

**TRAFFICO E INQUINAMENTO:
I DANNI PER LA SALUTE DELL'UOMO
E I COSTI SOCIALI**

Patrizia Lattarulo
Monica Plechero

28.2005

Interventi, note e rassegne

IRPET
Istituto
Regionale
Programmazione
Economica
Toscana

RICONOSCIMENTI

Il presente lavoro è stato coordinato da Patrizia Lattarulo all'interno della Sezione Società, Istituzioni ed Economia Pubblica dell'IRPET ed è nato come contributo al rapporto "Inquinamento atmosferico urbano e salute in Toscana", curato dal Centro per lo Studio e la Prevenzione Oncologica (CSPO) per l'Agenzia Regionale della Sanità (ARS).

La ricerca è stata curata da Patrizia Lattarulo e Monica Plechero. Claudia Ferretti dell'Irpet ha curato le elaborazioni statistiche (cap. 5) e Maria Luisa Maitino ha sviluppato le stime sugli anni di vita persi (§ 1.2). Si ringrazia il prof. Cesare Cislighi (ARS) per la disponibilità nel discutere l'impostazione del lavoro e i risultati raggiunti e il dott. Michele Faberi del World Health Organization (WHO) per l'attenta lettura del lavoro e gli interessanti suggerimenti. Le dott.sse Serenella Acciai e Carla Rizzuti (Direzione generale per il diritto alla salute e per le politiche di solidarietà) e il dott. Mario Romanelli (Direzione generale per le politiche territoriali e ambientali) della Regione Toscana hanno reso disponibili i dati di base necessari per le elaborazioni.

Elena Zangheri ha curato l'allestimento del testo.

INDICE

INTRODUZIONE	5
1.	
L'IMPATTO SULLA SALUTE, METODI DI STIMA ED EVIDENZE EMPIRICHE	11
1.1 Relazioni statistiche e coefficiente dose/risposta	11
1.2 Riduzione nella speranza di vita e anni di vita persi	16
2.	
IL VALORE DELLA VITA STATISTICA	21
2.1 Il valore della vita e il valore degli anni di vita persi	21
2.2 Il valore della vita calcolato attraverso il Capitale umano e la Disponibilità a pagare (WTP)	22
2.3 Il metodo della valutazione contingente nella stima del WTP	26
3.	
IL VALORE DEGLI ANNI DI VITA PERSI	29
3.1 Il metodo	29
3.2 Il tasso di sconto sociale	30
3.3 I limiti	31
4.	
STIMA DEI COSTI DI MORBOSITÀ: COI-WTP	35
4.1 I metodi del costo della malattia (COI) e della disponibilità a pagare (WTP): generalità	35
4.2 Riferimenti statistici	36
5.	
LA STIMA DEI COSTI SOCIALI PER LA TOSCANA	39
5.1 Inquinamento e popolazione esposta	40
5.2 I casi attribuibili	43
5.3 La riduzione nell'aspettativa di vita a seguito dell'esposizione a PM ₁₀	46
5.4 La stima dei costi sanitari e sociali	47
6.	
CONCLUSIONI SINTETICHE	51
BIBLIOGRAFIA	55
<i>Glossario e acronimi</i>	59

INTRODUZIONE

A fronte della crescente domanda di mobilità che caratterizza i sistemi economici moderni si fanno sempre più evidenti gli effetti negativi di una scelta modale fortemente squilibrata sul mezzo stradale. Si tratta dei danni alla salute dell'uomo, all'ambiente e all'ecosistema. La limitata percezione da parte degli individui delle conseguenze delle proprie azioni induce, infatti, a comportamenti nelle scelte di spostamento e del mezzo di trasporto non ottimali sul piano sociale. Da questa considerazione ha origine la crescente attenzione alla valutazione dei costi sociali della mobilità. La stima economica degli effetti diretti e indiretti della mobilità stradale, fornisce, infatti, un utile parametro di riferimento nelle scelte pubbliche ed è il modo per correggere attraverso il sistema dei prezzi, l'utilità percepita dagli individui e i loro comportamenti.

La messa in campo di strumenti per una mobilità sostenibile da parte dell'operatore pubblico trova, quindi, nella quantificazione in termini economici e sociali dei molteplici impatti dei trasporti sugli individui e sull'ecosistema un contributo importante. Tra questi presentano indubbia attualità gli effetti che le sostanze inquinanti emesse dai veicoli hanno sulla salute e sulla qualità della vita degli individui. La sempre più alta concentrazione di inquinamento nell'aria, in particolare nelle realtà urbane, dove ad un'elevata densità di traffico si associa un'alta concentrazione di persone, spinge ad un'analisi mirata ad accertare e quantificare i costi sanitari e sociali che gravano sulla popolazione esposta. La stima monetaria di tali costi, fornisce, quindi, informazioni sul peso economico sopportato dalla collettività in termini di spese per la cura delle patologie correlate agli effetti degli inquinanti, e per i disagi e la perdita di benessere collettiva conseguenti ad un peggioramento della salute e della qualità della vita dei soggetti esposti all'inquinamento.

Il presente lavoro è rivolto ad una rassegna della letteratura sui metodi di stima dei costi sanitari e sociali dei danni alla salute provocati dall'inquinamento dell'aria con particolare attenzione al valore assegnato alla vita umana. Il riferimento di base è al Pathway approach, che ripercorre tutto il processo dall'emissione di inquinanti, alla individuazione della popolazione esposta e, quindi, alla definizione degli effetti sulla collettività. Verrà presentata una rassegna dei metodi di stima del valore della vita umana (dal capitale umano, al costo delle malattie -COI-, alla disponibilità a pagare -WTP) e dei risultati

più recenti della ricerca in merito al valore assegnato alla vita statistica (VSL) e ad un anno di vita perso (VOLY). Infine si presenterà una applicazione al caso delle maggiori realtà toscane stimando i costi sociali e sanitari dovuti all'inquinamento da traffico nei principali centri urbani della regione.

Costi esterni e costi sociali

Le scelte di mobilità relative agli individui -se e come spostarsi- ed alle merci possono comportare, effetti dannosi per la salute dell'uomo, oltre che per l'ecosistema. Si pensi ai danni e disagi causati dalla circolazione stradale e riconducibili ai problemi dell'inquinamento atmosferico, ma anche ai danni causati dall'inquinamento acustico, dalla congestione e dall'allungamento dei tempi di spostamento, dagli elevati rischi di incidentalità, dalla modifica del territorio, dalla sottrazione di spazio al verde e ad usi diversi e da molti altri effetti in apparenza non direttamente riconducibili alle scelte di spostamento effettuate.

Si tratta di costi che non sono oggetto di scambio di mercato e che quindi non gravano su chi li genera. Da qui scelte di comportamento individuali non ottimali dal punto di vista sociale e che finiscono per comportare per la collettività perdite considerevoli di produttività e di benessere. In altri termini l'individuo attua le proprie scelte sulla base di una serie di parametri sostanzialmente incompleta rispetto all'insieme degli interessi e della popolazione coinvolta. Da qui l'opportunità dell'intervento pubblico a correzione dei comportamenti individuali e a tutela degli interessi collettivi.

Si intende, perciò, per *esternalità* l'impatto economico o sociale che l'attività di un soggetto o di un gruppo di soggetti comporta su un altro soggetto o gruppo di soggetti, che non transita attraverso il normale meccanismo dei prezzi e che non trova compensazione nel mercato¹.

Non dovendo sostenere (pagare) il costo della propria azione l'individuo può quindi non essere consapevole o non essere semplicemente interessato al fatto di aver generato con il proprio comportamento eventuali danni e conseguenze a terzi, così che la scelta attuata (il livello di produzione o consumo scelto) può rivelarsi inefficiente rispetto all'ottimo sociale. Ciò giustifica e rende necessario l'intervento pubblico a salvaguardia dell'interesse dell'insieme dei soggetti coinvolti.

I *costi esterni causati dal traffico* sono perciò danni legati alle emissioni di sostanze inquinanti, alla rumorosità e alla pericolosità degli spostamenti e in generale a modifiche ambientali complesse che non vengono sostenuti completamente dagli automobilisti ma che sono sopportati dall'intera società. Si possono generare, così, situazioni in cui viene falsata la competitività

¹ Le esternalità possono essere positive quando generano un beneficio e negative quando generano un danno. Nel presente studio ci si riferisce quindi alle sole esternalità negative.

delle varie modalità di trasporto (es. mezzi più ecologici rispetto a mezzi più inquinanti) o in cui, tenendo conto dei disagi creati per alcune categorie di soggetti, la scelta di spostamento determina un peggioramento in termini di benessere e di giustizia sociale, (es. deteriorando le condizioni di salute dei soggetti più deboli come i bambini, gli anziani o le persone soggette a determinate patologie; Lombard e Malocchi, 2000).

È vero, però, che danni di natura extramonetaria possono in molti casi ricadere anche su colui che attua la scelta, come danni alla salute -di particolare interesse nel contesto della presente analisi- o perdita di tempo dovuta all'affollamento della rete stradale. Da qui l'opportunità di analizzare anche la dimensione dei *costi sociali*, come insieme dei danni extramonetari indipendentemente dal soggetto sul quale ricadono².

La stima economica in termini monetari degli effetti sanitari e sociali causati dal traffico è quindi importante nel guidare le politiche pubbliche. In particolare la stima dei costi esterni è la strada per includere nelle scelte individuali i danni creati a terzi; la stima dei costi sociali, categoria di riferimento più generale, consente di contabilizzare nelle scelte di policy l'insieme degli interessi coinvolti³.

La distinzione tra costi esterni e costi sociali, che spesso sul piano empirico risulta trascurata, è quindi importante soprattutto in funzione dello scopo per il quale viene sviluppata una valutazione economica (Danieli e Rotaris, 2001a, 2001b). Se l'analisi delle esternalità, valutate attraverso la stima dei costi marginali, è propriamente rivolta a raggiungere obiettivi di *efficienza allocativa*, ossia di ottimizzare la distribuzione delle risorse attraverso l'internalizzazione dei costi -stimando *ex ante* quale sia il correttivo necessario (ad esempio attraverso il sistema impositivo) affinché i soggetti possano compiere scelte socialmente ottimali. Le stime globali dei costi sociali, attraverso la valutazione dei costi medi, si propongono analisi, come nel contesto di questo lavoro, di tipo socio-economico.

² In particolare il riferimento ai costi sociali proposto in letteratura porterebbe a includere nell'analisi la categoria dei costi di congestione -altrimenti esclusa nella trattazione dell'esternalità. Definendo un insieme più generale, tenderebbe a includere la quota di esternalità già a carico dell'automobilista attraverso il sistema impositivo o assicurativo. In ogni caso sull'applicazione del concetto di esternalità a questo contesto in letteratura si confrontano opinioni diverse.

³ Gli stessi documenti di politica internazionale e comunitaria, a partire dall'agenda XXI e dal V programma d'azione ambientale dell'Unione Europea (1992), il Libro Verde (1996), il Libro Bianco (1997) sulle fonti rinnovabili di energia, il Libro Bianco (1998) sui prezzi dei trasporti fino al recente progetto comunitario (ExternE) iniziato nel 1991 e oggetto continuo di miglioramento nelle metodologie di valutazione -che ha stimato non solo i costi esterni e sociali derivanti dalla produzione di energia nell'Unione Europea, ma anche da trasporto-, dimostrano come la valutazione delle esternalità relative all'inquinamento da traffico stia diventando sempre più oggetto di attenzione anche in Europa. In Italia la valutazione dei costi della mobilità è stata introdotta dagli studi degli *Amici della Terra* (Lombard e Malocchi, 1999 e successivi aggiornamenti). Fra i più recenti studi italiani in materia si ricordano quelli di Anfia-Aci (2001).

RASSEGNA DELLA LETTERATURA SUI COSTI DA INQUINAMENTO DEL TRASPORTO STRADALE IN EUROPA	Costi totali o medi	Costi marginali
	Grupp (1986)	T & E (1993)
Schulz (1987)	Brossier (1991)	
PLANCO (1991)	CSERGE (1996)	
VROM (1985)	Pierson et al. (1994)	
Blejdenberg (1988)	Mayers (1996)	
V.d.Meijis (1983)	De Nocker et al. (Belgio) (1998*)	
Dietz (1990)	INFRAS/IWW (2001*)	
McKinsey (1986)		
Perrin-Pellietier (1984)		
Quinte (1989)		
Kafani (1983)		
Bouladon (1991)		
Pierson et al. (1994)		
OICA (1995)		
Brossier (1991)		
Jeanrenaud (1993)		
Quin (1994)		
Hansson (1996)		
Min. Trasporti Svezia (1992)		
Newbery (1988)		
CSERGE (1996)		
ISFORT (1998)		
Dg VII (1994)		
Lombard e Malocchi (1997)**		
T & E (1993)**		
INFRAS/IWW (1994 e 2001*)**		
Sommer et al. (1999*)		
Anfia Acì (2001)		

Fonte: Nostre elaborazioni su Daniellis e Rotaris (2001b)

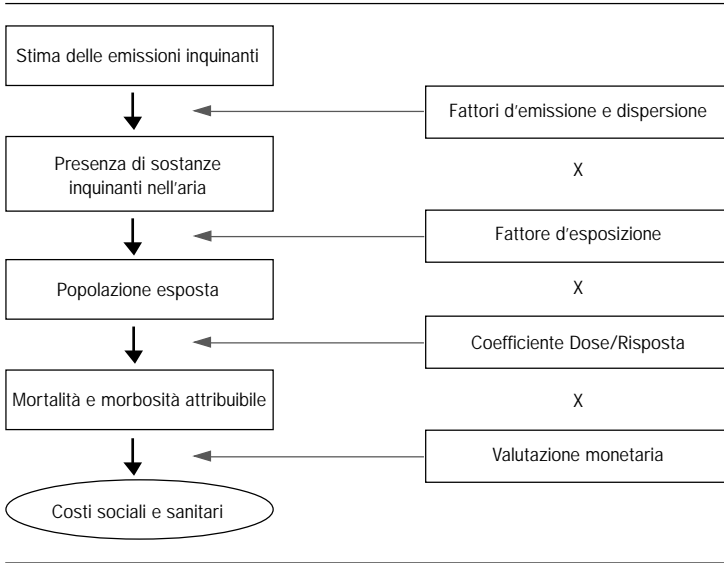
* Studi non compresi in Daniellis e Rotaris (2001b)

** Studi che comprendono stime per l'Italia

Nonostante la tradizione di studi sui costi medi sia più consolidata, oggi gli sforzi e gli orientamenti mostrano la tendenza a spostare il punto di vista verso analisi di tipo marginalistico, che permettano di correggere i prezzi di mercato conseguendo fini di efficienza⁴. Su questi strumenti di policy viene infatti riposta crescente fiducia, in quanto rivolti ad una spontanea e progressiva correzione dei comportamenti.

Riferimento comune in questo filone di ricerca è la metodologia denominata “Pathway approach”, che la letteratura ambientale utilizza per ricondurre le cause prime di un determinato impatto ambientale alle conseguenze ultime e che oggi vede aggiungere l’ulteriore passaggio della stima monetaria. Il sentiero d’impatto, che collega in sequenza una serie di eventi agli effetti, consente di cogliere a monte i nodi critici per la salute dell’uomo.

⁴ Daniellis e Rotaris (2001b) e gli studi Anfia (2001) sottolineano che i lavori sui costi medi, mancando di un diretto confronto con i benefici della mobilità, non permettono in realtà di stimare il rapporto tra la diminuzione di una data quantità di trasporto e il complessivo aumento del benessere sociale.



1. L'IMPATTO SULLA SALUTE, METODI DI STIMA ED EVIDENZE EMPIRICHE

1.1 Relazioni statistiche e coefficiente dose/risposta

Sebbene gli studi epidemiologici riservino ancora alcune incertezze, la letteratura internazionale è concorde nel considerare che a molti agenti inquinanti connessi alle attività di trasporto siano associati effetti negativi sulla salute umana⁵ in termini sia acuti -quando tali effetti sono conseguenti ad un innalzamento del livello di inquinanti nell'aria- sia cronici -quando gli effetti si manifestano a distanza dopo un lungo periodo di esposizione.

I risultati dei più importanti studi epidemiologici forniscono un elenco dei possibili effetti:

- alterazione asintomatica della capacità respiratoria;
- iperattività agli stimoli esterni, allergie ed asma;
- suscettibilità alle malattie respiratorie acute e croniche;
- aumento dei ricoveri ospedalieri per malattie respiratorie e cardiovascolari;
- incremento della mortalità acuta e cronica.

Oltre a questi effetti, che colpiscono con maggiore intensità soprattutto le fasce più deboli della popolazione (anziani, bambini, soggetti malati), altre categorie di danno sono oggi oggetto di una sempre più viva attenzione. Molti studi riportano la minore efficienza fisica dopo l'esposizione nel giorno stesso o nei giorni immediatamente successivi ad un aumento degli inquinamenti nell'aria che si manifesta attraverso i giorni di inattività totale o parziale dei soggetti esposti.

Secondo risultati più recenti, ma che vengono per ora considerati solo marginalmente dalla letteratura, ai danni di natura sanitaria si aggiungono come conseguenza di una presenza di inquinanti nell'aria i danni che riflettono di norma un'alterazione nei comportamenti degli individui⁶. Come dimostrato da alcuni studi sulle possibili conseguenze dell'emissione di piombo dai gas di scarico dei veicoli⁷, effetti sulle funzioni neuro-cognitive e neuro-comportamentali possono verificarsi in particolare nei bambini.

⁵ Per un'approfondita rassegna dei diversi effetti degli agenti inquinanti sulla salute si rimanda al capitolo II.

⁶ Si tratta di alterazioni del comportamento che normalmente generano stress, ansia, insifferenza nell'individuo e che non sono solo associati allo stato di malattia degli soggetti esposti (WHO, 2000).

⁷ Needleman, Gatsonis (1990); Dietrich et al. (1993).

È da dire tuttavia che, sebbene gli inquinanti⁸ legati all'attività di trasporto, causa di effetti sulla salute degli individui, siano diversi e numerosi, oggi è crescente l'attenzione degli studi epidemiologici verso l'impatto delle emissioni del particolato nelle sue varie frazioni e in particolare del PM₁₀ e del PM_{2,5}⁹. Queste benché monitorate solo da alcuni anni e con modalità non sempre comparabili nelle varie aree, risultano correlate ad effetti sanitari di una notevole rilevanza in termini di sanità pubblica. Il riferimento ad un unico inquinante negli studi di impatto, peraltro, consente di evitare di sovrastimare alcuni effetti che potrebbero essere conteggiati più volte analizzando separatamente i singoli agenti. Questo approccio, ormai frequente in molti lavori applicati, è però contestato in alcuni studi che riconducono i danni da inquinamento alla somma degli effetti dei diversi inquinanti¹⁰.

Se, quindi, la letteratura epidemiologica è generalmente concorde riguardo al danno per la salute determinato dalla presenza di inquinanti, l'intensità del fenomeno associata al coefficiente dose/risposta è ancora oggetto di studio e approfondimento. Il coefficiente dose-risposta esprime la relazione statistica che lega la concentrazione di inquinanti (in questo caso il PM₁₀) al verificarsi di un danno alla salute, fornendo stime del rischio legate all'esposizione. La funzione dose/risposta rappresenta la generalizzazione del coefficiente e descrive nel continuo la variazione del rischio di salute per unità di riferimento dell'inquinante. Sebbene tale funzione venga generalmente assunta di tipo log-lineare¹¹, per piccoli rischi e limitati livelli di esposizione viene di norma accettata l'ipotesi di linearità (Künzli et al., 2000) e ad essa non viene abitualmente riconosciuta una soglia minima di rischio¹².

In generale, la letteratura epidemiologica che si è occupata di stimare gli impatti sulla salute da PM₁₀ e i rischi relativi ha ottenuto risultati più solidi per la morbosità legata ai ricoveri ospedalieri per malattie cardiovascolari, ai ricoveri ospedalieri per malattie respiratorie, alle bronchiti acute, agli attacchi d'asma dei bambini e degli adulti, ai giorni di attività limitata (RAD), all'insorgere di sintomi respiratori¹³. Per quanto riguarda

⁸ Gli agenti inquinanti di norma considerati sono: composti organici volatili come il benzene e l'ozono, particolati, piombo, solfati, ossidi di carbonio.

⁹ Sebbene il PM_{2,5} sia considerato un predittore migliore del PM₁₀ la maggior parte delle informazioni disponibili si riferiscono a quest'ultima frazione del particolato.

¹⁰ Tra questi i lavori degli Amici della Terra (anni vari).

¹¹ Si ritiene, cioè, che per alti livelli di concentrazione l'effetto sulla salute sia proporzionalmente meno intenso.

¹² Le funzioni dose/risposta applicate nei vari studi epidemiologici possono essere molto diverse fra loro. Ciò dipende dalla diversità dei dati e dalle metodologie di calcolo applicate nelle varie ricerche realizzate molto spesso in contesti e con metodi profondamente diversi.

¹³ Si veda, in particolare, il lavoro di Künzli et al. (1999). Si rimanda in proposito ad un recente lavoro WHO (2002), dove si è proceduto a stimare gli effetti sulla salute in otto città italiane -tra cui figura anche la città di Firenze- e che riporta una rassegna critica della letteratura epidemiologica.

la mortalità, invece, gli studi epidemiologici hanno sviluppato ricerche specializzate e molto diverse, non solo a livello di metodo, ma anche di approccio al problema, distinguendo gli impatti a breve termine (mortalità acuta), da quelli a lungo termine (mortalità cronica).

Gran parte della letteratura ha approfondito l'analisi della *mortalità acuta* identificando una relazione statisticamente significativa tra picchi giornalieri di inquinamento e mortalità, spiegata con il fatto che un aumento dell'inquinamento dell'aria acuisce alcune sintomatologie aumentando il rischio di decesso del soggetto nel giorno stesso o nei giorni immediatamente successivi all'esposizione. In questi lavori viene stimata la relazione tra concentrazione giornaliera del PM₁₀ e decessi dovuti, in particolare, a malattie cardiovascolari o respiratorie.

Tale relazione è studiata solitamente con analisi di tipo *intertemporale*, che confrontano in momenti diversi la concentrazione di inquinanti registrati e la mortalità relativa ad una popolazione, e che consentono quindi di stimare i rischi sanitari su quella popolazione al variare dei livelli di inquinamento.

La letteratura relativa alla mortalità acuta è estesa, anche se i risultati possono essere molto sensibili alle diverse strategie di modellazione. In particolare per l'Italia recenti studi sulla mortalità acuta attribuibile al particolato -meta analisi su dati time series (progetto MISA-Biggeri et al., 2001; Biggeri et al., 2002¹⁴)- stimano un innalzamento del rischio di mortalità riferito ad un incremento di 10 µg/m³ di PM₁₀ per tutte le cause naturali di 0,98%¹⁵. Gli incrementi della mortalità acuta da sole patologie cardiovascolari (1,21%) e da sole patologie di natura respiratoria (1,41%) risultano invece leggermente più elevati¹⁶. Sebbene l'effetto sia ridotto, comparato con altre cause di morte, poiché il rischio attribuibile stimato si assesta intorno ad un valore di 1,01, esso però risulta diffuso su tutta la popolazione. Così è stato stimato, specificatamente per l'area fiorentina, che gli effetti dell'inquinamento da PM₁₀ (40,3 µg/m³ di PM₁₀ media annua 2002) a breve termine sulla salute possono provocare una morte aggiuntiva ogni 3-5 giorni, tale dato è

¹⁴ Nel primo lavoro, attraverso una meta-analisi, è stato preso a riferimento un arco temporale tra il 1995-1999 e sono stati stimati in otto città italiane gli effetti di mortalità e di morbosità a breve termine. Tale studio ha avuto il pregio di tentare di ridurre alcune incertezze presenti in lavori precedenti cercando di creare una solida armonizzazione dei dati (comparabilità delle basi di dati, stabilità dei protocolli e omogeneità degli approcci metodologici). Nel secondo lavoro sono stati applicati metodi (GLM-NS e GAM-R) rivolti a recuperare alcune distorsioni che si erano verificate nelle precedenti stime. Si noti che i risultati di tali stime risultano comunque superiori rispetto a quanto emerse in altri studi condotti negli Stati Uniti e in Europa.

¹⁵ I valori citati rappresentano la stima centrale entro un intervallo di confidenza del 95%, e sono riferiti ad effetti di tipo casuale in cui viene effettuato il controllo, oltre che per l'eterogeneità all'interno di una stessa città oggetto di analisi, anche per l'eterogeneità tra i singoli studi effettuati nelle varie città.

¹⁶ In termini di rischio attribuibile tali valori si assestano intorno ad una stima di 1,01 (1,0098 mortalità per tutte le cause naturali, 1,0121 per le cause cardiovascolari e 1,0141 per le cause respiratorie).

però soggetto ad un elevato margine di incertezza (Progetto Hearth, Biggeri e Baccini, 2003).

Allo stato dell'arte non sono comunque ancora disponibili risultati sufficientemente solidi per particolari classi di popolazioni (soggetti anziani, soggetti deboli, bambini) e solamente un recente lavoro WHO (2004a) pubblicato a giugno su *Lancet* ha per la prima volta fornito valori indicativi per l'Europa per quanto riguarda la mortalità acuta da inquinamento da PM₁₀ nei bambini da 0 a 4 anni, cercando di mettere in luce, più che altro, il fatto che gli standard ambientali devono essere necessariamente pensati e stabiliti in funzione della popolazione più vulnerabile¹⁷.

Di origine più recente sono, invece, le ricerche che hanno approfondito l'analisi della *mortalità cronica*¹⁸ con lo scopo di dimostrare come nel caso dell'inquinamento ci sia una correlazione positiva tra un lungo periodo di esposizione all'inquinante e la mortalità derivante dall'aggravarsi di alcune patologie, tra cui malattie cardio-respiratorie e tumori. Tuttavia, mentre da tempo trova conferma la correlazione tra esposizione agli inquinanti e mortalità cronica di natura cardiovascolare e respiratoria, di più recente genesi sono gli studi che rilevano una relazione significativa tra esposizione agli inquinanti e possibilità di contrarre alcune tipologie di tumori quali cancro ai polmoni o leucemia.

In un recente studio di Pope (Pope et al., 2002) effettuato su 500.000 individui nell'arco di 16 anni¹⁹ è stato stimato il rischio da mortalità cronica per un aumento del particolato nell'aria. In particolare sia il rischio di morte di natura respiratoria legato alla possibilità di contrarre un tumore ai polmoni²⁰, sia quello legato alla patologia cardiovascolare sono risultati significativamente elevati²¹.

Rispetto al tipo di analisi svolte sulla mortalità a breve, per stimare il rischio di mortalità cronica la preferenza di approccio risulta comunque essere verso analisi su coorte prospettica che vengono effettuate prendendo a riferimento e confrontando

¹⁷ Il rischio stimato per i bambini nel lavoro WHO (2004a) per l'area in cui è compresa anche l'Italia risulta essere 1,02. I valori che sono stati stimati per mortalità da PM₁₀ nelle varie aree europee sono stati però ricavati sulla base di studi effettuati in altri paesi (Messico, Thailandia, Brasile) che hanno differenze rilevanti a livello di incidenza di mortalità, infezioni respiratorie, fattori socioeconomici e accessibilità e qualità dei servizi sanitari ecc. Per tale ragione successivamente lo stesso WHO ha preferito utilizzare, come dato di riferimento per il rischio da tutti i tipi di mortalità acuta, solo quello stimato per infezioni respiratorie in modo da evitare di sovrastimare gli effetti che in realtà sono stati valutati originariamente in contesti molto diversi.

¹⁸ Tra le prime pubblicazioni sul tema si ricorda il lavoro di Cislaghi e Nimis (1997)

¹⁹ I dati sono stati elaborati controllando fattori come l'età, il sesso, l'occupazione, la differenza della massa corporea, l'uso di alcol e fumo.

²⁰ Il valore indicato nello studio di Pope et al. (2002) riferito alla specifica mortalità da tumore ai polmoni rappresenta un elemento di novità importante, poiché essendo tale rischio dipendente da un lungo periodo di latenza, e complesso da stimare, ha avuto per ora solo pochissimi riscontri negli studi di epidemiologia.

²¹ In WHO (2004b).

Sintomatologie	RR (rischio attribuibile-valore centrale)	LL 95%	UI 95%	Età di riferimento
Mortalità cardiovascolare per esposizione a lungo termine	1,08	1,02	1,14	> 25 anni
Morte da tumore polmonare per esposizione a lungo termine	1,13	1,04	1,22	> 25 anni

Fonte: WHO (2004b)

1.1
MORTALITÀ
CRONICA STIMATA
DA POPE ET AL.
(2002) PER UN
AUMENTO DI 10
 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ di $\text{PM}_{2,5}$

gruppi di individui soggetti a diversi livelli di esposizione e osservati per un lungo periodo di tempo²², tenendo sotto controllo un certo numero di variabili di disturbo, dall'età, al peso, all'abitudine al fumo²³. Ad essere stimato in questo caso non è tanto il numero di morti, ma la diminuzione dell'età mediana di morte.

Nella valutazione della mortalità acuta le analisi di tipo *intertemporale* permettono di stimare il numero di morti anticipate, ma non consentono di stimare la riduzione della speranza di vita (LLE). Questa si può solo stimare a partire da studi come quello precedentemente citato (Pope et al., 2002) nel quale la mortalità acuta risulta già direttamente inglobata nella stessa stima della mortalità cronica, secondo l'assunzione che la maggioranza degli effetti da inquinamento non sono istantanei, ma sono frutto di risultati cumulativi dopo anni di esposizione (Rabl, 2003a).

Per ora gli studi su coorte prospettica sono molto limitati e sono di origine più che altro statunitense²⁴, tanto che anche gli stessi recenti lavori in Europa recuperano -attraverso un approccio di meta analisi, cioè la sintesi, tra diversi studi epidemiologici- i risultati di tali ricerche (meta analisi per l'Europa: Künzli et al., 1999; WHO, 2002²⁵).

Il riferimento in questo contesto è fino ad oggi stato alla mortalità per cause naturali, indipendentemente quindi dalla causa di decesso (viene escluso solo l'insieme dei decessi accidentali), cosa che porta a tenere implicitamente conto tanto della mortalità da malattie cardio-vascolari, quella più frequentemente ricondotta all'inquinamento, che da malattie tumorali e non solo.

²² Normalmente tali studi coprono un arco temporale molto lungo superiore ai 10 anni.

²³ Nonché differenze sullo stato di salute, educazione, occupazione, livello di salario ecc. Un vantaggio statistico degli studi di tipo time series rispetto agli studi su coorte prospettica è, ad esempio, quello che tenendo conto degli effetti giornalieri molte caratteristiche della popolazione (età, occupazione, ecc.) non cambiano quotidianamente e possono quindi essere considerate come caratteristiche costanti lungo il periodo di studio.

²⁴ Dockery et al. (1993); Pope et al. (1995); Abbey et al. (1995).

²⁵ Per quanto riguarda la mortalità il rischio relativo stimato da Künzli et al. (1999) risulta essere di 1,043 calcolato come valore centrale all'interno delle stime di confidenza al 95% [1,026-1,061]. Nel lavoro WHO (2002) è stato tuttavia scelto di sottostimare tale effetto e di utilizzare come valore direttamente il valore minimo utilizzato da Künzli. Gli ultimi avanzamenti in tale campo mostrano, infatti, che gli studi statunitensi non sono direttamente trasferibili in Europa poiché, ad esempio, gli effetti del particolato sulla salute umana sembrano essere più bassi in Europa che negli USA (Bickel e Friedrich, 2001a). Proprio nel lavoro di Bickel e Friedrich (2001a) è stato ridimensionato da 3 a 1 il fattore dose risposta da mortalità cronica da PM_{10} stimato da Pope (1995) in quanto quest'ultimo era relativo alle condizioni specifiche negli USA.

Elaborazioni più recenti hanno portato a diverse tabelle di rischio relativo, basate sugli ultimi risultati della ricerca epidemiologica e dell'analisi statistica. In questa tabella sono inclusi i risultati delle ricerche di Pope et al. (2002) sulla mortalità a lungo termine e i riferimenti alla letteratura italiana per la morbosità, laddove disponibili, per i restanti stati di morbosità il riferimento è alla letteratura internazionale. Il riferimento alla popolazione per classe di età dipende dalla robustezza dell'evidenza statistica rilevata e dal campione di cui è stato tenuto conto nelle analisi²⁶. Nel caso della mortalità cronica, inoltre, il riferimento alla popolazione di età adulta è dovuto al periodo di latenza ipotizzato in questo ambito, che porta ad indagare specificatamente la popolazione sottoposta ad un protratto periodo di esposizione.

Cause	Studi di riferimento	Stime centrali	Min.	Max.	Gruppo di età
Mortalità cardiovascolare per esposizione a lungo termine*	Pope et al, 2002	1,08	1,02	1,14	Adulti > 25 anni
Mortalità da tumore polmonare per esposizione a lungo termine*	Pope et al, 2002	1,13	1,04	1,22	Adulti > 25 anni
Ricoveri Ospedalieri per cause cardiovascolari	Biggeri et al 2002	1,0082	1,0032	1,0132	Tutte le età
Ricoveri Ospedalieri per malattie respiratorie	Biggeri et al 2002	1,0091	-1,0004	1,0186	Tutte le età
Bronchiti acute	Dockery et al., 1989-1996; Braun-Fahrländer et al., 1997	1,306	1,135	1,502	Bambini < 25
Attacchi d'asma bambini	Combinazione di studi americani e europei	1,051	1,047	1,055	< 25 anni
Acutizzarsi dell'asma adulti	Combinazione di studi americani e europei	1,004	1,00	1,008	> 25 anni
Insorgere di sintomi respiratori	Ostro et al., 1993	1,07	1,02	1,11	Tutte le età
RAD (Giorni di attività limitata)	Ostro, 1990; Ostro e Rothschild, 1989	1,094	1,079	1,109	> 25 anni

*Rischi calcolati per 10 µg/m³ PM_{2.5} e dati di PM₁₀ adattati assumendo che PM_{2.5} = 0,5 PM₁₀

Fonte: elaborazioni su WHO (2004b)

1.2 Riduzione nella speranza di vita e anni di vita persi

L'inquinamento può comportare, dunque, gravi danni alla salute tanto da rappresentare un rischio per la stessa sopravvivenza. A differenza di altre cause di morte, ad esempio gli incidenti, questa non è una causa primaria e indipendente di decesso, così che non esiste una relazione diretta tra esposizione ed evento, ma agisce come con-causa aggravando patologie preesistenti e, spesso, concorrendo con altri effetti quali fumo

²⁶ Il rischio relativo alle bronchiti croniche -non considerato nel lavoro WHO (2002)- viene invece preso in considerazione nel lavoro di Künzli et al. (1999), pag. 32. Quest'ultimo fa riferimento a dei valori aggiustati a partire da un unico studio (Abbey et al., 1993). Il rischio attribuibile suggerito, riferito ad una popolazione di adulti con un'età superiore ai 25 anni, risulta 1.098 (95% CI 1,009-1,194). Valore di incidenza annuale per un aumento di 10 µg/m³ PM₁₀.

e mancanza di esercizio fisico. Il numero totale di morti attribuibili all'inquinamento non è, quindi, direttamente osservabile e ciò rende inappropriato il riferimento a questa unità di misura del danno alla salute (Rabl, 2003a)²⁷. A differenza dell'approccio più tradizionale seguito fino alla prima metà degli anni '90, oggi la mortalità da inquinamento viene ricondotta al numero di casi di morte anticipata e al numero di anni di vita persi per evento (YOLL) stimati a seguito dell'esposizione agli agenti inquinanti e in particolare, per quanto di nostro interesse, all'esposizione al PM₁₀. Il coefficiente dose/risposta o rischio relativo di mortalità è alla base di entrambe le stime, associate a determinati livelli di inquinamento.

L'impatto dell'inquinamento sulla aspettativa di vita della popolazione (Lost Life Expectancy-LLE)²⁸ dipende dalla concentrazione degli inquinanti e dalle caratteristiche demografiche della popolazione esposta. Il calcolo del LLE prende a riferimento, quindi, la composizione per età della popolazione e le tavole di mortalità, oltre che, naturalmente, il livello di inquinamento associato. Dalla riduzione dell'aspettativa di vita calcolato sulla popolazione è, poi, possibile dedurre il numero di anni di vita persi per caso di mortalità anticipato.

A fronte di stime più elevate l'approfondimento della riflessione in sede comunitaria ha portato a suggerire (Progetto BE TA: Holland e Watkiss, 2002), una ipotesi di 5 anni di vita persi per ogni decesso collegato ad un lungo periodo di esposizione al particolato²⁹. Dall'applicazione alla realtà Toscana, risulta che il numero di anni di vita persi per decesso a seguito di una esposizione a 10 µg/m³ di PM₁₀ è in media di 3,9 anni, contro di 4,3 medi dell'Italia rispetto alla popolazione degli ultra trentenni, la realtà di nostro interesse (rispettivamente 5,4 e 6,5 per il complesso della popolazione). I valori elaborati sono quindi simili ai valori stimati a livello europeo. L'ipotesi di base è il coefficiente dose- risposta di 1,026 relativo a tutte le cause di morte naturale, per 10 µg/m³ di PM₁₀, come proposto negli studi WHO 2002, sui risultati di Pope (1995). È evidente, così, allo stato della conoscenza attuale che il rischio relativo è ipotizzato invariato per classe di età e area geografica e la diversa riduzione nella speranza di vita nelle realtà dipende dall'incidenza di questa causa sul contesto demografico e sociale³⁰.

L'ipotesi analizzata riguarda però il caso di una concentrazione di inquinanti pari a 10 µg/m³ di PM₁₀, la realtà toscana è

²⁷ Calcolando il numero di decessi non si è inoltre in grado valutare la magnitudo della perdita di speranza di vita legata ad ogni morte che può risultare essere molto differente. Differenze consistenti di magnitudo ci sono, per esempio, tra morti provocate da inquinamento dell'aria e morti per incidenti stradali.

²⁸ Talvolta viene fatto riferimento a YOLL (anni di vita persi).

²⁹ Borruso et al., (2001) propongono invece una stima di 2 anni di vita persi.

³⁰ In Toscana la popolazione è mediamente più anziana rispetto al resto del paese e le condizioni socio sanitarie determinano un tasso di mortalità mediamente inferiore. Questi due fattori comportano una incidenza dell'inquinamento minore di quanto registrato nell'intero paese.

caratterizzata da concentrazioni diverse nelle aree urbane distinte anche per il contesto socio-economico rappresentato attraverso le tavole di mortalità disponibili a scala provinciale (§ 5.1). Da qui stime degli anni di vita persi per evento che vanno da 10 anni delle realtà più critiche (Prato, Scandicci e poi Firenze) ai 2 anni delle realtà meno difficili (Arezzo, Siena) sul piano del traffico, per valori medi di 4,5 anni (ultra trentenni) e 6,4 (tutta la popolazione).

1.3 MORTALITÀ ANTICIPATA: ANNI DI VITA PERSI PER EVENTO. 2000 Con RR 1,026	Italia (10 µg/m ³ di PM ₁₀)		
	Anni di vita medi persi a seguito dell'inquinamento		6,51
	Anni di vita medi persi a seguito dell'inquinamento, popolazione > 30 anni		4,34
	Toscana (10 µg/m ³ di PM ₁₀)		
	Anni di vita medi persi a seguito dell'inquinamento		5,39
	Anni di vita medi persi a seguito dell'inquinamento, popolazione > 30 anni		3,75
	Realtà urbane toscane e area omogenea fiorentina (µg/m ³ di PM ₁₀ attribuibile al trasporto)		
	Anni di vita medi persi a seguito dell'inquinamento		6,40
	Anni di vita medi persi a seguito dell'inquinamento, popolazione > 30 anni		4,50

1.4 STIMA DELLA DIFFERENZA NELLA SPERANZA DI VITA CON E SENZA INQUINAMENTO, TOSCANA. 2000 Con RR 1,026 10 µg/m ³ di PM ₁₀	Età	Differenza della speranza di vita con e senza inquinamento*		Anni di vita persi a causa dell'inquinamento**		Mortalità probabile (con inquinamento)***	
		F	M	F	M	F	M
	0-4	0,27	0,28	17.640	19.892	303	350
	5-9	0,27	0,29	17.717	20.007	39	48
	10-14	0,27	0,28	18.055	20.390	51	56
	15-19	0,27	0,28	19.339	21.890	92	203
	20-24	0,26	0,28	24.468	27.310	155	392
	25-29	0,26	0,28	33.201	36.385	189	503
	30-34	0,26	0,27	35.601	39.010	243	602
	35-39	0,26	0,27	35.824	38.565	425	771
	40-44	0,26	0,27	31.550	33.290	558	881
	45-49	0,25	0,26	29.331	30.061	903	1.401
	50-54	0,25	0,26	32.974	32.985	1.532	2.563
	55-59	0,24	0,25	27.437	26.593	2.018	3.675
	60-64	0,24	0,25	29.461	28.205	3.283	5.989
	65-69	0,23	0,24	26.128	23.921	4.740	8.930
	70-74	0,23	0,25	25.763	21.908	7.843	13.433
	75-79	0,24	0,26	25.063	18.694	13.572	17.135
	80-84	0,25	0,28	14.331	9.323	14.358	12.181
	85-89	0,34	0,43	16.716	9.925	20.445	12.416
	90+	0,43	0,52	10.580	4.183	15.259	5.779
	TOTALE	5,08	5,52	471.181	462.539	86.006	87.309
	> 30 anni	3,49	3,82	340.761	316.664	85.178	85.758

* Dopo aver applicato un decremento del 2,6% (RR) alla probabilità di morte per classe di età si ottiene una stima della speranza di vita senza inquinamento. Da qui la differenza di speranza di vita tra con e senza inquinamento, pari per la popolazione femminile di 0-4 anni a 0,27 anni (poco più di 3 mesi).

** La differenza nella speranza di vita moltiplicata per la popolazione di classe di età e sesso fornisce il numero di anni di vita persi a causa dell'inquinamento da quella popolazione statistica.

*** Il prodotto tra la probabilità di morte per classe di età e la popolazione residente fornisce il numero di morti attesi sulla base della popolazione residente. La media degli anni di vita persi per decesso è data, quindi, dal rapporto tra il totale degli anni di vita persi e la mortalità probabile.

Comuni	Concentrazione di PM ₁₀	Emissioni di PSF % trasporti su totale	Anni di vita persi	Anni di vita persi popol. >30 anni
Massa	27	47,2	5,89	4,06
Lucca	30	43,3	6,39	4,40
Viareggio	41	58,6	11,53	7,95
Pistoia	22	41,4	4,65	3,19
Bagno a Ripoli	27	66,4	9,07	6,35
Calenzano	38	42,2	8,12	5,68
Campi Bisenzio	27	72,0	9,83	6,88
Empoli	26	20,0	2,73	1,91
FIRENZE	42	55,4	11,52	8,07
Lastra a Signa	27	41,1	5,63	3,94
Scandicci	43	68,0	14,52	10,16
Sesto Fiorentino	27	61,9	8,31	5,81
Signa	27	47,6	6,40	4,48
Livorno	33	17,0	2,81	1,95
Pisa	37	36,4	6,74	4,61
Arezzo	20	35,7	3,65	2,49
Siena	40	33,0	5,74	4,04
Grosseto	27	17,0	2,12	1,50
Prato	37	73,6	16,63	11,19

1.5
ANNI DI VITA PERSI A
SEGUITO DELLA
CONCENTRAZIONE
DI PM₁₀ DOVUTA AL
TRASPORTO
Dati per comune

N.B. Siano $q_i(x)$ e $q'_i(x)$ rispettivamente la probabilità di morte all'età x costruita nella tavola di mortalità per la regione Toscana, e q''_i la probabilità di morte a seguito della riduzione di $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM₁₀ nell'aria (stimati sulla base del RR specifico, esempio: 1,026, cfr. Pope nel presente lavoro per costruire la tabella 1.4); con $i =$ maschi, femmine. Applicando il nuovo quoziente alla tavola di mortalità ottengo nuovi valori di speranza di vita (LLE) all'età x per sesso che chiamerò $e'_i(x)$, dato $e_i(x)$ di partenza (es.: $e'_i(x) - e_i(x) = 0,27$ per le femmine di età 0-4 anni, nella tabella 1.4). Il totale di anni di vita persi (YOLL) all'età x per sesso sarà dato da $ap_i(x) = [e'_i(x) - e_i(x)] \cdot p_i(x)$ con a numero di anni e $p_i(x)$ rispettiva popolazione residente in età x e sesso i (es.: pari a 17.640 per le femmine di età 0-4 anni, nella tabella 1.4). La formula finale degli anni medi di vita persi per la popolazione toscana a causa dell'inquinamento è data da:

$$YOLL = \frac{\sum_{i=1}^2 \sum_{x=0}^w ap_i(x)}{\sum_{i=1}^2 \sum_{x=0}^w q_i(x) \cdot p_i(x)} \quad YOLL_{30} = \frac{\sum_{i=1}^2 \sum_{x=30}^w ap_i(x)}{\sum_{i=1}^2 \sum_{x=30}^w q_i(x) \cdot p_i(x)}$$

pari a $(471.181 + 642.539) / (86.006 + 87.309) = 5,39$ nella tabella 1.4

2. IL VALORE DELLA VITA STATISTICA

2.1 Il valore della vita e il valore degli anni di vita persi

La valutazione in termini economici della vita umana non ha naturalmente la finalità di stabilire delle controprestazioni di natura monetaria, dal momento che misure compensative sarebbe comunque inadeguate e inopportune, né di dare indicazioni di valore assoluto, ha piuttosto una propria utilità nel ricondurre ad un parametro di riferimento generalmente riconosciuto la priorità implicitamente attribuita nel nostro contesto sociale al rischio per la vita e alla salute. Si tratta, quindi, più opportunamente di riconoscere un valore economico alla possibilità di sopravvivenza o di prolungamento della vita attesa.

La valutazione in termini economici della vita umana è perciò uno strumento di controllo razionale con cui il decisore pubblico, investito del ruolo di tutore degli interessi della collettività, è in grado di promuovere un processo decisionale e soprattutto la qualità delle scelte pubbliche che perseguono obiettivi di equità e di benessere sociale³¹ (Pierantoni, 1989). La modifica della probabilità di sopravvivenza di un individuo ha infatti pesanti conseguenze sulla situazione economica, oltre che affettiva, non solo del soggetto e dei suoi familiari, ma anche della collettività.

I costi riconducibili alla minore probabilità di sopravvivenza di un individuo possono in particolare essere considerati, non solo come perdite dirette derivanti dalle morti future (es. eventuali spese ospedaliere o perdita di produzione), ma anche come costi indiretti e costi di natura affettiva (Pierantoni, 1986) generati di norma dai danni di natura biologica e morale subiti dall'individuo e dai familiari della vittima:

- perdite di produzione futura, che oltre che per l'individuo hanno conseguenze dirette sulla società;
- stato di sofferenza e difficoltà di adattamento per i familiari a seguito di un decesso prematuro (danno morale);
- stato di sofferenza creato dal malessere o malattia che precede il decesso, a prescindere dal venir meno delle possibilità di reddito (danno biologico).

³¹ La vita umana costituisce infatti un bene pubblico la cui conservazione è oggetto stesso della scelta pubblica.

Un punto critico riguarda tuttavia le caratteristiche del procedimento con il quale si attribuisce un valore economico alla vita umana, nel particolare contesto degli effetti da inquinamento, distinguendo tra il metodo della vita statistica (Value of a Statistical Life - VSL) e, da questo derivato, il metodo della valutazione degli anni di vita persi (Value of Life Years - VOLY).

Un metodo alternativo e innovativo a questi due approcci, anche se per ora è stato usato soprattutto negli studi canadesi e solo ultimamente sta diventando di un certo interesse anche nei nuovi progetti di studio WHO, è il metodo LQI³² (Life Quality Index) che rappresenta un indicatore sociale combinato per la valutazione della vita, considerata anche dal punto di vista qualitativo. In tale indicatore sono comprese, sia misure del prodotto reale interno lordo pro capite come indice delle risorse e della qualità della vita, sia misure riferite all'aspettativa di vita come valida indicazione dello sviluppo sociale, della qualità ambientale e della salute pubblica di un paese (Gulis, 2000)³³.

2.2

Il valore della vita calcolato attraverso il Capitale umano e la Disponibilità a pagare (WTP)

Il calcolo della vita statistica è una metodologia comunemente usata per la valutazione monetaria del rischio di mortalità da incidenti stradali (Putignano, Pennini, 1999), poi ampiamente recepita anche nella stima della mortalità da inquinamento. Il calcolo viene eseguito sulla base principalmente della mancata produttività futura -misurata generalmente in termini di Prodotto Interno Lordo- o delle preferenze degli individui (disponibilità a pagare) relative alla riduzione del rischio di morte, che normalmente è di natura accidentale.

Nel considerare la mancata produttività futura (così detto approccio del *capitale umano*) viene considerata la perdita di benessere da parte della società in seguito al venir meno della risorsa umana, attribuendo una perdita economica alla collettività uguale al valore dell'output (lordo o netto³⁴) che sarebbe stato prodotto dall'individuo se non fosse deceduto.

Tale approccio è evidentemente riduttivo non tenendo conto del valore che la vita umana acquisisce sul piano soggettivo, quello che nella letteratura economica è il valore intangibile o non monetario, il valore di non uso legato alla pura esistenza di un bene, in questo caso il prolungarsi dell'attesa di vita. Considerando il valore della persona rappresentato solo dalla sua produzione e dal suo consumo questo metodo non riflette il punto

³² Si veda per una più dettagliata descrizione del metodo Rabl (2003b).

³³ LQI è espresso come $L = G^q E$, dove G indica il prodotto interno reale lordo annuale pro capite, q l'elasticità dell'utilità del consumo relazionata alla misura della produttività del lavoro ed E l'aspettativa di vita in un paese aggiustata per età (Rabl, 2003).

³⁴ L'output netto tiene conto di ciò che un individuo, oltre che produrre, consuma.

di vista degli individui determinato, ad esempio, dall'avversione o propensione al rischio individuale. Tale approccio tende quindi a negare i principi della teoria economica del welfare nella quale, in generale, la valutazione di un impatto positivo o negativo deve essere basato sulla variazione dell'utilità individuale.

Oggi più accreditato è, quindi, l'approccio *WTP* (*willingness to pay- disponibilità a pagare*) di derivazione anglosassone, che sviluppato su appropriate tecniche statistiche, tiene conto delle preferenze individuali assumendo il punto di vista del singolo. Dal *WTP* è quindi possibile estrarre maggiori informazioni non solo di natura economica, ma anche di natura sociale e comportamentale riferite agli attributi e alle percezioni dei soggetti.

Questo metodo è basato sulla stima di quanti (e quanto) gli individui sono disposti a pagare per un miglioramento della propria salute rispetto ad altre alternative (Chilton et al., 1997). Così, secondo questo approccio, il valore della vita statistica *VSL* viene calcolato sul valore economico che l'individuo attribuisce alla probabilità di una riduzione di rischio di morte³⁵.

La disponibilità a pagare per la riduzione di un rischio risulta in termini statistici essere espressa come:

$$WTP = \left[\sum_t^T \frac{B_t}{(1+r)} \right] \cdot A$$

dove:

T indica il tempo di vita rimanente, *B_t* l'utilità derivante dall'essere in vita (inclusi i benefici non di mercato), *r* il tasso di preferenza intertemporale e *A* il fattore di avversione al rischio.

Le basi del *WTP* si collocano quindi in un contesto welfarista, fondate sugli assunti di sovranità del consumatore e ottima distribuzione del reddito. In particolare, alcuni studi sul valore della vita che confrontano la valutazione monetaria del rischio di morte fra vari paesi mostrano, infatti, che nel calcolo del *WTP* esistono, come è ovvio supporre, delle differenze fra i vari contesti geografici e culturali (Alberini et al., 2004). Lo studio di Bowland e Beghin (2001), ad esempio, partendo da una meta analisi degli studi *VSL* nei paesi sviluppati ha derivato il valore statistico della vita per le economie in via di sviluppo, tenendo conto delle differenze di salario, ma anche di rischio, del livello del capitale umano e di altre caratteristiche demografiche di tali realtà. Dal risultato della meta-analisi emerge che il *WTP* per una riduzione marginale della mortalità mostra una certa elasticità rispetto al salario e al livello di educazione dei vari paesi³⁶. È vero, d'altro canto, che

³⁵ La validità di questo approccio dipende da un consistente numero di assunzioni, tra cui l'esistenza di linearità tra rischio e disponibilità a pagare.

³⁶ Nel modello proposto l'elasticità risulta essere rispettivamente di 2,27 per il livello salariale e di 2,58 per il livello di educazione. Per quanto riguarda invece il livello di rischio il *WTP* risulta essere inelastico (elasticità 0,31). Un altro studio (Miller, 1999) prendendo a riferimento 68 studi in 13 diversi paesi mostra come il *WTP* dipenda sempre da norme culturali e livelli salariali.

enfaticamente le opinioni individuali questo metodo di calcolo rischia di trascurare o di sottostimare i costi che ricadono sulla collettività, ad esempio attraverso il sistema di sicurezza sociale e la previdenza pubblica³⁷.

- Per calcolare il WTP esistono in letteratura vari metodi empirici:
- valutazione del *rischio salario* (*wage risk*) che viene realizzato stimando il salario extra pagato per indurre i lavoratori ad accettare un rischio sul lavoro, e che normalmente tiene conto dei differenziali di reddito fra le diverse professioni. In questo caso non si tratta propriamente di volontà a pagare una riduzione del rischio, ma di volontà ad accettare (WTA);
 - *valutazione contingente*, che attraverso indagini campionarie svolte con questionari o interviste, permette di stabilire quanto gli individui sarebbero disposti a pagare per la riduzione del rischio di morte;
 - valutazione di *mercato* (metodo delle preferenze rivelate) che si basa sull'osservazione dei comportamenti degli individui su alcuni mercati rilevanti per la tipologia di beni (es. scelta di consumo di beni che rendono più sicura la vita o acquisto di un'abitazione in zone più salubre³⁸). Tali costi vengono normalmente considerati come costi di prevenzione e possono essere utilizzati per esaminare le preferenze relative al livello di sicurezza³⁹.

Il ricorso ad un metodo piuttosto che un altro, può però portare a stime molto diverse. Inoltre, anche all'interno degli stessi metodi di valutazione il *gap* esistente fra le varie stime può risultare elevato.

2.1
SOMMARIO DELLE
STIME DELLA VITA
STATISTICA
Valori espressi in
migliaia di ECU.
1995

Metodo	Europa	USA
Wage risk	3.479 - 4.313	4.313 - 6.818
Valutazione contingente	4.870 - 8.627 *	1.809 - 3.061
Mercato	835 - 4.313	1.252 - 1.391
Media	2.644 - 4.592	2.505 - 3.757

Fonte: nostra elaborazione dati COWI (2002) adattati da Pearce (1992). I valori in corone danesi sono stati convertiti secondo i seguenti tassi (1995): 1 corona Danese = £ 290,941. Il cambio ECU lire nel 1995 è di: 1 ECU = £ 2.090,93

* Include due studi non recenti che riportano un valore molto alto, cosa che incide sulla dimensione del valore medio

³⁷ Sarebbe inoltre auspicabile che gli studi iniziassero ad orientarsi verso analisi di WTP di tipo collettivo, ciò permetterebbe di superare il punto di vista del singolo e di orientare le decisioni politiche in base al peso economico e sociale che la collettività nel suo insieme ritiene di poter attribuire alle conseguenze di un determinato evento. Un possibile metodo di calcolo potrebbe riguardare la valutazione assegnata implicitamente in scelte pregresse riguardanti la salute pubblica.

³⁸ Tali approcci assumono come presupposto che il consumatore sia razionale e informato.

³⁹ La tecnica della valutazione contingente necessita di grande accuratezza metodologica [come sostiene Chilton (1997), ad esempio, esso presuppone che le persone siano in grado di rispondere adeguatamente a questioni ipotetiche in particolare su piccoli cambiamenti in piccoli rischi]. Inoltre la valutazione individuale dipende molto dal grado di informazioni disponibile per l'intervistato al fine di valutare la reale situazione di rischio.

Al di là delle differenze nei metodi e negli approcci di valutazione economica che si possono incontrare in letteratura, come in ambito epidemiologico anche per ciò che riguarda le stime economiche degli effetti da inquinamento sono state sviluppate rassegne critiche che forniscono oggi standard accreditati di riferimento. In ExternE (1999) il valore della vita statistica è stato stimato utilizzando il valore medio derivato dagli studi sul VSL presenti in Europa al momento in cui è stato avviato il progetto nel 1991 (Rabl, 2003b). Il valore stimato, pari a 3,1 milioni di ECU (1995)⁴⁰, è stato calcolato attraverso una revisione della letteratura dei primi anni '90 principalmente basata su studi edonistici relativi al rischio salario negli USA (Vainio e White, 2001).

Più recenti sviluppi della ricerca hanno portato a nuovi risultati. Tra questi un progetto del dipartimento ambientale del Regno Unito (EC DG ENV, 2000) ha proposto un VSL a partire dal confronto tra diverse stime di valutazione contingente in questo paese riferite all'anno 1998⁴¹. Il VSL è stato stimato pari a 1,4 milioni di euro per l'anno 2000. A tale valore è stato poi applicato un aggiustamento in considerazione dell'età media (70 anni) in cui è maggiore la probabilità di subire fatalità di natura respiratoria e cardiovascolare, riflettendo in questo modo l'idea comune che il VSL dovrebbe essere più basso per la popolazione anziana a cui corrisponde una minore aspettativa di vita⁴². Il valore aggiustato risulta fornire una stima del VSL di 1 milione di euro⁴³.

Sommer et al. (1999), nel lavoro WHO (1999) -lavoro che ha permesso di comparare i costi sociali da inquinamento da traffico fra tre paesi europei (Austria, Francia e Svizzera)- hanno scelto di valutare il VSL⁴⁴ derivandolo da alcuni studi sul metodo della valutazione contingente⁴⁵. Alla fine lo studio WHO è giunto a fornir-

⁴⁰ Il VSL stimato nei primi studi ExternE era di 2,6 mil. di ECU (3,1 mil. di ECU riportato ai valori del 1995, pari a 3,3 mil. di euro).

⁴¹ Tale valore è basato su un consistente numero di studi di valutazione contingente (Vainio e White, 2001).

⁴² In realtà alcuni lavori (Alberini et al., 2004) criticano tale assunzione. Nel recente studio NewExt di valutazione contingente in tre paesi europei (Francia, Italia, Regno Unito), in cui è stato preso a riferimento un campione di popolazione di età superiore ai 40 anni, le evidenze empiriche mostrano come il VSL non sia molto più basso per le persone anziane, mentre è invece più alto per le persone che sono state ricoverate per problemi respiratori e cardiovascolari. Usando infatti le risposte che sono state date dagli intervistati risulta che il valore di un mese di estensione di aspettativa di vita cresce con l'età e con i problemi cardiovascolari e respiratori di una certa gravità (Alberini et al., 2004).

⁴³ Il fattore di riduzione calcolato è 0,7.

⁴⁴ In tale approccio preferenza è stata attribuita al *victim's scenario* invece che al *whole scenario*. È stata inoltre fatta una parziale valutazione dei valori calcolando la perdita di produzione lorda per l'Austria e la Svizzera e la perdita al netto del consumo per la Francia.

⁴⁵ Il valore è stato derivato tenendo conto dei risultati di alcuni studi di valutazione empirica e in particolare dello studio del UK D. Environment (1996) e dei risultati di Jones-Lee et al. (1998), che nella valutazione contingente -invece che utilizzare interviste dirette- hanno utilizzato un approccio di tipo "chained" in cui in prima istanza è stata valutato il WTP per un sicuro ricovero dopo un incidente stradale e poi agli intervistati è stato chiesto di scegliere fra due differenti trattamenti medici in cui il rischio di morte poteva risultare immediato o posticipato.

re una stima del VSL di 1,4 milioni di euro. Anche a questo valore è stato apportato un aggiustamento in considerazione dell'età della popolazione maggiormente esposta al rischio da inquinamento⁴⁶, che risulta calcolato tenendo conto dell'età media (tra i 75-85 anni) di chi, nei tre paesi, ha subito maggiormente fatalità respiratorie e cardiovascolari. Il VSL è stato, così, ricondotto ad un valore di 900.000 euro⁴⁷.

2.2 VSL CALCOLATO TENENDO CONTO DI UN AGGIUSTAMENTO PER ETÀ DELLA POPOLAZIONE	Studio	VSL (mil. di euro)	Età media della probabilità di contrarre fatalità	Fattore di riduzione di riduzione considerato	Nuovo valore VSL (mil. di euro)
	D.G Environmental UK (2000)	1,4 (2000)	70 anni	0,70	1
Sommer et al., WHO, (1999)	1,4 (1999)	75-85 anni	0,61	0,9	

2.3

Il metodo della valutazione contingente nella stima del WTP

Se quindi in passato gli studi, principalmente di origine americana, hanno privilegiato il metodo del *wage risk*, oggi l'orientamento sembra essere rivolto all'applicazione del metodo della valutazione contingente. Dalle stime US EPA (US Environmental Protection Agencies), basate sul confronto tra vari studi, si ricava che, se si includono nella valutazione anche gli approcci basati sul rischio salario, la stima risulta molto elevata, pari nel valore stimato a un VSL di 6,1 milioni di Euro, rispetto al valore di 3,7 milioni di Euro che si ottiene se invece si considerano solo gli studi sul valore contingente.

Anche in Europa sembra aumentare l'interesse verso una valutazione del WTP basata sul metodo della valutazione contingente, che rispetto al metodo del *wage risk* è considerato più adatto a definire socialmente la volontà a pagare per la riduzione del rischio da inquinamento (EC DG ENV, 2000; EC NewExt, 2003). In particolare in questa direzione sta proseguendo il progetto ExternE (*NewExt*⁴⁸, 2003), che, negli aggiornamenti attualmente in corso, oltre allo scopo generale di migliorare la valutazione monetaria dei costi esterni, si pone anche l'obiettivo di ridurre alcune incertezze legate all'applicazione stessa del metodo della valutazione contingente e di sviluppare lo specifico dei rischi da inquinamento, rispetto all'ambito di riferimento originario relativo ai rischi da morte accidentale⁴⁹.

⁴⁶ Il valore può anche essere aggiustato tenendo conto di altre variabili come la differente percezione e accettazione del rischio da inquinamento, la diversa aspettativa di vita e di qualità della vita delle vittime.

⁴⁷ Il fattore di riduzione calcolato per l'età di riferimento è 0,61.

⁴⁸ "New elements for the assessment of external costs from energy technologies".

⁴⁹ Per un aggiornamento sugli studi sul valore contingente e i fattori che ne riducono le incertezze si vedano i lavori di Alberini (2004) e Alberini et al. (2004). In generale il riferimento al rischio di morte accidentale riguarda una media di perdita di aspettativa di vita di circa 40 anni, molto superiore a quanto può essere imputato agli effetti da inquinamento che, ad esempio, colpendo maggiormente la popolazione anziana implicano una valutazione dell'aspettativa di vita diversa.

La metodologia applicata da NewExt (2003), direttamente derivata da casi di studio sviluppati negli USA e in Canada⁵⁰, è rivolta a minimizzare, attraverso approfondimenti metodologici, le distorsioni rilevate nelle precedenti applicazioni⁵¹ e a migliorare quindi in modo particolare le stime del VSL all'interno del contesto europeo (IEH, 2002).

In tale progetto lo stesso metodo della valutazione contingente è stato analizzato nel 2002 applicando lo stesso approccio empirico in 3 paesi europei (Italia, Francia, Regno Unito)⁵².

Come si può notare dalla tabella seguente il valore della vita statistica è stato calcolato dividendo il WTP per la variazione di rischio. Prendendo a riferimento la probabilità di subire fatalità nei successivi 10 anni è stata ottenuta la stima della disponibilità annuale a pagare degli intervistati per la riduzione immediata del rischio di morte, rispettivamente per una probabilità di morte prevista di 5 su 1.000 e per una probabilità di 1 su 1.000⁵³.

Paese (riduzione del rischio)		(WTP) valori		(VSL) valori	
		espressi in euro (2002)		espressi in euro (2002)	
		Mediana	Media	Mediana (WTP)	Media (WTP)
UK	5-in 1000	387,6	736,3	775.104	1.472.640
	1-in 1000	88,2	330,8	881.920	3.308.160
Francia	5-in 1000	479	...	958.000	...
	1-in 1000
ITALIA	5-in 1000	724	1.448	1.448.000	2.896.000
	1-in 1000	309	698	3.090.000	6.980.000

Fonte: (EC NewExt 2003) così come riportato in Ortiz, Markandya, Hunt (2004)

2.3
VALUTAZIONE DEL
WTP E DEL VSL
SECONDO IL
PROGETTO NEWEXT.
2003

Da successive elaborazioni di questi valori è stato stimato un *range* del VSL compreso tra un valore di euro 1.052.000 e euro 2.258.000 (Alberini et al., 2004).

Tra gli studi recenti da ricordare è anche l'analisi di EAHEAP⁵⁴ (Economic Appraisal of Health Effects of Air Pollution) in cui i valori stimati sono però molto inferiori rispetto alla maggior parte degli altri studi⁵⁵.

⁵⁰ Si veda Krupnick et al. (2002).

⁵¹ La nuova metodologia utilizzata permette di formulare domande agli intervistati utilizzando il più possibile situazioni reali di consumo, valutando non solo i rischi presenti, ma anche quelli futuri che di norma sono appunto rischi non accidentali, come quelli da inquinamento atmosferico. Per assicurare, ad esempio, una corrispondenza adeguata tra comprensione del rischio di mortalità e riduzione del rischio, l'intervallo di tempo che è stato considerato è di 10 anni permettendo agli intervistati in questo modo di immaginare più facilmente la probabilità di rischio futura (IEH, 2002).

⁵² L'indagine ha coinvolto persone tra i 45 e i 75 anni. Per una descrizione più dettagliata del metodo si veda Alberini et al. (2004).

⁵³ VSL per un rischio di morte di 5 su 1.000 in 10 anni (5 in 10.000 all'anno) = WTP/0,005.

⁵⁴ Il gruppo di esperti di EAHEAP dipende dal dipartimento della salute del Regno Unito.

⁵⁵ EAHEAP ha incentrato il suo studio sulla stima della valutazione economica della mortalità acuta, mentre le stime sulla mortalità cronica sono state meno approfondite (Dunn, 2001).

2.4
VALUTAZIONE DEL
VSL SECONDO
ALCUNI RECENTI
STUDI

Fonte	Anno di riferimento	VSL (espresso in milioni di euro)	
ExternE (1999) EU	1995	3,3*	
EAHEAP (1999) DG Health UK		0,004 0,18 2,3	Valore min Valore centrale Valore max
EC DG ENV (2000) DG Evironment UK	2000	0,65 1,0 2,5	Valore min (ricavato dallo studio sull'impatto dell'inquinamento di Krupnick in Nord America) Stima migliore Valore max
NewExt (2003) EU		0,85	Prime stime non confermate
US EPA (2003) USA	1999	6,1 3,7	Calcolato sulla media di studi sul rischio salario e valore contingente Calcolato sulla media dei soli studi sul valore contingente
Alberini et al. (2004) EU	2002	1,052 2,258	Valore minimo Valore max

Fonte: Holland, Watkiss (2004). Agli studi citati è stato aggiunto anche il recente lavoro di Alberini et al. (2004)

* Pari a 3,1 milioni di Ecu

3. IL VALORE DEGLI ANNI DI VITA PERSI

3.1 Il metodo

A differenza del VSL il metodo di valutazione degli anni di vita persi (VOLY-Value of Life Years⁵⁶) permette una quantificazione economica del *rischio di morte anticipata*. Come già considerato la presenza di inquinanti nell'aria è una concausa di morte che non determina di per sé l'evento, ma incide su situazioni preesistenti aggravandole. L'effetto è quindi di una riduzione dell'aspettativa di vita o di rischio di morte anticipata da distinguere dal più classico rischio di morte a cui si riferisce la letteratura in tema di sinistri.

È vero per altro che le due cause di morte riguardano popolazioni diverse per classe di età: negli incidenti stradali la media dell'età del decesso è di 30-40 anni e l'aspettativa di vita risulta quindi essere di 35-40 anni; la probabilità di decesso dovuta ad effetti dell'inquinamento risulta invece maggiore nei soggetti anziani (età media 70-80 anni) con un'aspettativa di vita di 10-15 anni⁵⁷.

Inoltre, il VSL -come argomenta più volte il team di ExternE- risulta poco adatto a valutare la mortalità da inquinamento, in quanto in questo caso si ha a che fare con un rischio che ha un significativo periodo di latenza prima dell'impatto e dove la probabilità di sopravvivenza viene normalmente alterata solo dopo un prolungato periodo di esposizione.

Il metodo del VOLY è stato, quindi, introdotto in letteratura dagli studi ExternE (1999) nell'ambito dei quali è stato fatto riferimento, negli effetti da inquinamento da traffico, al WTP calcolato sulla riduzione dell'aspettativa di vita, piuttosto che sulla riduzione del rischio di morte. Il riferimento in tali lavori è quindi al numero di anni di vita persi a seguito dell'esposizione.

Il riferimento principale nel calcolo del valore di un anno di vita perso è sempre il VSL assumendo, però, che quest'ultimo rappresenti il valore attualizzato degli anni di vita futuri⁵⁸ considerati tenendo conto della probabilità di sopravvivenza dei soggetti⁵⁹.

⁵⁶ Con VOLY si intende il valore totale degli anni persi; con VLYL si intende invece Value of life year lost, cioè il valore del singolo anno di vita perso.

⁵⁷ Sommer et al. (1999).

⁵⁸ Secondo la metodologia VOLY, il WTP per la riduzione del rischio di morte può essere suddiviso in costanti e futuri valori dell'utilità annuale.

⁵⁹ La probabilità di sopravvivenza in ExternE si basa sulla media delle probabilità di sopravvivenza in alcuni paesi europei (Germania, Italia, Regno Unito e Paesi Bassi).

In base a queste assunzioni il VSL è inteso come il valore presente e scontato degli anni di vita futuri:

$$VSL_a(P, r) = \sum_{a-i}^T P_i - \frac{VLYL_r}{(1+r)^{a-i}}$$

dove:

a è l'età della persona al quale il VSL si riferisce, P_i rappresenta la probabilità condizionata che la persona sopravviva fino all'anno i , essendo sopravvissuta fino all'anno $(a-i)$.

Di conseguenza, secondo il metodo ExternE (1999), il valore di un anno di vita perso VLYL nelle stime riferite alla mortalità cronica⁶⁰ risulta essere espresso dalla seguente formula che tiene conto, sia del periodo di latenza tra un incremento del tasso di inquinamento e il conseguente incremento del tasso di mortalità specificato in base all'età della popolazione, sia del tasso di sconto sugli anni futuri.

$$VLYL_{r, \text{cronico}} = \sum_{i=1}^T \frac{YOLL_i}{YOLL_{\text{tot}}} \cdot \frac{VLYL_R}{(1+r)^{i-1}}$$

dove:

$YOLL_i/YOLL_{\text{tot}}$ indica il rapporto tra gli anni persi per un incremento del rischio di morte nell'anno i e gli anni persi dalla popolazione in totale. In questo modo è possibile pesare il valore della mortalità negli anni a seconda del periodo di latenza che viene assunto (Borruso et al., 2001).

3.2

Il tasso di sconto sociale

Il valore attualizzato di un anno di vita perso, come si può osservare nell'applicazione della formula, dipende comunque dal tasso di sconto che si intende applicare come espressione della diversa preferenza *inter-temporale* sociale. L'ipotesi alla base del tasso di sconto è la diversa valutazione assegnata a benefici e costi distribuiti nel tempo. Normalmente il tasso di sconto sottintende un maggiore apprezzamento di un beneficio immediato rispetto ad un beneficio dilazionato nel tempo. Diverse sono le ipotesi alla base di questo assunto (Bickel e Friedrich, 2001a; COWI, 2002):

- *social rate of time preference*;
- *opportunity cost of capital*.

Il *social rate of time preference* tiene conto del tasso a cui il benessere sociale oppure l'utilità del consumo decresce nel tempo. Questo dipende dal tasso relativo alle preferenze individuali

⁶⁰ ExternE ha stimato anche il valore della mortalità acuta riportandola direttamente al valore di un anno di vita perso:

$$VLYL_r^{\text{acute}} = \sum_{i=1}^T \frac{YOLL_i}{YOLL_{\text{tot}}} \cdot \frac{VLYL_r}{(1+r)^{i-1}} = \frac{YOLL_1}{YOLL_1} \cdot \frac{VLYL_r}{(1+r)^{1-1}} = VLYL_r$$

La stima di ExternE per la mortalità acuta utilizzando un tasso di sconto del 3% risulta fornire un valore di 116,250 ECU (1995).

(z) chiamato anche “tasso di impazienza”, che cerca di dare una misura del fatto che il consumo ora è preferito al consumo nel futuro a causa dell’aspettativa di vita limitata. Il *social rate of time preference* dipende anche da quanto velocemente il consumo cresce (g) e da quanto velocemente l’utilità diminuisce al crescere del consumo (n). L’assunzione di un più ampio spettro di possibilità di consumo futuro implica di conseguenza che è dato meno peso allo stesso consumo futuro⁶¹. In termini matematici il tasso di sconto viene in questo caso espresso come:

$$r = n \cdot g + z$$

The *opportunity cost of capital* è invece ottenuto guardando al tasso di ritorno sul migliore investimento con simile rischio che non è stato effettuato a causa del particolare progetto che si è intrapreso. In base a queste assunzioni è ragionevole richiedere che il progetto intrapreso porti un ritorno almeno alto tanto quanto quello dell’uso alternativo dei fondi.

ExternE (1999) stima il valore del VLYL ipotizzando 3 tassi di sconto: 0%, 3%, 10%.

Tasso di sconto	Valore unitario in ECU (1995)	Valore unitario in euro (2002)
0%	98.000	123.501
3%	84.325	106.268
10%	60.320	76.016

Fonte: elaborazione dati ExternE (1999). 1 Ecu 1995 = £ 2.090,93; attualizzato al 2002 sulla base del l’indice dei prezzi al consumo medio europeo, fonte Eurostat

3.1
IL VALORE DI UN
ANNO DI VITA PERSO
SECONDO LE STIME
ESTERNE

Tuttavia, nel caso della valutazione della vita umana, secondo l’opinione prevalente si considera più ragionevole l’applicazione di un tasso di sconto pari a 0, in quanto di norma un soggetto difficilmente pone intertemporalità nella valutazione della propria vita, ossia il rischio di morte viene percepito come un problema atemporale determinando di conseguenza anche una valutazione soggettiva di tipo atemporale⁶².

3.3 I limiti

L’approccio VOLY non è comunque esente da critiche. Il problema principale riguarda alcune assunzioni teoriche (Pearce, 2000) perché nel calcolo si considera che il valore degli anni di vita persi per il rimanente tempo di vita degli individui sia costante e sia indipendente, ad esempio, dall’età dei singoli individui⁶³ (NERA, CASPAR, 1997; Sommer et al., 1999; EC DG Enviroment, 2000).

⁶¹ Nell’ipotesi di utilità marginale decrescente.

⁶² L’aspetto relativo al tempo può inoltre risultare equivoco se non si dovesse tenere in debito conto anche della diversa valutazione che al tempo stesso può dare, ad esempio, un soggetto giovane o un soggetto anziano.

⁶³ Ciò si esprime statisticamente con il fatto che il valore statistico della vita può anche essere espresso matematicamente come $VSL_a = VLYL \cdot \sum_{i=a}^{1-T} P_i (1+r)^{-i}$

Se quindi viene assunto un valore costante per ogni anno ci si aspetterebbe che il VSL, dal quale è derivato il valore di un anno di vita perso, declini marcatamente con l'età. Ma solo alcuni studi tra i quali quello di Jones-Lee (1985) hanno riportato un declino, che inoltre risulta normalmente di scarsa entità (Holland e Watkiss, 2004).

E tuttavia, come arguisce Bikel (2003) le critiche al metodo VOLY sono poco consistenti se si considera che il modello teorico usato per la valutazione della vita statistica è già basato su alcune assunzioni forti, tra le quali, ad esempio, il presupposto che il comportamento degli individui sia razionale.

In sintesi, se da una parte alcuni recenti studi⁶⁴ hanno preferito applicare per la valutazione economica della vita umana il metodo VSL, altri studi (tra cui principalmente ExternE) hanno dato preferenza alla valutazione del valore degli anni di vita persi. In particolare, secondo gli studi ExternE il metodo VOLY rappresenta un metodo sia utile che valido per stimare il valore attribuito al rischio di mortalità da inquinamento da traffico.

Un'altra critica al metodo VOLY è stata sollevata anche in considerazione del fatto che non esistono molte evidenze empiriche a supportare la valutazione degli anni di vita persi come derivazione diretta dal VSL, anche se recenti studi (es. NewExt 2003) mirano al rafforzamento delle ipotesi di base attraverso l'applicazione di metodi statistici perfezionati e la rilevazione in un contesto specifico, quale il rischio di morte da inquinamento⁶⁵. Infatti, poiché fin'ora non risultano studi in Europa sul valore di un anno di vita perso, il progetto NewExt sta cercando di provvedere a costruire una base empirica atta a rafforzare e a ridurre le incertezze nella valutazione del VOLY. Secondo i primi risultati del progetto NewExt (2003) il valore di un anno di vita perso (VLYL) derivante dalla conversione del VSL sviluppato empiricamente attraverso il metodo della valutazione contingente, risulta essere la metà di quello precedentemente sviluppato nei primi progetti⁶⁶. Prendendo a riferimento il recente lavoro di Alberini et al. (2004) che si muove in questa direzione e riferito, come precedentemente accennato, al recente studio di valutazione contingente in 3 paesi europei, il valore di un anno di vita perso viene supposto collocarsi entro un *range* che va da 55.000 a 142.000 euro⁶⁷. Altri studi, come il progetto US EPA (2003), hanno invece stimato il VOLY tenendo conto oltre che di due differenti tassi di sconto

⁶⁴ Si veda DG Environment (2000) e Sommer et al. (1999).

⁶⁵ In generale i lavori della Commissione Europea sono rivolti al rafforzamento di nuovi metodi empirici in modo da minimizzare alcune delle incertezze più comuni relative alla stima dei costi attraverso la valutazione contingente. I nuovi progetti di ricerca sono orientati a questionari che permettano di rilevare: la valutazione diretta dell'aspettativa di vita, il contesto, la valutazione implicita delle risorse spese per la protezione della salute, ecc. (Markandya, 2004).

⁶⁶ Tali risultati sono ancora provvisori.

⁶⁷ Tale valore è stato derivato utilizzando l'approccio statistico di Rabl (2001) convertendo la riduzione del rischio (valutato in questo caso dagli intervistati nel questionario) in un'estensione dell'aspettativa di vita (Alberini et al., 2004).

(rispettivamente 3% e 7%) anche dell'età della popolazione, differenziando quindi il valore per gli individui. Dalla stima del presente progetto risulta infatti che alla popolazione con una età superiore ai 65 anni, quella più esposta agli effetti dell'inquinamento sulla salute, proprio perché ha un'aspettativa di vita minore rispetto alla popolazione più giovane, viene attribuito un valore più alto agli anni di vita persi⁶⁸.

Fonte	Anno di riferimento	VLYL (mil. di euro)	Tipo di stima
ExternE (1999)	1995	0,116	Stima su mortalità acuta
		0,084	Stima su mortalità cronica (tasso di sconto 3%)
		0,098	Stima su mortalità cronica (tasso di sconto 0%)
		0,123	Stima su mortalità cronica (tasso di sconto 0%)
	Valori 1995 attualizzati al 2002		
EAHEAP (1999)		0,18	Citato come VSL, ma specifico per un anno di vita perso
NewExt (2003)		0,044	Valori basati sulla conversione da VSL (metodo di Rabl, 2001) Prime stime non confermate
Alberini et al. (2004)*	2002	0,055	Valore minimo
		0,142	Valore max Valori basati sulla conversione da VSL (metodo di Rabl, 2001)
US EPA (2003)	1999	0,18	< 65 anni, 3% tasso di sconto
		0,45	> 65 anni, 3% tasso di sconto
		0,30	< 65 anni, 7% tasso di sconto
		0,53	> 65 anni, 7% tasso di sconto

3.2
VALUTAZIONE DI UN
ANNO DI VITA PERSO
SECONDO ALCUNI
RECENTI STUDI

Fonte: Holland, Watkiss, 2004

* Agli studi citati è stato aggiunto anche il recente lavoro di Alberini et al. (2004)

N.B. I valori sono in milioni di euro per rispettare l'approssimazione delle stime proposte in letteratura

Attribuito il valore ad un anno di vita perso (VLYL), per tener conto del numero totale degli anni di vita persi per effetto dell'inquinamento nell'aria si fa riferimento alla ridotta aspettativa di vita calcolata nella specifica area considerata.

Fintanto che il progetto NewExt non confermerà i risultati dei nuovi lavori in corso, il valore fornito da ExternE per un anno di vita perso -123.501 euro⁶⁹- moltiplicato per il numero di anni persi considerati (stimati pari a 4,5 in Toscana per la popolazione di età superiore ai 30 anni, contro i 5 applicati dagli studi ExternE per l'Europa), sarà preso come punto di riferimento per la stima dei costi da mortalità cronica nella realtà toscana.

⁶⁸ In Pope et al. (1995) si stima che sia più esposta ai danni alla salute legati all'inquinamento la popolazione di età superiore ai 65 anni.

⁶⁹ Valore riferito all'anno 2002 e calcolato su un tasso di sconto pari a 0. Questo valore è comunque interno alla forbice proposta da Alberini (2004).

4.1

I metodi del costo della malattia (COI) e della disponibilità a pagare (WTP): generalità

Come per la perdita della vita umana anche l'insorgere o l'acutizzarsi di una malattia crea una serie di effetti economici che possono essere tradotti in:

- costi diretti: spese ospedaliere e farmaceutiche;
- costi indiretti: minore produzione futura causata dalla minore capacità di guadagno per inabilità temporanea o permanente dovuta alla malattia;
- costi intangibili: dolore dei familiari, minor godimento della vita, stato d'ansia, pena e sofferenza dovuti alla privazione della salute.

Nel caso della morbosità da inquinamento da traffico esistono principalmente due metodi di stima:

- il metodo *COI* (Cost of Illness) rivolto a valutare i costi sanitari e delle prestazioni farmaceutiche per la cura delle diverse patologie (cost of treatment), tenendo conto inoltre della perdita di produzione causata dall'assenza di lavoro per malattia (loss of production). Tale metodo per quantificare i costi medici e i costi farmaceutici richiede la conoscenza delle spese private e sociali correlate alla cura delle diverse sintomatologie;
- il metodo *WTP* che permette di stimare anche i costi che non hanno un diretto riscontro sul mercato attraverso una valutazione della disponibilità a pagare dei singoli individui. Tale stima può quindi comprendere la quantificazione dei costi intangibili (es. pena, sofferenza, il desiderio di non essere ammalato⁷⁰) che riflettono la perdita di utilità per l'individuo conseguente allo stato di malessere, e dei costi per l'impiego di risorse in usi alternativi stimolati da modifiche nel comportamento individuale, ad esempio a causa di una diminuita capacità di svolgere le proprie attività quotidiane⁷¹ (es. quantificazione monetaria dell'impossibilità di svolgere attività extralavorative, del tempo e delle risorse perse per attività di prevenzione).

Il metodo *COI*, rispetto al metodo *WTP*, riferendosi ai costi che possono essere valutati secondo prezzi di mercato, ha il vantaggio di tener conto dei servizi sanitari pagati dalla collettivi-

⁷⁰ Maddison (1996; 1997).

⁷¹ *Costs of averting-behaviour*.

tà. Oltre, infatti, ai costi sostenuti dai singoli individui per la cura delle sintomatologie e per la perdita di produttività dovuta all'assenza da lavoro per malattia, nel calcolo si tiene conto delle spese non sostenute direttamente dal singolo individuo, ma dal sistema pubblico sanitario che essendo appunto considerate spese per la collettività non rientrano invece nel normale conteggio delle singole spese private. Tuttavia, la metodologia WTP risulta essere quella più comunemente accettata (Bickel, Friedrich, 2001b), perché permettendo di stimare la volontà a pagare dei singoli individui per una riduzione del rischio di contrarre la malattia, essa riflette in modo più completo l'insieme di perdite a carico dell'individuo, dovute anche a costi di natura immateriale come la pena o la sofferenza che il soggetto subisce come conseguenza del suo stato di malessere.

4.1
I COSTI SOCIALI
DELLA MORBILITÀ

	COSTI MONETARI		COSTI INTANGIBILI
COSTI COLLETTIVI		COI	
		Costi collettivi per il trattamento della malattia	
COSTI INDIVIDUALI	WTP	Costi individuali per il trattamento della malattia	Disutilità associate con la morbosità individuale (pena, sofferenza, ansia)
		Perdita di produzione	

Fonte: elaborazioni su Sommer et al., 1999

4.2 Riferimenti statistici

Nelle stime ExternE i costi della morbosità sono stati valutati attraverso il metodo WTP prendendo a riferimento studi di valutazione contingente (CVM) di origine americana⁷².

4.2
STIMA DEI COSTI
DELLA MORBOSITÀ
SECONDO GLI STUDI
EXTERNE⁷³, 1999

Sintomatologia	Stima di riferimento	Costi per sintomatologia (Ecu)	Costi per sintomatologia (Euro 2002)
Ricoveri per malattia cardiovascolare	WTP: CVM in USA	7.870	9.918
Ricoveri per malattie respiratorie	WTP: CVM in USA	7.870	9.918
Attacchi d'Asma acuti	COI	37	46,5
RAD giorni d'attività limitata	WTP: CVM in USA	75	94,5
Bronchiti croniche negli adulti	(Rowe et al. 1995)	105.000	132.322

Fonte: ExternE (1999). 1 Ecu 1995 = E 2.090,93. Valori attualizzati al 2002 sulla base dell'indice dei prezzi al consumo medio europeo, fonte Eurostat⁷³

Sommer et al. (1999) nel progetto di valutazione dei costi esterni riferito ai 3 paesi europei (Francia, Svizzera e Austria) hanno comunque considerato solo alcuni dei costi stimati da

⁷² Per gli attacchi d'asma è stato invece preso a riferimento il COI ottenuto scorporandolo dal WTP.

⁷³ All'insorgere di sintomi respiratori viene attribuito valore analogo agli attacchi d'asma. Il valore delle Bronchite acute viene assimilato nelle stime agli attacchi d'asma.

Sintomatologia	Stima di riferimento (WTP)	Costi per sintomatologia (Euro anni vari)	Costi per sintomatologia (Euro 2002)
Ricoveri per malattia cardiovascolare	WTP: CVM in USA-stima ExternE (1995)	7.870 (valore in ECU)	9.918
Ricoveri per malattie respiratorie	WTP: CVM in USA-stima ExternE (1995)	7.870 (valore in ECU)	9.918
Bronchiti acute	Maddison (1997)	131	146
Attacchi d'Asma	Maddison (1997)	31	34,5
RAD giorni d'attività limitata 20 +	Maddison (1997)	94	105
Bronchiti croniche	Chelsnat L.G. (1995)	209.000	243.903

Fonte: Sommer et al. (1999). Valori attualizzati al 2002 sulla base dell'indice dei prezzi al consumo medio europeo fonte Eurostat

4.3
STIMA DEI COSTI DELLA MORBOSITÀ ADOTTATI NELLO STUDIO WHO (SOMMER ET AL., 1999)

ExternE (ricoveri per malattie cardiovascolari e respiratorie), mentre per la valutazione di altre sintomatologie relative agli effetti da PM₁₀ è stato fatto riferimento a studi diversi. In particolare l'insorgere di sintomi respiratori, che è stato valutato da ExternE, viene trascurato nel lavoro appena citato.

Un recente lavoro di Bickel e Friedrich (2001a) ha avuto lo scopo di aggiornare i valori dati ai costi stimati precedentemente da ExternE⁷⁴. Ciò è stato fatto utilizzando uno studio empirico di valutazione contingente svolto in 5 paesi europei⁷⁵ (CSERGE et al., 1999) sulla base di uno stesso questionario rivolto a stimare il WTP nei Paesi Bassi, Norvegia, Portogallo, Spagna e Regno Unito.

Sintomatologia	Costo (WTP) (Euro 2000)	Costo (WTP) (Euro 2002)
RAD (per giorno)	110	118
Lievi sintomi respiratori (per giorno)	8	8,5
Attacchi d'asma (per giorno)	75	80,5
Bronchiti croniche (per nuovo caso)	169.330	181.691

Fonte: Bickel, 2003. Valori attualizzati al 2002 sulla base dell'indice dei prezzi al consumo medio europeo, fonte Eurostat

4.4
STIMA DI ALCUNI COSTI DI MORBOSITÀ ADOTTATI DA EXTERNE E BASATI SUL PIÙ RECENTE LAVORO DI BICKEL E FRIEDRICH

⁷⁴ Nel lavoro di Bickel e Friedrich (2001) non è stato indicato il costo dei ricoveri per malattie cardiovascolari. Sono stati invece valutati in modo molto inferiore i ricoveri ospedalieri per malattie respiratorie (euro 4.543 - attualizzato all'anno 2002) e sono stati valutati anche i ricoveri ospedalieri per malattie cerebrovascolari (euro 17.595 - attualizzato all'anno 2002). Ciò non corrisponde all'evidenza dei dati che abbiamo disponibili. Infatti dai dati sanitari emerge una degenza media e un costo per degenza nel caso dei ricoveri per malattie respiratorie più elevato (Archivi SDO).

⁷⁵ Nello specifico studio CSERGE et al. (1999) non sono stati valutati i costi delle bronchiti croniche.

5. LA STIMA DEI COSTI SOCIALI PER LA TOSCANA

L'applicazione dei risultati proposti dalla letteratura più recente ai dati sulla qualità dell'aria delle principali realtà urbane della Toscana consente la stima dei costi sanitari e sociali dovuti alla frazione di inquinamento relativa al trasporto nel contesto in analisi⁷⁶. Il procedimento di stima si basa sul modello del Sentiero di Impatto (DPSIR) del quale si ripercorrono le fasi successive secondo lo schema di seguito riportato.

Fasi	Unità di misura	Fonte
Stima della concentrazione media annua di PM ₁₀	µg/m ³ di PM ₁₀ media annua presente nell'aria	Arpat, Anni vari, Rapporti provinciali, Rilevazioni per stazione Regione Toscana, 2004, Valutazione della qualità dell'aria ambiente
Attribuzione della quota di PM ₁₀ attribuibile al trasporto	% PM ₁₀ per sorgente di emissione	Regione Toscana, 2000, Archivio IRSE Sorgenti di emissione
Rilevazione dati sulla popolazione esposta	Popolazione residente nei centri urbani Morti per causa Ricoveri per causa	Istat Archivi CSPO/RT, 2002 Archivi Sdo, RT, 2002
Applicazione del coefficiente di rischio relativo Stima della mortalità e morbosità attribuibile all'inquinamento da trasporto	Coefficiente dose/risposta proposto in letteratura N. casi attribuibili	Applicazione della procedura di calcolo $E=A*B*C*P$ (§ seguenti)
Stima del N° di anni di vita persi (per la mortalità)	Morti attribuibili e n di anni di vita persi desunti dalle stime per la Toscana e dalle stime Externè	(§ 1.2)
Stima dei costi sociali e sanitari	Applicazioni di valori economici WTP Applicazioni di valori economici Costi sanitari	Applicazione valori di costo (§ seguenti) Archivio Sdo Rt, Archivio farmaceutico

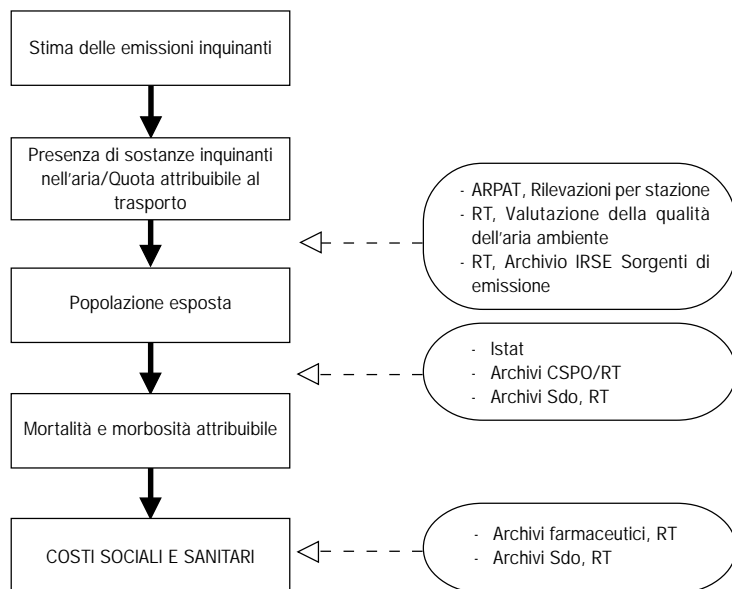
5.1
PROCEDIMENTO E
FONTI PER LA STIMA
PER LA TOSCANA

Ciascuno dei successivi passaggi dettagliatamente descritti nel paragrafo seguente è basato su una molteplicità di assunzioni:

⁷⁶ La disponibilità di data base più aggiornati assieme ai recenti risultati della ricerca consentono quindi di aggiornare le stime per la Toscana presentate in Lattarulo (2003).

dalla stima dei livelli di PM_{10} presenti nell'aria, alla attribuzione di una frazione al trasporto, alla individuazione della popolazione esposta, fino alla applicazione dei coefficienti dose/risposta e all'ipotesi di linearità della relazione dose/risposta. Nelle linee generali la procedura applicata alla stima dei casi attribuibili è stata recepita dagli studi WHO (2002) che costituiscono un'autorevole fonte di riferimento in ambito epidemiologico. Per una più approfondita riflessione sulle ipotesi alla base dei diversi passaggi si rimanda a Lattarulo (a

5.2
IL SENTIERO DI
IMPATTO E FONTI
STATISTICHE



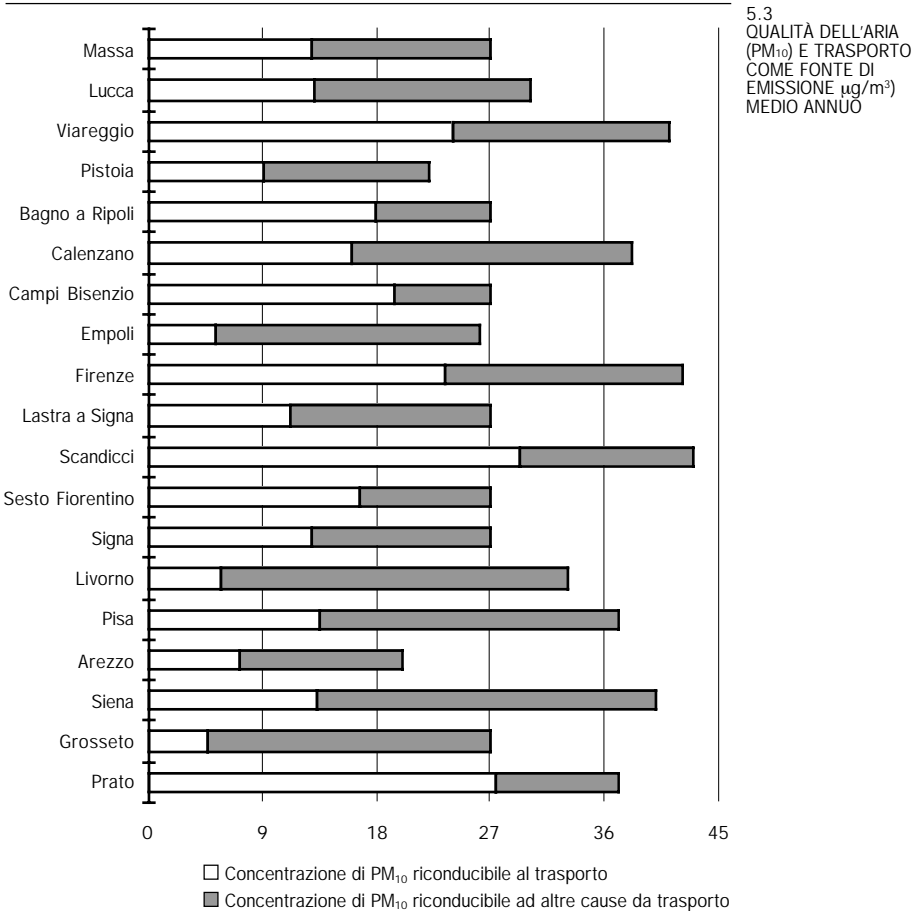
cura di, 2003).

5.1 Inquinamento e popolazione esposta

I parametri di riferimento nella stima di mortalità e morbosità attribuibile sono, dunque, i seguenti: il livello di inquinamento dell'aria, la popolazione esposta, i coefficienti dose/risposta. La concentrazione di PM_{10} nell'aria è desunta dai valori medi annui rilevati dalle centraline poste all'interno delle aree urbane (Arpat, anni vari). Laddove assenti questi valori si è fatto ricorso alla classificazione dei comuni per qualità dell'aria ambiente proposta dalla Regione Toscana attribuendo al comune il valore medio della classe di appartenenza (Regione Toscana, 2004). La frazione di inquinamento relativa al trasporto viene desunta dalla stima per sorgente di emissione recentemente aggiornata dagli archivi della Regione Toscana (Regione Toscana, Archivio IRSE, 2000). Così emerge la gravità dei diversi contesti urbani e l'incidenza del trasporto su

strada nel determinare le criticità.

La disponibilità di archivi analici per la Toscana, rivolti al monitoraggio della qualità dell'aria e alla stima dei fattori di pressione ha reso possibile questo livello di dettaglio. È opportuno, però, segnalare che la difficoltà di standardizzazione delle misure e la caratteristica di diffusione del PM₁₀ su lunghe distanze avrebbero potuto guidare all'applicazione di valori medi di concentrazione, pur differenziando tra aree urbane e non, come suggerito da fonti diverse (APAT; Programma Comunitario CAFE, *Clean air for Europe*).



Fonte: nostre elaborazioni su RT, 2004, Valutazione della qualità dell'aria ambiente nel periodo 2000/2002; RT, 2004, Archivio Irse 2000; Arpat, anni vari, Monitoraggio dell'Aria Ambiente

Per la popolazione esposta si fa riferimento alla popolazione residente nei centri urbani. Ciò è consentito dal riferimento iniziale ai valori medi di PM₁₀ per comune, a loro volta basati, come già considerato, sulla caratteristica di alta diffusività di questo inquinante.

Sul piano delle procedure di calcolo, per individuare la popolazione di riferimento per il calcolo dei casi attribuibili all'inquinamento è necessario partire dall'insieme dei casi osservati per mortalità e morbosità. L'informazione sulla mortalità e i ricoveri per causa è oggi piuttosto dettagliata per la nostra regione, tanto che sono disponibili archivi aggiornati su entrambi i fenomeni⁷⁷.

Le altre categorie di eventi sanitari non sono ancora oggetto di rilevazione e monitoraggio e devono essere desunti sulla base di opportune procedure di stima secondo le indicazioni proposte dalla ricerca epidemiologica. Si stima, così, che episodi di attacchi d'asma colpiscano lo 0,33% dei bambini ogni anno e lo 0,21 degli adulti. Ogni adulto risente di una diminuzione dell'attività a seguito di malattie diverse legate all'inquinamento dell'aria per circa 3,23 giorni l'anno (Rad); il verificarsi di difficoltà respiratorie gravi è stato stimato pari a 14,24 giorni all'anno. Infine, per evitare doppi conteggi, sono stati sottratti 5 Rad per ogni dimissione ospedaliera, inoltre la stima dell'insorgere di sintomi respiratori gravi è stata considerata al netto di Rad e attacchi d'asma (WHO, 2002).

5.4
ARCHIVIO DI BASE
DEI DATI SANITARI
2002

	Fonti/Archivi	Base dati popolaz. esposta	Stime popolaz. esposta	Correzione del doppio conteggio dei sintomi
Mortalità anticipata cardiovascolare e da tumore polmonare 25+	Morti per causa (CSPO/RT)			(Correzione dei dati di base del PM _{2,5} in PM ₁₀ : PM _{2,5} =0,5 PM ₁₀)
Dimissioni ospedaliere per malattie cardio vascolari	Archivio dimissioni ospedaliere SDO (RT)	ICD9 390-459 al netto di ricoveri programmati e lungodegenti		
Dimissioni ospedaliere per malattie respiratorie	Archivio dimissioni ospedaliere SDO (RT)	ICD9 460-519 al netto dei ricoveri programmati		
Bronchiti acute <15	Pop. res. per età (Istat)		10,6 per bambino	
Attacchi d'asma <15	Pop. res. per età (Istat)		0,33 per bambino	
Attacchi d'asma 15+	Pop. res. per età (Istat)		0,21 per adulto	
RAD Giorni di attività limitata 20+	Pop. res. per età (Istat)		3,23 giorni per individuo	Escluso 5 RAD per dimissione ospedaliera
Insorgere di sintomi respiratori	Pop. residente (Istat)		14,24 giorni per individuo	Escluso RAD e attacchi d'asma
Mortalità tutte le cause	Morti per causa (CSPO/RT)			

N.B. Riguardo agli attacchi d'asma le stime di costo più aggiornate sono riferite ai giorni di malattia, mentre la popolazione esposta è in numero di casi. Riguardo alle bronchiti croniche Kunzli e al (1999) applica un valore RR di 1,098 su una popolazione esposta pari al 7% della pop di età >=25 anni, per un costo unitario di 182.000 euro per nuovo caso. Tali dati non vengono però recepiti diffusamente in letteratura e si preferisce, quindi, non utilizzarli in questa sede.

⁷⁷ Si tratta degli archivi rispettivamente Cspo e Dipartimento del Diritto alla Salute e delle Politiche di Solidarietà U.O.C. Progettazione flussi informativi e supporto al controllo. In particolare per i ricoveri da malattie cardiovascolari il riferimento è all'ICD 390-459, con esclusione dei ricoveri programmati e lungodegenti; per le malattie respiratorie il riferimento è all'ICD 460-519 con esclusione dei ricoveri programmati.

5.2

I casi attribuibili

I coefficienti dose/risposta vengono recepiti dalla letteratura e si rimanda in proposito al capitolo 1, tabella 1.2. Il metodo si basa sull'applicazione dei coefficienti di rischio al numero di decessi, di ricoveri e di stati morbili per specifica causa (dalle malattie cardiovascolari in poi) rilevati nel corso dell'ultimo periodo. Il dato di partenza è, quindi, la mortalità/morbosità oggi riscontrata dalle statistiche che include necessariamente l'inquinamento tra le cause. Su questo dato andrà calcolata la mortalità/morbosità attribuibile all'inquinamento da PM_{10} attraverso la seguente procedura di calcolo⁷⁸.

Attribuito il rischio relativo sui fenomeni sanitari è quindi possibile stimare il numero di casi di mortalità e morbosità attribuibili al livello di inquinamento attraverso la relazione (Künzli et al., 1999):

$$E = A * B * C * P$$

dove:

A = $[(RR-1)/RR]$ rappresenta la quota di effetti sanitari attribuibile a ogni unità di concentrazione di inquinante rispetto all'intero insieme di effetti sanitari sulla popolazione totale, mentre RR rappresenta il rischio relativo desunto dalla letteratura e rappresenta il rischio associato all'inquinamento.

B rappresenta l'incidenza stimata di decessi, ricoveri, eventi sanitari sulla popolazione esposta al netto dell'effetto dell'inquinante o al livello di inquinamento prefissato dato da $B_0 / [1 + (RR-1) * (C/10)]$, dove B_0 rappresenta l'incidenza osservata di decessi, ricoveri, eventi sanitari sulla popolazione esposta relativa al livello di inquinamento corrente e comprende l'effetto dell'inquinante.

P rappresenta la popolazione esposta di riferimento rispetto agli effetti sanitari considerati (es. popolazione complessiva per classe di età rilevante per l'effetto sanitario considerato).

C rappresenta la variazione di concentrazione in termini assoluti di PM_{10} .

Per valutare la mortalità e la morbosità attribuibili attraverso la funzione appena descritta è necessario disporre, oltre che del coefficiente dose/risposta, di dati specifici sul livello di inquinamento dell'aria e sulla popolazione esposta, cosa che di solito comporta alcune assunzioni.

⁷⁸ Si rimanda a WHO, 2004b.

5.5
PROCEDURA DI
CALCOLO DEGLI
EFFETTI SANITARI
ATTRIBUIBILI

Indice	Significato
B ₀	Incidenza media di sintomi in un anno osservata sulla popolazione
C	Variazione di concentrazione in termini assoluti di PM ₁₀ espresso in unità di µg/m ³
RR	RR stimato per un cambiamento di 10 µg/m ³ di PM ₁₀ .
B	Incidenza al netto dell'effetto: $B = B_0 / [1 + (RR - 1) * (C/10)]$
A	Rischio attribuibile: $[(RR-1)/RR]$. Il valore del RR è stato diviso per 10 per ottenere il rischio unitario
P	Popolazione esposta
E	Sintomi dovuti all'inquinamento espressi in milioni di giorni: $E = (A) * (B) * (C) * (P)$

È possibile così stimare che in oltre 400 casi per la mortalità cardiovascolare e quasi 90 per il tumore al polmone l'inquinamento da trasporto ha comportato un aggravamento delle patologie nel 2002, inducendo una riduzione dell'aspettativa di vita. Dello stesso ordine di grandezza, quasi 500, sono i casi di ricovero.

5.6
CASI ATTRIBUIBILI E
INTERVALLO DI
CONFIDENZA DELLE
STIME
Totale aree urbane e
area omogenea
fiorentina

Casi attribuiti ai trasporti	Intervallo di confidenza (95%)		
	Valore stimato	Limite inferiore	Limite superiore
Mortalità cardiovascolare	411	303	518
Mortalità tumore polmone	88	0	243
Ricoveri malattie cardio-vascolari	399	358	439
Ricoveri malattie respiratorie	179	161	197
Bronchiti acute	4.458	4.055	4.861
Attacchi asma in bambini	4.152	3.680	4.623
Attacchi asma in adulti	1.852	1.634	2.070
RAD per gg.	496.447	443.762	549.132
Sintomi vie respiratorie per gg.	1.534.150	1.308.397	1.759.904
<i>Mortalità tutte le cause</i>	<i>662</i>	<i>585</i>	<i>738</i>

N.B. Data la concentrazione degli inquinanti da tabella 5.2

Una larga parte degli effetti sanitari (dal 30 al 38% circa per i diversi sintomi) riguarda il capoluogo toscano, dove agli alti livelli di inquinamento si aggiunge l'alta concentrazione di popolazione esposta. Si consideri che l'impatto sulla mortalità anticipata stimato attraverso le cause specifiche (cardiovascolare e tumore polmonare) o la mortalità per tutte le cause non inducono a differenze profonde, cosa che conforta rispetto alla qualità degli approfondimenti epidemiologici.

L'incidenza del trasporto come causa di mortalità e morbosità rispetto all'insieme degli effetti sanitari di malattie cardiovascolari e di tumore al polmone è certamente significativa se si pensa che il 5% dei morti per malattie cardiovascolari e l'8% dei decessi per malattie tumorali è riconducibile all'inquinamento da trasporto e queste proporzioni sono ben più significative nei centri più critici.

Comune	Mortalità cardio-vascolare	Mortalità tumorale polmone	Ricoveri cardio-vascolari	Ricoveri respirat.	Bronchiti acute	Attacchi asma bambini	Attacchi asma adulti	RAD per gg	Sintomi respirat. per gg.	Mortalità tutte le cause
Massa	11	3	14	9	190	160	62	17.334	55.454	20
Lucca	22	4	18	7	217	183	78	22.121	65.360	32
Viareggio	24	6	22	12	253	252	107	27.720	81.099	37
Pistoia	15	3	15	6	167	132	57	16.562	44.837	22
Empoli	5	1	2	1	60	44	17	5.065	13.801	7
Livorno	18	3	17	7	206	151	65	19.497	60.146	25
Pisa	22	5	17	8	212	181	91	25.610	76.927	33
Arezzo	10	2	9	5	157	119	48	14.195	40.147	17
Siena	16	3	11	5	118	100	52	14.859	41.090	24
Grosseto	4	1	4	2	82	59	24	7.313	19.563	8
Prato	60	13	80	34	813	844	339	85.458	280.113	96
Bagno a Ripoli	7	1	4	1	82	75	33	9.084	20.739	11
Calenzano	3	1	4	2	46	41	18	4.875	13.116	5
Campi Bisenzio	9	2	10	5	148	138	52	13.930	43.369	14
FIRENZE	148	33	135	58	1.233	1.217	616	162.273	528.511	249
Lastra a Signa	2	1	3	1	48	39	14	4.129	10.044	4
Scandicci	20	3	21	9	225	239	107	26.926	79.527	32
Sesto Fiorentino	12	2	12	5	153	137	56	15.460	48.062	21
Signa	3	1	3	1	47	39	14	4.036	12.244	6
TOTALE	411	88	339	179	4.458	4.152	1.852	496.4471	1.534.150	663
FI/TOT	36	38	34	33	28	29	33	33	34	38

N.B. Data la concentrazione degli inquinanti da tabella 5.2

5.7
N° DI CASI
ATTRIBIBILI A
EMISSIONE DI PM₁₀
DA TRASPORTO
Per comune

Comune	Mortalità cardio-vascolare	Mortalità tumorale polmone	Ricoveri cardio-vascolari	Ricoveri respirat.	Bronchiti acute	Attacchi asma bambini	Attacchi asma adulti	RAD per gg	Sintomi respirat. per gg.	Mortalità tutte le cause
Massa	4,5	6,8	1,1	1,2	21,5	5,8	0,5	9,7	5,8	3,2
Lucca	4,7	7,3	1,1	1,1	21,8	5,9	0,5	9,9	5,8	3,2
Viareggio	8,3	11,3	2,0	2,2	32,5	10,4	0,9	16,8	10,0	5,7
Pistoia	3,2	4,7	0,7	0,8	16,7	4,2	0,4	7,2	4,1	2,2
Empoli	2,1	4,8	0,4	0,4	10,4	2,5	0,2	4,3	2,4	1,3
Livorno	2,1	2,7	0,5	0,5	11,2	2,6	0,2	4,6	2,7	1,4
Pisa	4,7	7,4	1,1	1,3	22,3	6,1	0,5	10,3	6,0	3,3
Arezzo	2,5	3,8	0,6	0,6	13,7	3,3	0,3	5,7	3,3	1,8
Siena	4,7	8,3	1,1	1,1	22,1	6,0	0,5	10,1	5,8	3,3
Grosseto	1,5	2,6	0,3	0,5	9,4	2,2	0,2	3,8	2,1	1,2
Prato	9,1	13,4	2,2	2,4	34,8	11,6	1,1	18,6	11,4	6,4
Bagno a Ripoli	6,7	10,0	1,6	1,1	27,1	7,9	0,7	13,2	7,2	4,3
Calenzano	5,0	12,5	1,3	1,8	25,1	7,2	0,6	11,9	6,9	3,8
Campi Bisenzio	6,8	8,7	1,5	1,6	28,6	8,6	0,8	14,1	8,4	4,5
FIRENZE	7,9	11,6	1,9	2,0	31,8	10,1	0,9	16,4	10,0	5,6
Lastra a Signa	3,3	6,3	1,0	0,9	19,5	5,1	0,4	8,6	4,8	2,7
Scandicci	9,5	14,3	2,4	2,5	36,1	12,3	1,2	19,6	11,8	6,9
Sesto Fiorentino	5,6	7,4	1,4	1,4	6,0	7,5	0,7	12,4	7,4	4,1
Signa	4,0	10,0	1,2	1,0	21,7	5,8	0,5	9,8	5,8	3,4
TOTALE	5,5	8,5	1,3	1,5	24,1	7,2	0,6	11,8	7,2	3,9

N.B. Data la concentrazione degli inquinanti da tabella 5.2

5.8
% DI CASI DA PM₁₀ DA
TRASPORTO RISPETTO
AL TOTALE CASI
OSSERVATI
Incidenza
dell'inquinamento sulla
mortalità e morbosità

Infine si pensi che ridurre la concentrazione di inquinanti (totali, da trasporto e non) al valore proposto dalla Comunità per il 2005 pari a $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM_{10} comporta una riduzione di mortalità anticipata e di ricoveri nell'ordine di quasi 200 casi all'anno⁷⁹.

5.9 CASI ATTRIBUITI A PM_{10} OLTRE IL VALORE SOGLIA DI $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ MEDIO ANNUO Totale aree urbane e area omogenea fiorentina	Intervallo di confidenza (95%)		
	Valore stimato	Limite inferiore	Limite superiore
Mortalità cardiovascolare	152	73	231
Mortalità tumore polmone	33	0	153
Ricoveri malattie cardio - vascolari	138	110	167
Ricoveri malattie respiratorie	61	49	74
Bronchiti acute	1.768	1.333	2.204
Attacchi asma in bambini	1.415	1.060	1.769
Attacchi asma in adulti	635	486	784
RAD per gg	184.742	141.918	227.567
Sintomi vie respiratorie per gg	789.808	614.352	965.264
Mortalità tutte le cause	242	187	297

5.3

La riduzione nell'aspettativa di vita a seguito dell'esposizione a PM_{10}

Per la Toscana è stato calcolato che l'aggravamento delle patologie può portare ad una perdita di 3,9 anni per ogni caso di mortalità anticipata; sulla base del rischio di morte di 1,026 (Pope et al., 1995) a seguito di una esposizione a $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM_{10} ⁸⁰. Questo valore per il numero dei decessi anticipati porta ad un calcolo degli anni di vita persi nei contesti di interesse pari a 1.900 anni.

Nei diversi comuni la concentrazione di inquinanti attribuibile al trasporto è, però, diversa; maggiore nei comuni più critici (Prato, Scandicci, Firenze nell'ordine), ma anche inferiore nei comuni che presentano livelli di inquinamento da trasporti più contenuti (Livorno, Siena, Grosseto).

Sulla base dell'ipotesi di livelli di esposizione diversi per comune, adottando le tavole di mortalità disponibili per provincia, è stato possibile calcolare il numero di anni di vita persi dalla collettività di età superiore ai 30 anni sotto osservazione, pari a 4,5 anni.

Il valore complessivo degli anni di vita persi da parte della popolazione deceduta anticipatamente è superiore al calcolo precedente (3.500 anni) a causa dell'effetto massa che fa coincidere nelle realtà più critiche alti livelli di inquinamento e numerosità dei soggetti esposti.

⁷⁹ Per il calcolo della mortalità cardiovascolare e la mortalità da tumore ai polmoni si è riportato il valore limite per ipotesi a 15 per il $\text{PM}_{2.5}$.

⁸⁰ Per semplicità l'applicazione è stata applicata in questo contesto e non sulle specifiche cause di morte per cause cardiovascolari e tumore al polmone.

	Mortalità cardiovascolare e tumorale		N° di anni di vita persi nella popolazione
	Anni di vita persi per decesso (pop. 30 e + anni)	N° di eventi	
Massa	4,1	14	56,8
Lucca	4,4	26	114,4
Viareggio	8,0	30	238,5
Pistoia	3,2	18	57,4
Empoli	1,9	6	11,5
Livorno	2,0	21	41,0
Pisa	4,6	27	124,5
Arezzo	2,5	12	29,9
Siena	4,0	19	76,8
Grosseto	1,5	5	7,5
Prato	11,2	73	816,9
Bagno a Ripoli	6,4	8	50,8
Calenzano	5,7	4	22,7
Campi Bisenzio	6,9	11	75,7
FIRENZE	8,1	181	1.460,7
Lastra a Signa	3,9	3	11,8
Scandicci	10,2	23	233,7
Sesto Fiorentino	5,8	14	81,3
Signa	4,5	4	17,9

5.10
LE AREE CRITICHE
DELLA TOSCANA
Anni di vita persi

5.4

La stima dei costi sanitari e sociali

La stima dei costi sociali fa, in primo luogo, riferimento ai più recenti risultati proposti dalla letteratura in tema di WTP. È possibile, così, rilevare che se ad ogni anno di vita perso l'individuo attribuisce un valore di 123 mila euro, ogni decesso anticipato porterà ad una perdita sociale di 550 mila euro nella media Toscana, dove la riduzione della speranza di vita è stimata pari a 4,5 anni (valore annuo x numero di anni persi = valore del decesso). Sul totale di 500 casi attribuibili il costo sociale che grava sulla collettività per l'impatto sulla vita è quantificabile in 430 milioni di euro nel 2002⁸¹.

Stima di riferimento	Metodo	Valore di un anno di vita perso 2002	Anni di vita persi media	Valore degli anni di vita persi x decesso
Externe' 1999	WTP	123.501	4,5	550.000

5.11
STIMA DEI COSTI
DELLA MORTALITÀ
ADOTTATO
NELL'APPLICAZIONE
Euro

Tener conto anche degli altri effetti sulla salute porta ad un valore complessivo di oltre 500 milioni di euro che misurano in qualche modo il danno causato dall'inquinamento da trasporto per la collettività di coloro che risiedono nei principali comuni toscani. Al fine di dare alcuni riferimenti generali si consideri che si tratta di 330 euro procapite che gravano ogni anno su ciascun individuo dell'area considerata, a prescindere dal fatto che costui si sia spostato o meno e del mezzo utilizzato, ma può trattarsi di 600 euro nelle realtà più gravi. È un importo elevato tanto più se

⁸¹ Applicando un numero di anni di vita persi diverso a seconda del livello di inquinamento.

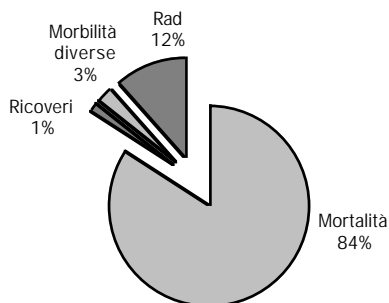
Sintomatologia	Stima di riferimento (WTP)	Anno della stima	Applicazioni di riferimento	Costi per sintomatologia (Euro)	Costi per sintomat. (Euro 2002)
Ricov. per malattia cardiovascolare	ExternE (1999)	1995	Esterne' Who	7.870 (valore in ECU)	9.918
Ricoveri per malattie respiratorie	ExternE (1999)	1995	Esterne' Who	7.870 (valore in ECU)	9.918
Bronchiti acute	Maddison (1997) in Sommers et al.1999	1995	Who	131	146
Attacchi d'Asma*	Maddison (1997) in Sommers et al.1999	1995	Who	31	34,5
RAD giorni d'attività limitata (per giorno)	Bickel e Friedrich (2001)	2000	Esterne' rivisto	110	118
Bronchiti croniche (per caso)	Bickel e Friedrich (2001)	2000	Esterne' rivisto	169.330	181.691
Insorgere di sintomi respiratori (per giorno)	Bickel e Friedrich (2001)	2000	Esterne' rivisto	8	8,5

*Non è stato possibile utilizzare i risultati più aggiornati proposti da Bickel e Friedrich (2001) perché riferiti ai sintomi per giorno e non al numero di casi. Questo rendeva difficile l'applicazione alla popolazione esposta

5.12
STIMA DEI COSTI
DELLA MORBOSITÀ
UNITARI ADOTTATI
NELL'APPLICAZIONE

confrontato con la spesa pro capite che i toscani sostengono ogni anno per la manutenzione e cura degli autoveicoli (pari a 1.085 euro nel 2002). Mentre queste risorse riguardano, però, scelte private, le prime rappresentano un costo che ricade sull'intera collettività. Questo importo è pari a un quarto della spesa del sistema sanitario in Toscana (1.400 euro pro capite); l'1,1% del Pil delle realtà considerate. L'85% di questi costi è riconducibile alla valutazione data alla vita umana, decisamente inferiore è il danno subito a causa di ricoveri mentre significativa è la voce relativa al numero di giorni di attività persi, tanto addebitabile al numero di casi attribuibili che all'alto valore unitario. Si consideri, inoltre, un positivo successo delle politiche nel ricondurre il livello di concentrazione nell'aria al di sotto di 30 unità di PM₁₀ porterebbe, sempre secondo questi assunti, ad un minor danno per la collettività pari quasi a 180 milioni di euro e ad un risparmio di costi sanitari (per i soli ricoveri, circa 200 casi) pari a 560.000 euro, una cifra di per sé modesta che assume valore se confrontata con le scarse risorse destinate alla sanità nel 2002 (il Fondo Sanitario Nazionale per la Toscana è inferiore agli 80 miliardi di euro).

5.13
COMPOSIZIONE DEI
COSTI SOCIALI



Comune	Mortalità	Ricoveri	Morbosità diverse	Rad	TOTALE	Costo x ab. (euro)	5.14 COSTI SOCIALI Milioni di euro. 2002
Massa	4,49	0,23	0,51	2,05	7,27	109	
Lucca	16,59	0,25	0,60	2,61	20,05	245	
Viareggio	30,39	0,34	0,74	3,27	34,74	568	
Pistoia	5,62	0,21	0,41	1,95	8,20	97	
Empoli	2,32	0,03	0,13	0,60	3,08	70	
Livorno	2,71	0,24	0,55	2,30	5,80	37	
Pisa	15,80	0,25	0,69	3,02	19,76	220	
Arezzo	5,43	0,14	0,37	1,68	7,61	83	
Siena	4,20	0,16	0,37	1,75	6,49	123	
Grosseto	0,62	0,06	0,18	0,86	1,72	24	
Prato	100,85	1,13	2,54	10,08	114,60	664	
Bagno a ripoli	4,03	0,05	0,19	1,07	5,34	212	
Calenzano	1,28	0,06	0,12	0,58	2,03	135	
Campi bisenzio	6,08	0,15	0,40	1,64	8,27	222	
FIRENZE	189,14	1,91	4,74	19,15	214,94	604	
Lastra a signa	0,96	0,04	0,09	0,49	1,58	88	
Scandicci	30,35	0,30	0,72	3,18	34,54	689	
Sesto fiorentino	6,58	0,17	0,44	1,82	9,01	196	
Signa	1,48	0,04	0,11	0,48	2,11	137	
TOTALE	428,91	5,74	13,90	58,58	507,13	330	
Composizione %	85	1	3	11	100		

In riferimento allo specifico dei costi sanitari ci limitiamo a segnalare il costo sopportato dal sistema sanitario a causa dei ricoveri a seguito di malattie cardiovascolari e per malattie respiratorie riconducibili all'inquinamento da traffico. Si tratta di 1,5 milioni di euro, il 26% dei costi sociali stimati per i ricoveri con il metodo WTP. Accanto a questa voce di costo gli importi relativi ai farmaci erogati sono stimabili pari a 2,3 milioni di euro. I costi sanitari rappresentano quindi nel complesso il 20% dei costi sociali relativi a ricoveri, e morbosità diverse attribuibili ai trasporti (con esclusione del Rad il cui danno in termini di disagi è ben più alto del costo sanitario di per se trascurabile).

5.15
I COSTI SANITARI
RELATIVI AI RICOVERI
E FARMACI EROGATI
Per malattie
riconducibili
all'inquinamento da
trasporto. 2002
Euro

Comune	Ricoveri	Ricoveri	TOTALE	TOTALE	Totale costi addebitabili a		TOTALE COSTI SANITARI
	malattie cardiovasc.	malattie respiratorie	RICOVERI	FARMA- CEUTICA	malattie cardiovasc.	malattie respiratorie	
Massa	39.215	13.427	52.642	85.553	92.712	45.650	138.361
Lucca	48.103	22.575	70.678	115.023	122.079	63.765	185.844
Viareggio	53.873	28.885	82.758	136.335	144.545	74.606	219.151
Pistoia	40.870	8.065	48.935	73.898	88.697	34.206	122.903
Empoli	6.671	3.638	10.309	21.302	19.252	12.387	31.638
Livorno	45.366	6.659	52.025	89.094	100.584	40.612	141.196
Pisa	48.537	16.727	65.264	116.401	119.139	62.729	181.868
Arezzo	26.002	18.693	44.695	58.404	63.173	39.979	103.152
Siena	36.912	5.223	42.135	72.476	81.263	33.421	114.684
Grosseto	14.134	2.662	16.796	34.105	33.753	17.172	50.926
Bagno a Ripoli	10.106	1.344	11.450	40.862	35.376	16.968	52.343
Calenzano	13.604	1.655	15.259	21.542	26.890	9.927	36.817
Campi Bisenzio	33.454	7.149	40.603	66.341	74.566	32.429	106.995
FIRENZE	422.057	158.689	580.746	766.580	899.588	448.317	1.347.906
Lastra a Signa	8.280	1.418	9.698	17.957	19.276	8.393	27.669
Scandicci	61.532	26.618	88.150	127.708	141.708	74.245	215.953
Sesto Fiorentino	40.914	7.675	48.589	70.068	84.171	34.540	118.711
Signa	7.980	1.704	9.684	18.141	19.118	8.721	27.840
Prato	228.375	77.018	305.393	375.084	461.300	219.542	680.842
TOTALE	1.185.985	409.824	1.595.809	2.351.446	2.659.255	1.290.231	3.949.486

Fonte: nostre stime su dati Archivio Sdo RT, 2002; Archivio Farmaceutico RT 2002

	Costi sociali					Costi sanitari	
	Casi attribuibili	Costi per sintomat. (euro)	Valori totali (migl. euro)	Valori x abitante euro	Comp. %	Valori totali (migl. euro)	
						Ricoveri	Spesa Farmac.
Mortalità cardiovascolare	411	550.000	430.000	280	82,47		
Mortalità tumore polmone	88	550.000					
Ricoveri malattie cardiovascolari	399	9.918	3.953	50	0,76	1.186	1.473
Ricoveri malattie respiratorie	179	9.918	1.774		0,34	410	878
Bronchiti acute	4.458	146	651		0,12		
Attacchi asma in bambini	4.152	34,5	143		0,03		
Attacchi asma in adulti	1.852	34,5	64		0,01		
RAD per gg	497.988	118	58.763		11,27		
Sintomi vie respiratorie x gg.	3.064.296	8,5	26.047		5,00		
TOTALE			521.395	330	100,00	1.596	2.351

5.16
 COSTI SOCIALI E
 SANITARI
 Tavola riassuntiva

6. CONCLUSIONI SINTETICHE

Gli effetti dell'alta concentrazione di inquinanti nell'aria presentano dei risvolti anche di natura economica. I danni alla salute dell'uomo, all'equilibrio dell'ecosistema alla manutenzione del patrimonio storico e immobiliare comportano dei costi di tutela e recupero. Nello specifico della salute dell'uomo si tratta dei costi sanitari delle cure delle diverse patologie; del venir meno di reddito per la mancata produzione dovuta a inabilità temporanea o permanente o riconducibile al venir meno della vita umana. A tutto ciò si aggiunge anche la deprivazione psicologica provata a seguito dello stato di malessere o del venir meno di persone care, anch'essa oggetto -negli studi più recenti- di stima monetaria. È possibile distinguere, quindi, due categorie di costi sociali: costi di natura monetaria, oggetto di transazione di mercato per i quali è già disponibile una valutazione in moneta, e costi di natura non monetaria che, non essendo oggetto di transazione nel mercato, devono essere ricondotti al parametro monetario attraverso opportuni strumenti di analisi.

La ricerca metodologica propone diversi approcci alla valutazione economica dello stato di malessere fisico e al rischio di riduzione della speranza di vita. Si tratta del metodo del Capitale Umano (che riconduce il valore degli anni di vita persi al minor reddito prodotto) e della Willingness To Pay (che stima la disponibilità a pagare individuale come espressione dello stato di pena e sofferenza determinato dalla riduzione della speranza di vita). Grande attenzione è oggi rivolta a quest'ultimo metodo di analisi e sono numerosi gli esperimenti mirati a proporre una stima adeguata soprattutto attraverso gli strumenti della valutazione contingente (basati su interviste dirette). In particolare, in ambito di analisi degli effetti dell'inquinamento, viene proposto di ricondurre il valore stimato per il rischio di morte (VSL) al valore attribuito agli anni di vita persi per ogni caso di mortalità anticipata (VOLY) e, in dettaglio, ad ogni singolo anno di vita perso (VLYL). Questo sulla base della considerazione che l'effetto dell'inquinamento sulla salute dell'uomo non è diretto (di provocare il decesso) ma di incidere su patologie preesistenti riducendo il numero di anni di vita per ogni decesso anticipato.

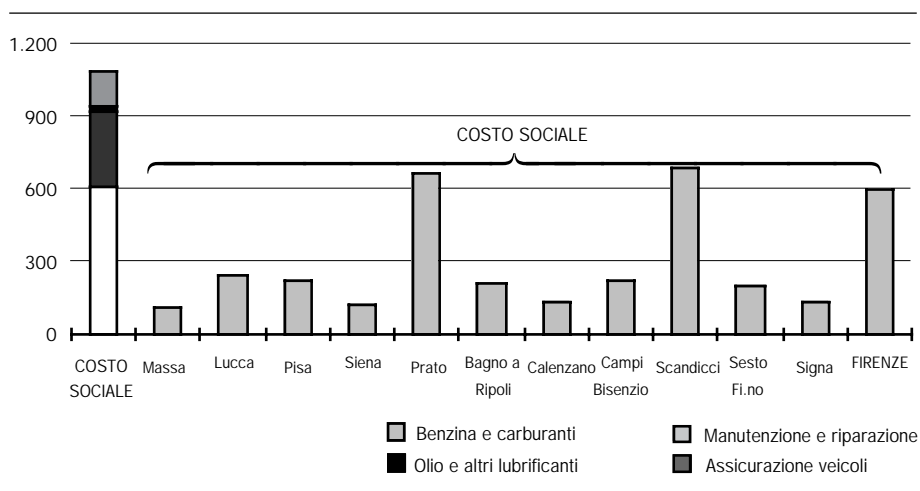
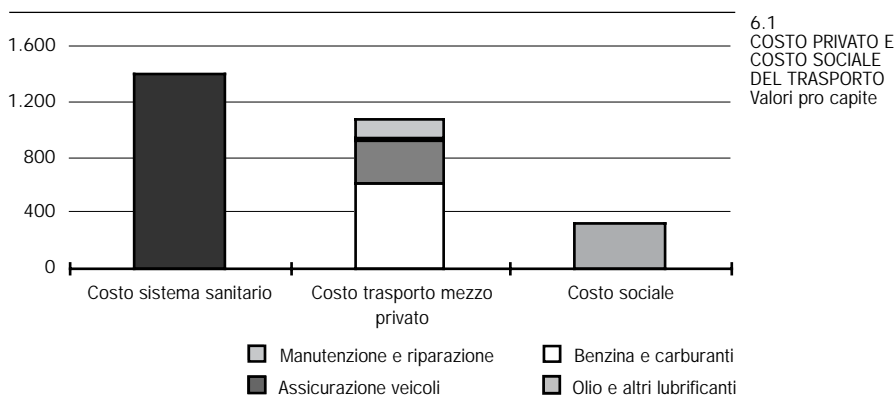
Nel lavoro vengono proposti i risultati del recente dibattito sulla valutazione del danno alla salute dell'uomo e si procede alla stima dei costi sociali e sanitari legati all'inquinamento da trasporto nel particolare contesto toscano. Viene applicata la

metodologia della *pathway approach* che ripercorre il sentiero di impatto dalla stima della concentrazione di inquinante nell'aria, alla individuazione della popolazione esposta, fino all'impatto sulla salute in termini di ricoveri ospedalieri, sintomatologie diverse dell'apparato respiratorio e mortalità anticipata. È stato possibile, quindi, ricondurre i danni alla salute a valori monetari, ottenendo così stime del costo sopportato dalla collettività a causa dell'inquinamento determinato dal trasporto.

Sulla base dei monitoraggi della concentrazione di inquinanti dell'aria e dei risultati più accreditati della ricerca epidemiologica riguardo ai coefficienti dose/risposta è stato possibile ricostruire i danni provati dall'inquinamento nelle maggiori realtà urbane della Toscana. Sono stati stimati 499 casi di mortalità anticipata e 579 casi di ricoveri per malattie cardiovascolari e respiratorie riconducibili all'inquinamento da trasporto, oltre a numerosi altri casi di bronchiti acute, attacchi di asma e sintomatologie diverse. Un terzo di questi eventi sono concentrati nel capoluogo regionale, a causa dell'effetto massa determinato dalla contemporanea presenza di elevate concentrazioni di inquinanti e di popolazione esposta. È possibile constatare, inoltre, che l'inquinamento incide significativamente sulla mortalità per malattie cardiovascolari e tumori, determinando una riduzione della speranza di vita mediamente nel 5% dei casi nel primo ambito e del 8% nel secondo.

Il numero di anni di vita persi dipenderà evidentemente sempre dalla concentrazione di inquinanti oltre che dalle caratteristiche demografiche della popolazione esposta per distribuzione per classe di età e aspettativa di vita. Da qui un impatto medio sulla popolazione di interesse nell'analisi (ultra trentenni residenti nelle maggiori realtà urbane) di 4,5 anni, valori concordi con quanto stimato in sede internazionale. Tale valore può raggiungere i 10 anni nelle realtà più gravi. È vero anche che tener conto del numero di anni di vita persi accanto al numero di eventi consente di fare emergere con più evidenza le aree più critiche per la salute dell'uomo. Il costo sociale determinato dai 499 casi di mortalità anticipata è di 420 milioni di euro nel 2002, ai quali si aggiungono i costi sociali e sanitari dei ricoveri e delle malattie pari a 80 milioni di euro. L'intera collettività osservata risente, quindi, di un danno pari al 330 euro procapite che ricade tanto su colui che si sposta che sull'intera società. È un importo significativo se confrontato con la spesa sostenuta dagli individui per il proprio mezzo di trasporto pari a 1.085 euro medi per abitante nel 2002 e con la spesa sanitaria pro capite pari a 1.400 euro. Nel complesso si tratta dell'1,1% del PIL delle realtà considerate. I costi sanitari rappresentano una componente importante, sono, infatti, risorse che sarebbe più proficuamente utilizzate a scopo preventivo, con maggior beneficio per la collettività. L'importo relativo ai ricoveri e alle malattie stimate è di 4 milioni di euro. Infine una ultima considerazione riguarda i costi sociali evitabili a seguito di una riduzione della concentrazione di inquinanti al di sot-

to dei livelli segnalati dalla Comunità Europea ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM_{10}). Il risparmio per la collettività a seguito del rispetto delle indicazioni comunitarie sarebbe pari a 180 milioni di euro e ad un risparmio di costi sanitari (per i soli ricoveri, circa 200 casi) pari a 560 mila euro.



La stima dei costi sanitari e sociali dell'inquinamento da traffico, fornendo informazioni sul peso economico sopportato dalla collettività in termini di benessere e di produttività, può rappresentare un utile parametro di confronto nelle scelte pubbliche, ma anche orientare le decisioni dell'amministrazione verso una maggiore sensibilizzazione degli individui e dei loro comportamenti, verso la messa in atto di efficaci correttivi per la riduzione del fenomeno.

Si ricordi, peraltro, che i danni alle persone rappresentano uno dei possibili effetti negativi dell'inquinamento dell'aria, mentre l'inquinamento dell'aria rappresenta, solo una delle categorie di danno causate dal trasporto.

6.3
ALTRI COSTI
ESTERNI E COSTI
SOCIALI

CATEGORIE DI DANNO

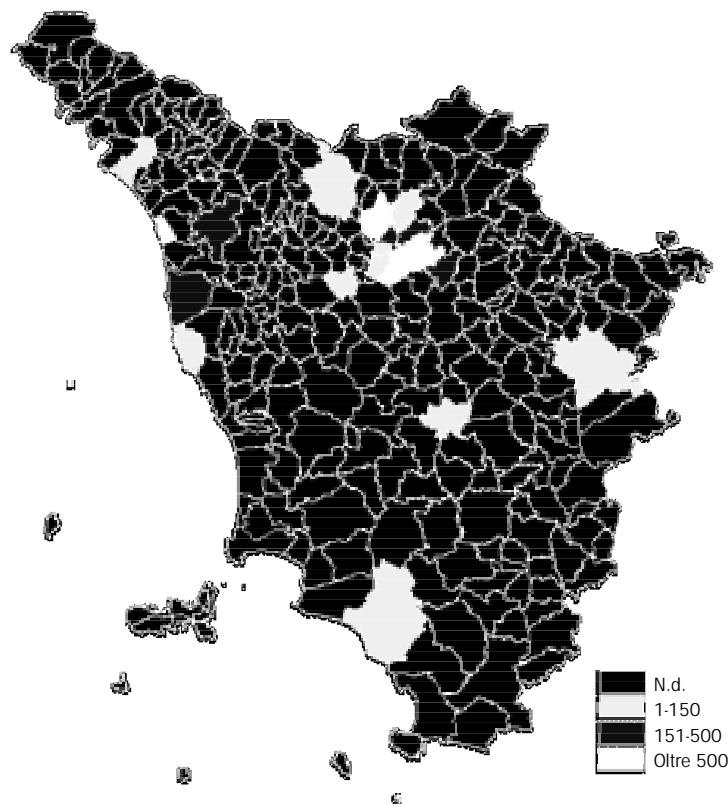
Da inquinamento dell'aria:

- persone;
- raccolti;
- patrimonio (storico e immobiliare);
- l'ecosistema

Da trasporto:

- inquinamento dell'aria acustico;
- congestione;
- incidentalità;
- occupazione del territorio

6.4
COSTI SOCIALI PER
ABITANTE



BIBLIOGRAFIA

- ABBEY D.E., HWANG B.L., BUECHETTE R.J et al.(1995), *Estimated Long-Term Ambient Concentrations of PM10 and Development of Respiratory Symptom in a Nonsmoking Population*, Arch Env Health, n. 50, pp. 139-152
- ALBERINI A. (2004), *Robustness of VSL Values from Contingent Valuation Surveys*, Department of Agricultural and Resource Economics, University of Maryland, paper submitted for presentation to the EAERE Annual meeting, 25-28 giugno, Budapest
- ALBERINI A., HUNT A., MARKANDYA A. (2004), *Willingness to Pay to Reduce Mortality Risks: Evidence from a Three-Country Contingent Valuation Study*, working paper, FEMM
- AMICI DELLA TERRA, FERROVIE DELLO STATO (2002), *I costi ambientali e sociali della Mobilità in Italia*, Quarto rapporto, Ferrovie dello Stato, Roma
- ANFIA-ACI (2001), *I costi e i benefici esterni del trasporto*, ANFIA, Torino
- ARPAT (anni vari), *Rilevazione sulla qualità dell'aria*
- BICKEL P., FRIEDRICH R. (2001a), *Environmental External Costs of Transport*, Springer Verlag, Heidelberg
- BICKEL P., FRIEDRICH R. (2001b), *Estimating Environmental Costs using the Impact Pathway Approach*, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung Universität Stuttgart, Germany
- BICKEL P. (2003), *Economic Valuation of Health Effects due to Airborne Pollutants in ExternE*, ECE/WHO "Pan-European Program on Transport, Health and Environment", Workshop on Economic Valuation of Health Effects due to Transport, Stockholm, June, 12-13
- BIGGERIA A., BELLINI P., TERRACINI B. (a cura di) (2001), "MISA. Metanalisi italiana degli studi sugli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico", *Epidemiologia & Prevenzione*, vol. 25, n. 2, supplemento, pp. 1-72
- BIGGERIA A. et al. (2002), "Stima degli effetti a breve termine degli inquinanti atmosferici in Italia", *Epidemiologia & Prevenzione*, vol. 26, n. 4, pp. 202-205
- BIGGERIA A., BACCINI M. (2003), *Health Impact Assessment and Decision Making*, University of Florence, Department of Statistics, Hearts project
- BORRUSO G., DANIELIS R., ROTARIS L. (2001), "I costi esterni dell'inquinamento atmosferico ed acustico: una stima per l'Italia", *Sistemi di Trasporto*, n. 2, pp. 22-32
- BOWLAND BRADLEY J., BEGHIN JOHN C. (2001), "Robust Estimates of Value of a Statistical Life for Developing Economies", *Journal of Policy Modeling*, n. 23, pp. 385-396

- CHILTON S. et al. (1997), *New Research Results on the Valuation of Preventing Fatal Road Accident Casualties, Forthcoming in Road Accidents Great Britain: The Casualty Report*
- CISLAGHI C., NIMIS P.L. (1997), "Lichens, air pollution and lung cancer", *Nature*, n. 387, pp. 463-464
- COWI (2002), "The Danish Environmental Research Programme", *Valuation of External Costs of Air Pollution, Phase I Report*
- CSERGE, IOS-NLH, IVM, CAS, DAE-VoV (1999), *Benefits transfer and the Economic Valuation of Environmental Damage in the European Union - Whit Special Reference to Health*
- DANIELIS R., ROTARIS L. (2001a), *La stima dei costi esterni dei trasporti: difficoltà teoriche e applicative, Economia Pubblica*, n. 1, pp. 71-102
- DANIELIS R., ROTARIS L. (2001b), *Rassegna critica delle stime dei costi esterni dei trasporti*, Università di Trieste e ISTIEE
- DG ENVIRONMENT (2000), *Paper on the Valuation of Mortality in the Context of Cost-Benefit Analysis of Air Quality Options*. http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/others/value_of_life.htm
- DIETRICH K.N. et al. (1993), "Lead Exposure and the Motor Developmental Status of Urban 6-year-old Children in the Cincinnati prospective study", *Pediatrics*, n. 91, pp. 301-307
- DOCKERY D., POPE A., XU X, et al. (1993), *An Association between Air Pollution and Mortality in six US Cities*, *N. Engl. J. Med.*, n. 329, pp. 1753-1759
- DUNN H. (2001), *UK Perspective on Valuing Mortality Risk in the Air Pollution Context*, working paper presentato al workshop *Economic Valuation of Mortality Risk Reuction: Assessing the State of the Art for Policy Application*, Silver Spring, MD
- EC EXTERNE (1999), "DG II, Externalities of Energy", vol. 9, *Fuel Cycles for Emerging and End-Use Thechnologies, Transport & Waste*
- EC NEWEXT (2003), *DG II, Working Package 2 - Mortality Risk Valuation - Final Report*, European Commision DG Research
- GULIS G. (2000), *Life Expectancy as an indicator of environmental health, European Journal of Epidemiology*, n. 16, pp. 161-165
- HOLLAND M. et al. (1999), *Externé. Externalities of Energy*, vol. 7 methodology, update 1998
- HOLLAND M., WATKISS P. (2002), *BE TA Benefits Table database: Estimates of the Marginal External Costs of Air Pollution in Europe*, created for European Commission DG Environment by netcen
- HOLLAND M., WATKISS P. (2004), *Consultation Draft of the Methodology Paper for Service Contract for carrying out cost-benefit analysis of air quality related issues, in particular in the clean air for Europe (CAFE) programme*, AEAT, <http://AEAT/ED51014/Methodology Issue 2>
- HUNT. A, MARKANDYA A. (2001), *Economic Valuation: Monetary Valuation of Mortality Risks, Discount Rates*, Section 8.1 and 8.2 in Bickel P., Friedrich R. (2001b), pp. 87-96
- IEH WEB REPORT W12 (2002), *Proceedings of the Sixth Annual UK Review Meeting on Outdoor and Indoor Air Pollution Research*, <http://www.le.ac.uk/ieh/>
- KRUPNICK A. et al. (2002), "Age, Health, and Willingness to Pay for Mortality Risk Reductions: A Contingent Valuation Survey of Ontario Residents", *Journal of Risk and Uncertainty*, n. 24, pp. 161-186

- KÜNZLI N. et al. (1999), "Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution. An Impact Assessment Project of Austria, France and Switzerland. Air Pollution Attributable Cases", *Technical Report on Epidemiology*, WHO
- KÜNZLI N. et al. (2000), "Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment", *The Lancet*, vol. 356
- LATTARULO P. (a cura di) (2003), *I costi ambientali e sociali della mobilità*, Franco Angeli, Milano
- LOMBARD P.G., MALOCCHI A. (2000), *I costi esterni della mobilità in Italia, Economia delle fonti di energia e dell'ambiente*, n. 1, pp. 49-82
- MADDISON D. et al., (1996), *The Value of Human Life*, Working Paper
- MADDISON D. et al., (1997), *Valuing Morbidity Effects of Air Pollution, Mimeographed*, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, University College London and University of East Anglia
- MARKANDYA A. (2004), "Valuation of Health Impacts in ExternE", *Workshop Recent advances of the ExternE methodology and tools, and their application*, Charles University Prague, 16-17, February, University of Bath
- MILLER TED R. (1999), "Variations between Countries in Values of Statistical Life", *Journal of Transport Economics and Policy*, vol. 34 part. 2, pp. 169-188
- NEEDLEMAN H.L. & GATSONIS C. (1990), "Low Level Lead Exposure and the IQ of Children", *Journal of the American Medical Association*, n. 263, pp. 673-678
- NERA, CASPAR (1998), *Valuation of Deaths from Air Pollution*, London
- ORTIZ R.A., MARKANDYA A., HUNT A. (2004), *Willingness to Pay for Reduction in Immediate Risk of Mortality Related with Air Pollution in San Paulo-Brasil*, Department of Economics and International Development, University of Bath-UK (paper in applied Environmental Economics Conference 26 marzo, The Royal Society)
- PEARCE D. (2000), *Valuing Risks to Life and Health. Towards Consistent Transfer Estimates in the European Union and Accession States, paper prepared for the European Commission (DGXI), Workshop on Valuing Mortality and Valuing Morbidity*, November 13, Revised, December 2000, http://europa.eu.int/comm/environm/enveco/others/value_of_life.htm
- PIERANTONI I. (1986), *Analisi Economica della vita umana. Valutazione di un bene "Intangibile" nell'analisi costi-benefici*, Giuffrè Editore, Milano
- PIERANTONI I. (1989), "Analisi Economica della vita umana. I metodi di valutazione empirica", vol. I, *Quaderni per la ricerca*, n. 19, Istituto di studi sulle regioni
- POPE C.A., THUN M., NAMBOODIRI M. et al. (1995), *Particulate Air Pollution as a Predictor of Mortality in a Prospective Study of US Adults*, *AM J Respir Critic Care Med*, vol. 151, n. 3, pp. 669-674
- POPE C.A., BURNETT R.T, THUN M.J., CALLE E.E., KEWSKY D., ITO K., THURSTON G.D. (2002), "Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-Term Exposure to Fine Particulate Air Pollution", *Journal of American Medical Association*, vol. 287, n. 9

- PUTIGNANO, PENNINI (1999), "Il costo sociale degli incidenti stradali", *Rivista Giuridica della Circolazione e dei Trasporti*, quaderno n. 29
- RABL A. (2001), *Relationship between Life Expectancy and Probability of Dying*, unpublished paper, Ecole des Mines, Paris, April
- RABL A. (2003a), "Interpretation of Air Pollution Mortality: Number of Deaths or Years of Life Lost?", *Journal of Air & Waste Management Association*, vol. 53, pp. 41-50
- RABL A. (2003b), *Tools and Strategies for Improving Policy Responses to the Risk of Air Pollution*, Draft Background Paper for Discussion, prepared for the Neram/AIRNet Colloquium on *Strategies for Clean Air and Health*
- SCHWARTZ J. (1994), "Air Pollution and Daily Mortality: a Review and Meta-Analysis", *Environ Res*, n. 64, pp. 36-52
- SOMMERT H. et al. (1999), *Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution. An Impact Assessment Project of Austria, France and Switzerland. Economic Evaluation*, WHO
- VAINIO M., WHITE S. (2001), "Value of Statistical Life in Europe", working paper presentato al workshop *Economic Valuation of Mortality Risk Reduction: Assessing the State of the Art for Policy Application*, Silver Spring, MD
- VALENT F. et al. (2004a), "Burden of Disease Attributable to Selected Environmental Factors and Injuries among Europe's children and adolescents", *Environmental Burden of Disease Series*, n. 8, WHO, London
- WHO (2002), *Health Impact Assment of Air Pollution in the Eight Major Italian Cities*, WHO, London
- WHO (2004), *Assessing the Health Impact and Social Costs of Mopeds: Feasibility Study in Rome*, WHO, London

Coefficiente dose/risposta

relazione statistica tra la presenza di inquinante e verificarsi di un danno alla salute rilevata epidemiologicamente. Tale relazione viene generalizzata nella funzione dose/risposta, alla quale viene di solito attribuita -in assenza di evidenze diverse- forma lineare.

Costi esterni o esternalità

risultato di scelte comportamentali o azioni di un individuo o gruppo di individui che sviluppano conseguenze di natura economico-sociale sull'ambiente e sulla collettività, senza che esse transitino per il mercato. In questi casi la percezione dei singoli agenti economici dell'impatto delle proprie azioni è diversa da quella effettiva, rilevante socialmente e questo comporta scelte di comportamento diversi da quelli ottimi per la collettività.

Costi privati

costi di natura monetaria e non monetaria generati dal comportamento di un soggetto e da esso sostenuti.

Costi marginali

costi addizionali per unità di trasporto aggiuntiva e che fungono da base per analisi di efficienza e di dimensionamento delle pricing strategies.

Costi medi

costi ottenuti a partire dai costi totali divisi per le unità prodotte o per la popolazione esposta (veicoli km o più semplicemente popolazione residente), che fungono da base per analisi di efficacia e di equità sociale.

Costi sanitari

somma dei costi medici e farmaceutici sostenuti per la cura dei danni alla salute provocati dall'esposizione a determinati agenti inquinanti, in parte sostenuti privatamente, in parte a carico della pubblica amministrazione attraverso il sistema sanitario.

Costi sociali

costi di natura non monetaria, indipendentemente dal soggetto sul quale ricadono (colui che attua lo spostamento o soggetto diverso).

Effetti sulla salute di breve periodo (effetti acuti)

effetti sulla salute che si manifestano nel giorno stesso o nei giorni immediatamente successivi in conseguenza all'innalzamento del livello di inquinanti nell'aria.

Effetti sulla salute di lungo periodo (effetti cronici)

effetti sulla salute che si manifestano a distanza nel tempo, dopo un lungo periodo di esposizione (espresso normalmente in anni) agli agenti inquinanti.

Pathway Approach

metodologia utilizzata negli studi ambientali per ricondurre, collegando in sequenza una serie di elementi, le cause prime di un determinato impatto ambientale alle conseguenze ultime.

Rischio relativo (RR)

misura del rischio sulla salute derivato epidemiologicamente per un incremento unitario di agente inquinante.

COI: Cost of Illness

LLE: Lost Life Expectancy

LQI: Life Quality Index

RAD: Restricted activity day

VLYL: Value of a Life Year Lost

VOLY: Value of Life Years

VSL: Value of a Statistical Life

VOSL: Value of statistical lives

WTA: Willingness to Accept

WTP: Willingness To Pay

1. Giuseppe Pozzana, *Evaluation and Perception of the Energy Performances of a Regional Economic System. The Case of Toscana Italy*
2. Alessandra Pescarolo, *I modelli del lavoro femminile. Continuità e mutamento nei percorsi e nei valori*
3. Andrea Manuelli, *Recenti tendenze dell'investimento diretto all'estero*
4. Stefano Casini Benvenuti, *Domanda e offerta del servizio taxi*
5. Mauro Grassi, *L'area metropolitana fiorentina. Tendenze al 2000*
6. Antonio Floridia, *Le metamorfosi di una "regione rossa" stabilità ed evoluzione nel voto del 21 aprile 1996 in Toscana*
7. Stefano Casini Benvenuti, *Un modello econometrico per le esportazioni toscane*
8. Renata Caselli, *Asimmetria informativa e attività di controllo sulla gestione dei servizi idrici*
9. Mauro Grassi, Roberto Pagni, *Sistemi produttivi localizzati e imprese leader*
10. Roberto Giacinti, Stefania Lorenzini, Lucia Tudini, *Effetti dell'IRAP sull'agricoltura toscana*
11. Antonio Floridia, *I beni culturali, tra valutazione economica e decisione politica: una rassegna critica*
12. Alessandro Ansani, Mauro Grassi, *I nuovi strumenti finanziari per lo sviluppo: una opportunità per la Toscana*
13. Lorenzo Bacci, Giampiero M. Gallo, Francesca Pierotti, *Un nuovo approccio alla stima del reddito disponibile. Il caso dei comuni della Toscana*
14. Stefania Lorenzini, Alessandro Petretto, *Il finanziamento pubblico della sanità in una prospettiva di federalismo fiscale*
15. Maria Carla Meini, Nicola Sciclone, *Sistema formativo: un'analisi empirica del sistema toscano*
16. Stefania Lorenzini, *L'impatto dell'IRAP sui contribuenti: un'analisi per le imprese edili della Toscana*
17. Tania Salvi, *Le politiche ambientali nel distretto conciarario di Santa Croce sull'Arno: forme di cooperazione e strumenti volontari*
18. Patrizia Lattarulo (a cura di), *Sponsorizzazioni e liberalità nell'arte e nella cultura in Toscana*

19. Alessandro Petretto, *Le entrate delle regioni e degli enti locali secondo il nuovo art. 119 della Costituzione: un'analisi economica*
20. Andrea Noferini, *La riforma dei servizi pubblici locali tra difficoltà e incertezze. L'esperienza della Regione Toscana*
21. Patrizia Lattarulo, Renato Paniccià, Nicola Sciclone, *Un approccio integrato micro e macro all'analisi dei redditi delle famiglie toscane*
22. Stefano Casini Benvenuti, Renato Paniccià, *A Multi-regional Input-output model for Italy*
23. Patrizia Lattarulo, Renato Paniccià, Nicola Sciclone, *L'intervento pubblico attraverso le matrici di contabilità sociale*
24. Stefania Lorenzini, Alessandro Petretto, *IRES, la nuova imposta sul reddito delle società. Prime valutazioni degli effetti sulle imprese toscane*
25. Maria Luisa Maitino, Nicola Sciclone, *La distribuzione del reddito familiare: il caso della Toscana*
26. Alessandro Petretto, Nicola Sciclone, *Gli effetti della riforma dell'imposta personale sul reddito: questioni teoriche e stima degli effetti distributivi*
27. Eugenio Pizzimenti, *Programmazione dei fondi strutturali europei e sistemi di valutazione*
28. Patrizia Lattarulo, Monica Plechero, *Traffico e inquinamento: i danni per la salute dell'uomo e i costi sociali*