http://host.uniroma3.it/docenti/costantini/LM_PARI_file/Costantini_PARI_2.pdf [02.08.2014]
- Daly, H., Cobb, J. (1994) *For the Common Good*, Beacon Press: Boston, 1994.
- DGET, Directorate-General for Energy and Transport (2006) *Mid-term review of the European Commission's 2001 White Paper on Transport*. Online at: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2006:0314:FIN:EN:HTML> [01-02-2011].
- Dietz, S., Hope, C. (2007) "Reflections on the Stern Review (1)", *World Economics*, 8(1), 121.
- EC, European Commission (2005) *The annual energy and transport review for 2004*, Luxembourg.
- EC, European Commission (2008) *Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. Backcasting Approach for Sustainable Mobility*, Office for official publications of the European Communities: Luxembourg, 2008.
- EC, European Commission, (2011) *Communication From The Commission To The European Parliament, The Council, The European Economic And Social Committee And The Committee Of The Regions, A Roadmap for moving to a competitive low carbon economy in 2050*. Online at: http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5db26ecc-ba4e-4de2-ae08-dba649109d18.0002.03/DOC_1&format=PDF
- EEA, European Environment Agency (2011) *European Pollutant Release and Transfer Register*. Online at: <http://prtr.ec.europa.eu/pgAbout.aspx> [01-02-2011].
- EU, European Union (2012b) *Analysis of options to move beyond 20% greenhouse gas emission reductions and assessing the risk of carbon leakage*. Online at: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2010:0265:FIN:EN:PDF> [14.02.2012].
- EU, European Union (2014) *Analysis of options to move beyond 20% greenhouse gas emission reductions and assessing the risk of carbon leakage*. Online at: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2010:0265:FIN:EN:PDF> [14.05.2014].
- EU, European Union (2012a) *Emissions trading system (EU ETS)*. Online at: http://ec.europa.eu/clima/policies/ets/index_en.htm [07.02.2012].

- Fankhauser, S., Tol, R.S.J., Pearce, D.W. (1997) “The aggregation of climate change damages: a welfare theoretic approach”, *Environmental and Resource Economics* 1997; 10(3):249–266.
- Fankhauser, S. (1995) *Valuing Climate Change—The Economics of the Greenhouse*, Earthscan: London, 1995.
- Fischer C., Morgenstern, R. (2003) “Carbon Abatement Costs: Why the Wide Range of Estimates?” *Discussion paper*. Online at: http://www.globalurban.org/Carbon_Abatement_Costs_Wide_Range_of_Estimates.pdf [25.06.2014].
- Flyvbjerg, B., Skamris Holm, M.K., Buhl, S.L. (2006) “Inaccuracy in traffic forecasts” *Transport Reviews* 2006; 26(1):1–24.
- Funtowicz, S.O., Ravetz, J.R. (1993) “The Emergence of Post-Normal Science”. In: von Schomberg, R. (ed.), *The Emergence of Post-Normal Science*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Glaeser, E. L., Kahn, M. E. (2010) “The greenness of cities: Carbon dioxide emissions and urban development”, *Journal of Urban Economics*, 67(3), 404-418.
- Hansen, J. et al. (2008) “Target atmospheric CO₂: Where should humanity aim?” In *Open Atmos. Sci. J.*, 2, pp. 217-231.
- HM Treasury (2003) *The Green Book. Appraisal and Evaluation in Central Government*, London, 2003.
- Hope, C. (2006b) “Discount rates, equity weights and the social cost of carbon”, *Energy Economics*; 30(3):1011–1019, May 2008.
- IPCC, Intergovernmental Panel for Climate Change, (2008). Team, C. W., 2008. Pachauri, R. K., Reisinger, A. (Eds.). *Synthesis Report. Climate Change 2007. Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment. Climate Change 2007 Synthesis Report: Summary for Policymakers*.
- Jensen, J., Hvidt Thelle, M. (2001) *What are the gains from a multi-gas strategy?* Online at: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.201.5976&rep=rep1&type=pdf> [25.07.2013].
- Klein, R.J.T., Huq, S., Denton, F., Downing, T.E., Richels, R.G., Robinson, J.B., Toth, F.L. (2007), *Inter-relationships between adaptation and mitigation. Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK, 745-777.

- Kuik, O., Brander, L., Nikitina, N., Navrud, S., Magnussen, K., Fall, E.H. (2007) *CASES cost assessment of sustainable energy UN systems*. Online at: http://www.feem-project.net/cases/documents/deliverables/D_03_2%20non%20human%20ext%20cost%20final.pdf [07.02.2012]
- Kuik, O., Brander, L., Tol, R.S.J. (2008) “Marginal Abatement Costs of Carbon-Dioxide Emissions: A Meta-Analysis”, *Energy Policy*, 37(4), 1395-1403.
- Leontief, W., Costa, P. (1996) *Il Trasporto Merci e L'economia Italiana. Modelli di Interazione e Scenari Oltre il 2000*. Marsilio: Venezia, 1996.
- Litman T. (2011) *Climate change emission valuation for transportation economic analysis*. Research for Victoria transport policy Institute. Online at: http://www.vtpi.org/ghg_valuation.pdf [07.02.2012].
- Marcucci, E. (2005) *I modelli a scelta discreta per l'analisi dei trasporti. Teoria, metodi ed applicazioni*. (eds), Carocci, Roma.
- McNaught, A. D. (1997) *Compendium of chemical terminology (Vol. 1669)*, Oxford: Blackwell Science.
- NOAA/ESRL, National Oceanic and Atmospheric Administration, United States Department of Commerce (2014) *Trends in Atmospheric Carbon Dioxide*. Online at: <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends> [01-08-2014].
- Nocera, S., Cavallaro, F. (2014a) “A methodological framework for the economic evaluation of CO₂ emissions from transport”, *Journal of Advanced Transportation*, 48(2), 138-164.
- Nocera, S., Cavallaro, F. (2014b) “The ancillary role of CO₂ reduction in urban transport plans”, *Transportation Research Procedia*, doi: 10.1016/j.trpro.2014.10.055.
- Nocera S., Maino F., Cavallaro F. (2012). “A heuristic Method for evaluating CO₂ Efficiency in Transport Planning”, *European Transport Research Review* 4: 91-106, 2012.
- Nocera, S., Tonin, S. (2014) “A Joint Probability Density Function for Reducing the Uncertainty of Marginal Social Cost of Carbon Evaluation in Transport Planning”, In *Computer-based Modelling and Optimization in Transportation* (pp. 113-126). Springer International Publishing.
- Nocera, S., Tonin, S., Cavallaro, F. (2015) “The Economic Impact of Greenhouse Gas Abatement through a Meta-Analysis: Valuation, Consequences and Implications in terms of Transport Policy” *Transport Policy*, accepted for publication. Doi: 10.1016/j.tranpol.2014.10.004

- Ortiz, R. A., Markandya, A. (2009) *Integrated impact assessment models of climate change with an emphasis on damage functions: a literature review*, Basque Centre for Climate Change, Spain.
- Pearce, D.W., Cline, W.R., Achanta, A.N., et al. (1991) “The social costs of climate change: greenhouse damage and the benefits of control”. In *Climate Change 1995: Economic and Social Dimensions—Contribution of Working Group III to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Bruce JP, Lee H, Haites EF (eds), Cambridge University Press: Cambridge, 1996; 179–224.
- Pindyck, R. S. (2013) “The Climate Policy Dilemma” *Review of Environmental Economics and Policy*, 7(2), 219-237.
- Salling, K.B. (2008) “Assessment of transport projects. Risk analysis and decision support”, *PhD doctoral thesis*.
- Santos, G., Behrendt, H., Maconi, L., Shirvani, T., Teytelboym, A. (2010) “Externalities and economic policies in road transport”, *Research in Transportation Economics* 2010; 28:2–45.
- Sinha, K.C., Labi, S. (2007) *Transportation Decision Making - Principles of Project Evaluation and Programming*. John Wiley and Sons: New York, USA, 2007.
- Stanton, E. A., Ackerman, F., Kartha, S. (2009) “Inside the integrated assessment models: Four issues in climate economics”, *Climate and Development*, 1(2), 166-184.
- Strachan, N., Kannan, R., Pye, S. (2007) *Final report on DTI-DEFRA scenarios and sensitivities, using the UK MARKAL and MARKAL-MACRO energy system models*. Final Report prepared by the Policy Studies Institute for the Department of Trade and Industry (DTI) and the Department of Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA).
- Strahan, D. (2013) “Europe's carbon tax is down but not out” *New Scientist*, 01 July 2013, Magazine issue 2923. Online at: http://www.newscientist.com/article/mg21829230.200-europes-carbon-tax-is-down-but-not-out.html#.Ukk_zSTwCHt [25.07.2013].
- Sumner, J., Bird, L., Smith, H. (2009) “Carbon taxes: a review of experience and policy design considerations” *Technical Report NREL/TP-6A2-47312*, 2009. Online at: <http://www.nrel.gov/docs/fy10osti/47312.pdf> [14-02-2012].
- Tol, R.S.J. (1995) “The damage costs of climate change: towards more comprehensive calculations”, *Environmental and Resource Economics* 1995; 5:353–374.
- Tol, R.S.J. (2008) “The Social Cost of Carbon: Trends, Outliers and Catastrophes”, *Economics-The Open Access, Open Assessment E-Journal*, 2(25), 1-24.

- Tol, R.S.J. (2013) “Targets for global climate policy: An overview”, *Journal of Economic Dynamics and Control*, 37(5), 911–928.
- TRB, Transport Research Board (1978) *Priority programming and project selection. NCHRP Synthesis of Highway Practice 78*, Transportation research Board, National research council, Washington, DC.
- UN, United Nations (1998) *Kyoto protocol to the United Nations framework convention on climate change*. Online at: <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf> [01.02.2011].
- van den Bergh, J.C.J.M., Botzen, W.J.W. (2013). *Monetary Valuation of the Social Costs of CO2 Emissions: A Critical Survey*. Online at <http://www.icrea.cat/Web/GetFile.aspx/Download?idFile=AM780On0VH4%3D>. [25.07.2014].
- Vanston, J. H. (2003) “Better forecasts, better plans, better results”, *Research-Technology Management*, 46(1), 47-58.
- Watkiss, P., Anthoff, D., Downing, T., et al. (2005) *The social costs of carbon (SCC) review: methodological approaches for using SCC estimates in policy assessment*, Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra), London.
- Wefering, F., Rupprecht, S., Bührmann, S., Böhler-Baedeker S. (2013) *Guidelines. Developing and implementing a sustainable urban mobility plan*. Brussels. Online at: http://www.mobilityplans.eu/docs/file/guidelines_developing-and-implementing-a-sump_final_december_2013.pdf [19.02.2014]
- Weiss, M., Patel, M.K., Junginger, M., Perujo, A., Bonnel, P., van Grootveld, G. (2012) “On the electrification of road transport - learning rates and price forecasts for hybrid-electric and battery-electric vehicles”, *Energy Policy* 2012; 48:374–393.
- Winkel, A. (2006) “Transport Master Plan Vienna 2003”, In *Urban Development and Urban Planning Transport Planning and Regional Development Section* (Ed.). Abridged version. Stadtentwicklung Wien.