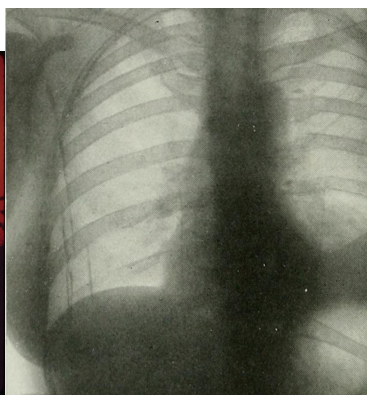


Valutazione economica degli effetti sanitari dell'inquinamento atmosferico: la metodologia dell'EEA

- atti workshop Taranto 23/24 luglio 2012 -



a cura di Giorgio Assennato



UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI DI BARI
ALDO MORO



Ledizioni
The Innovative LEDipublishing Company

VALUTAZIONE ECONOMICA DEGLI EFFETTI
SANITARI DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO:
LA METODOLOGIA DELL'EEA

ATTI DEL WORKSHOP DI TARANTO,
23/24 LUGLIO 2012

a cura di Giorgio Assennato

Ledizioni

© 2015 Ledizioni LediPublishing
Via Alamanni, 11 - 20141 Milano - Italy
www.ledizioni.it
info@ledizioni.it

*Valutazione economica degli effetti sanitari dell'inquinamento
atmosferico: la metodologia EEA*
Prima edizione: settembre 2015

ISBN cartaceo 978-88-6705-330-8
Copertina e progetto grafico: ufficio grafico Ledizioni

Indice

<i>PREFAZIONE</i> di Luca Marchesi	7
<i>INTRODUZIONE</i> di Giorgio Assennato	9
<i>VALUTAZIONE ECONOMICA DEGLI EFFETTI SANITARI DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO: LA METODOLOGIA DELL'EEA E SUO INQUADRAMENTO GIURIDICO - NORMATIVO</i> di Antonio Felice Uricchio	15
<i>OVERVIEW DEL RAPPORTO TECNICO N.15/2011 DELL'EEA "REVEALING THE COSTS OF AIR POLLUTION FROM INDUSTRIAL FACILITIES IN EUROPE"</i> di Francesco Cuccaro	33
<i>LE EMISSIONI: IL REGISTRO E-PRTR</i> di Riccardo De Lauretis e Andrea Gagna	45
<i>DALLA VALUTAZIONE DELL'ESPOSIZIONE AGLI OUTCOME SANITARI</i> di Ennio Cadum e Paolo Lauriola	51
<i>VALUTAZIONE ECONOMICA: GLI EFFETTI SANITARI COME ESTERNALITÀ NEGATIVA</i> di Bruno Notarnicola, Giuseppe Tassielli, Pietro A. Renzulli	75
<i>CRITICITÀ NELLA MISCLASSIFICAZIONE DELL'ESPOSIZIONE</i> di Domenico Maria Cavallo	97
<i>VALUTAZIONE ECONOMICA DEL DANNO SANITARIO DA INQUINAMENTO ATMOSFERICO: IL CASO DI TARANTO</i> di Paola Biasi	111

VALUTAZIONE DEI POTENZIALI BENEFICI DELLE BONIFICHE IN TERMINI ECONOMICI: ESEMPI DALLA CAMPANIA E DALLA SICILIA Carla Guerriero	127
STUDI EPIDEMIOLOGICI E VALUTAZIONE DI IMPATTO SANITARIO ED ECONOMICO: UNA LETTURA CRITICA DELLE ESPERIENZE DISPONIBILI di Francesco Forastiere	147
VALUTAZIONI INTEGRATE DI IMPATTO E APPROCCIO FULL CHAIN di Fabrizio Bianchi	163

PREFAZIONE

L'Organizzazione Mondiale della Sanità, durante l'*Health Assembly* conclusasi nel maggio di quest'anno a Ginevra, ha riconosciuto l'inquinamento atmosferico come il rischio più grave oggi presente in materia di salubrità dell'ambiente.

E nonostante il report "*Air pollutant emissions declining, but still above limits*" dell'Agenzia Europea per l'Ambiente evidenzi un trend in diminuzione delle emissioni dal 1990 al 2013, non può tacersi il fatto che vari Paesi europei hanno ancora valori ampiamente superiori a quelli indicati dalla Comunità Europea¹.

Nell'Unione Europea, la scarsa qualità dell'aria è la prima causa ambientale di morte prematura e presenta un costo in termini di vite umane più elevato di quello degli incidenti stradali. L'inquinamento dell'aria è causa, inoltre, di perdita di giorni di lavoro e di elevati costi sanitari e sociali, poiché colpisce in misura maggiore le fasce di popolazione più vulnerabili (bambini, anziani, asmatici). La Commissione Europea stima che il costo diretto dell'inquinamento atmosferico per la società nel suo complesso ammonti a circa 23 miliardi di euro l'anno. Le esternalità legate al solo impatto sulla salute sono stimate intorno ai 940 miliardi di euro (il 9% del Pil dell'UE)².

L'emissione e la concentrazione d'inquinanti nell'aria, se da un lato sono certamente collegate a fenomeni di scala nazionale ed extra-nazionale, dall'altro mostrano una rilevante variabilità locale che è legata a scelte economico-produttive oltre che ad aspetti sociali e ad altre componenti ambientali.

In questa prospettiva, la lotta all'inquinamento e la prevenzione dei rischi per la salute sono intimamente legate e costituiscono sicuramente una priorità da perseguire a livello locale, nazionale e internazionale, attraverso politiche mirate che sappiano trovare il giusto equilibrio tra il rispetto e la non violazione dei parametri di stabilità economica e i costi per la collettività derivanti dall'impatto degli inquinanti sulla salute; esse rappresentano inoltre, allo stesso tempo, anche un impegno che tutti dobbiamo assumerci.

¹ <http://www.eea.europa.eu>

² Europe Climate Foundation

Su questo, come Agenzie regionali per la protezione dell'Ambiente - dopo alcuni anni in cui, a valle del Referendum del 1993 e della legge 61/94 (che davano finalmente autonomia ai temi di tutela ambientale con l'istituzione di specifiche Agenzie regionali a ciò dedicate), come "effetto collaterale" si è un po' trascurato l'approccio integrato a temi ambientali e temi sanitari - siamo da diversi anni, in forma singola ed associata, fortemente impegnate. E questo impegno potrà trovare un ulteriore rilancio nella fase di riordino istituzionale che attende il nostro Paese e il Sistema Nazionale di Protezione Ambientale costituito da ISPRA e dalle ARPA/APPA.

In particolare, l'approvazione del ddl n. 1458 di riforma organica del Sistema delle Agenzie è una grande opportunità per avere finalmente un Sistema Nazionale di Protezione dell'Ambiente all'altezza dei tempi e delle complesse sfide globali che si pongono oggi davanti al nostro Paese in termini di ambiente, salute e qualità della vita.

La formalizzazione del «Sistema a rete» costituito da ISPRA e dalle ARPA/APPA, è un risultato istituzionale estremamente positivo, in quanto ne sancisce formalmente l'esistenza e in quanto, in un periodo storico contraddistinto da operazioni di "razionalizzazione" della P.A. di natura "riduttiva", viene riaffermata la centralità e la non fungibilità degli Organismi tecnici deputati alla protezione dell'Ambiente.

In quest'ottica, il sistema delle Agenzie sarà più forte, autorevole, indipendente. Non solo ciò permetterà di conseguire una maggiore identità e consapevolezza del ruolo e delle azioni proprie del Sistema e costituirà una solida base di programmazione per le attività, ma sarà uno dei costituenti principali del nuovo assetto regolamentare della tutela ambientale e conseguentemente della prevenzione dei rischi per la salute³.

Un sistema siffatto potrà e dovrà trovare nello studio del rapporto tra qualità dell'ambiente, diritto alla salute e condizioni socio-economiche uno dei propri grandi scenari di riflessione e di sviluppo, anche in termini di supporto alle decisioni di policy.

Un'occasione unica per porci finalmente come sistema pubblico all'altezza della complessità del nostro tempo; una sfida estremamente impegnativa e assolutamente decisiva, di cui le Agenzie sono e vogliono essere protagoniste.

Luca Marchesi
Direttore Generale ARPA Friuli Venezia Giulia
Presidente AssoArpa

³ Piano Triennale 2014-2016 approvato Consiglio Federale del Sistema Nazionale di Protezione dell'Ambiente il 30/6/2014

INTRODUZIONE

Correva l'anno 2011: a fine novembre, per il terzo anno consecutivo, ILVA organizzò un evento speciale nell'auditorium dello stabilimento di Taranto, per presentare il rapporto aziendale su ambiente e sicurezza. Anche quell'anno fui invitato a tenere una breve presentazione in rappresentanza dell'ente regionale di controllo ambientale, ARPA Puglia. Anche in quella occasione, destinata ad essere l'ultima, si trattò di un evento importante. L'anno precedente, il 2010, c'era stata la presenza straordinaria della presidente di Confindustria, Emma Marcegaglia e del presidente della regione Puglia Nichi Vendola. Anche nel 2011 il programma prevedeva il saluto di un rappresentante della proprietà (di solito Fabio Riva), l'introduzione da parte del direttore dello stabilimento, il breve intervento dei rappresentanti di una serie di istituzioni locali e nazionali (INAIL, ASL, Federacciai, ARPA) e la conclusione da parte di un dirigente ILVA. Il mio intervento era sempre un controcanto rispetto alla trionfalistica narrazione aziendale ed era quindi sempre compresso tra l'introduzione e le conclusioni, in modo tale che ILVA potesse comunque rispondere ad eventuali mie critiche sulla gestione ambientale dello stabilimento. Anche quell'anno iniziai il breve intervento dando atto di alcuni sviluppi positivi, come ad esempio il buon risultato nell'ultima campagna sulle diossine al camino E312 dell'impianto di agglomerazione ($0.2\text{ng}/\text{Nm}^3$), ma evidenziavo il problema delle polveri inalabili (PM10) dovute ai parchi minerali e del benzo(a)pirene dovuto alle emissioni fuggitive delle cokerie. Poi, alla fine, terminai con lo scopo: presentai i dati della *European Environmental Agency* (EEA) sui costi economici degli effetti sanitari dell'inquinamento atmosferico di origine industriale che collocava ILVA al 52esimo posto su 622 stabilimenti industriali¹ (tabella 1). Il rapporto EEA era stato

¹ EEA European Environment Agency. Revealing the costs of air pollution from industrial facilities in Europe (EEA technical Report n .15/2011). Luxembourg: Pu-

pubblicato da meno di una settimana e non era quindi noto ai dirigenti ILVA che non seppero come ribattere alle mie slides. Il giorno dopo, alcuni quotidiani tarantini (Corriere del Giorno e Nuovo Quotidiano) riportarono la notizia da me fornita. La complessità della procedura e la rilevanza sociale dei dati non rendono facile la comprensione dei meccanismi tecnici alla base della valutazione comparativa. Una qualche ambiguità era comunque intrinseca ai dati stessi. Ad esempio, nel rapporto 2009 erano calcolati i danni economici dovuti alla CO₂ (gas serra privo di effetti sanitari locali) pur essendo totalmente differente il calcolo dei costi economici rispetto agli inquinanti locali che hanno un effetto diretto misurabile sulla salute. Di qui l'esigenza di un convegno che fosse in grado di chiarire gli aspetti metodologici del procedimento e di definire comunque l'utilità ai fini preventivi di un approccio complesso multidisciplinare. Al convegno parteciparono giuristi (come il Rettore dell'Università di Bari, prof. Antonio Uricchio), economisti, statistici, tossicologi, epidemiologi di diverse istituzioni. Il numeroso pubblico seguì attentamente i difficili interventi presentati integrandoli con interessanti osservazioni e quesiti.

Nel 2014 l'EEA ha pubblicato i dati del quinquennio 2008-2012 molto più informativi rispetto ai dati del solo 2009, anno caratterizzato dalla grave recessione economica. Purtroppo, però, l'EEA ha pubblicato soltanto i dati complessivi, senza distinguere il contributo della CO₂ (in tabella 2, i dati relativi agli stabilimenti pugliesi, tratti dai due rapporti EEA).^{1,2}

Recentemente l'Organizzazione Mondiale della Sanità e l'OCSE hanno pubblicato un rapporto dal titolo "*Economic cost of the health impact of air pollution in Europe*" in cui si calcola che il costo economico annuo sarebbe pari a 1575 miliardi di dollari! Pur essendo il contributo delle emissioni industriali modesto rispetto all'impatto del traffico e dell'inquinamento domestico è comunque evidente che negli *hotspot* sottoposti all'impatto di sorgenti industriali inquinanti è doveroso effettuare interventi coraggiosi di risanamento della qualità dell'aria.³

blications Office of the European Union; 2011. <http://www.eea.europa.eu/media/publications/cost-of-air-pollution>

² EEA European Environment Agency. Costs of air pollution from European industrial facilities 2008-2012 – an updated assessment. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2014. <http://www.eea.europa.eu/publications/costs-of-air-pollution-2008-2012>

³ WHO Regional Office for Europe, OECD. Economic cost of the health impact

L'utilizzazione delle procedure non è ancora entrata nella routine delle autorizzazioni ambientali, ma si sono fatti numerosi passi in avanti, dimostrati dal convegno di Brindisi del 2014 del sistema agenziale su ambiente e salute nelle autorizzazioni ambientali, dal progetto CCM sulla Valutazione integrata ambientale e sanitaria (VIAS) affidato alla regione Emilia-Romagna e alle linee-guida sulla VIAS recentemente approvate dal Consiglio Federale del Sistema Nazionale di Protezione Ambientale (ISPRA/ARPA/APPA). Se si pensa che sino a qualche anno fa la tematica ambiente-salute era completamente ignorata ai massimi livelli istituzionali, si può pienamente comprendere la grande crescita culturale che per merito di tutti (istituzioni, associazioni, imprese) si è determinata su una tematica che è di cruciale importanza per assicurare le auspiccate integrazioni tra lavoro e ambiente, tra occupazione e salute.

Giorgio Assennato
Direttore Generale ARPA Puglia

Tabella 1. Costi aggregati dei danni sanitari correlati alle emissioni di sostanze inquinanti dei principali stabilimenti pugliesi, in termini di valore degli anni di vita persi (*Value of a life year, VOLY*) e di valore della vita statistica (*Value of statistical life, VSL*), espressi in milioni di euro. Posizione (*rango*) occupata nella graduatoria degli stabilimenti europei. Anno 2009.

RANGO	STABILIMENTO	CITTÀ	COSTI AGGREGATI TOTALI DI DANNO SANITARIO (MILIONI DI €)		COSTI AGGREGATI DI DANNO SANITARIO ESCLUDENDO IL CONTRIBUTO DI CO ₂ (MILIONI DI €)	
			LOW VOLY *	HIGH VSL *	LOW-VOLY *	HIGH VSL *
18	CENTRALE TERMOELETTRICA FEDERICO II	BRINDISI	536	707	99	270
52	ILVA S.P.A.	TARANTO	283	463	103	283
80	CENTRALI TERMOELETTRICHE	TARANTO	229	282	30	83
259	ENIPOWER S.P.A.	BRINDISI	82	92	6	17
330	CENTRALE TERMOELETTRICA	BRINDISI	66	89	13	36
544	ENI S.P.A. DIVISIONE REFINING & MARKETING RAFFINERIA	TARANTO	40	66	15	41
586	COLACEM S.P.A. - CEMENTERIA	GALATINA	37	67	17	47

* Il range low-high mostra i differenti risultati ottenuti utilizzando i due approcci alternativi per la valutazione degli effetti sulla mortalità: il VOLY esprime la contrazione dell'aspettativa di vita (espressa come anni di vita persi), mentre il VSL esprime il numero di morti in eccesso associate a una data esposizione a inquinanti.

Tabella 2. Costi aggregati dei danni sanitari correlati alle emissioni di sostanze inquinanti dei principali stabilimenti pugliesi, in termini di valore degli anni di vita persi (*Value of a life year, VOLY*) e di valore della vita statistica (*Value of statistical life, VSL*), espressi in milioni di euro. Posizione (rango) occupata nella graduatoria degli stabilimenti europei, anno 2009 e anni 2008-2012.

STABILIMENTO	CITTÀ	2009			2008-2012		
		RANGO	COSTI AGGREGATI TOTALI DI DANNO SANITARIO (MILIONI DI €)		RANGO	COSTI AGGREGATI TOTALI DI DANNO SANITARIO (MILIONI DI €)	
			LOW VOLY *	HIGH VSL *		LOW VOLY *	HIGH VSL *
CENTRALE TERMOELETTRICA FEDERICO II	BRINDISI	18	536	707	33	1356	2940
ILVA S.P.A.	TARANTO	52	283	463	29	1416	3617
CENTRALI TERMOELETTRICHE (EDISON SPA)	TARANTO	80	229	282	176 ¹	373 ¹	695 ¹
CENTRALE TERMOELETTRICA (TARANTO ENERGIA, EX EDISON SPA)	TARANTO				268 ²	229 ²	386 ²
ENIPOWER S.P.A.	BRINDISI	259	82	92	408	143	202
CENTRALE TERMOELETTRICA	BRINDISI	330	66	89	340	178	398
ENI S.P.A. DIVISIONE REFINING & MARKETING RAFFINERIA	TARANTO	544	40	66	351	173	446
COLACEM S.P.A. - CEMENTERIA	GALATINA	586	37	67	581	94	219
ENIPOWER S.P.A.	TARANTO				774	68	227

* Per la stima degli indicatori VOLY/VLS correlati alle emissioni 2008-2012 di CO₂ è stato applicato rispettivamente un costo di 9,5€/38,1€ per tonnellata di CO₂, per i dati 2009 è stato applicato un costo di 33,6€ per tonnellata per entrambi gli indicatori.

1. anni 2008-2010 (EDISON SPA)

2. anni 2011-12 (TARANTO ENERGIA, ex EDISON)

VALUTAZIONE ECONOMICA DEGLI EFFETTI SANITARI DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO: LA METODOLOGIA DELL'EEA E SUO INQUADRAMENTO GIURIDICO - NORMATIVO

ANTONIO FELICE URICCHIO *

I principi del diritto comunitario dell'ambiente

In ambito comunitario, nell'intento di contenere i danni ambientali e addossare gli effetti dannosi collegati a condotte inquinanti su chi le pone in essere, è stato da tempo introdotto il principio "*chi inquina paga*" in qualche modo fondamento dell'intero diritto comunitario dell'ambiente. In forza di tale principio l'attività imprenditoriale viene responsabilizzata attraverso l'accollo, in capo allo stesso autore, degli oneri collettivi relativi a interventi di disinquinamento di situazioni di degrado ambientale. L'azione inquinante si traduce così in un costo aziendale, tanto più elevato, quanto maggiore è il danno producibile.

Espresso, per la prima volta, dalla Dichiarazione sull'ambiente umano, approvata il 16 giugno 1972 dai Capi delle centodieci delegazioni partecipanti alla Conferenza dell'ONU tenutasi a Stoccolma, il principio del "*chi inquina paga*" ha ispirato l'evoluzione della disciplina comunitaria in materia ambientale, legittimando strumenti riparatori-risarcitori e prelievi sia

* Magnifico Rettore dell'Università degli Studi di Bari Aldo Moro. Relazione presentata presso la sede del Dipartimento Jonico in Sistemi Giuridici ed Economici del Mediterraneo: società, ambiente, culture - Università degli Studi di Bari "Aldo Moro".

extratributari¹ che tributari² commisurati agli effetti dell'inquinamento prodotto o agli esborsi da sopportare per eliminare i predetti effetti³.

Nel Programma d'azione per la protezione dell'ambiente del 17 aprile 1973, la Commissione europea, ha stabilito che *"qualsiasi spesa connessa alla prevenzione e all'eliminazione delle alterazioni ambientali è a carico del responsabile"*, introducendo una sorta di responsabilità oggettiva a carico di chi ha il controllo dell'attività all'origine del danno.

Con la firma, nel 1992, da parte degli Stati membri e l'entrata in vigore il primo novembre del 1993 del Trattato di Maastricht sull'Unione Europea, e successivamente del Trattato di Amsterdam, la protezione ambientale venne elevata a politica dell'UE, riconoscendole un ruolo integrato con le altre politiche ed addirittura prioritario. Il Trattato modifica sostanzialmente il titolo VII dell'Atto unico europeo, introdotto solamente cinque anni prima, e gli articoli 2 e 3, ma in generale apporta modifiche a tutte le disposizioni in materia di tutela ambientale⁴. Il titolo VII dell'Atto

¹ Si veda R. ALFANO, *L'Emission Trading Scheme: applicazione del principio "chi inquina paga", positività e negatività rispetto al prelievo ambientale*, in *Innovazione e diritto*, 2009, 5, 1 ss.

² Si veda F. OSCULATI, *La tassazione ambientale*, Padova, 1979; F. AMATUCCI, *Le fondamenta costituzionali della tassazione ambientale*, Napoli, 1993; F. GALLO - F. MARCHETTI, *I presupposti della tassazione ambientale*, in *Rass. trib.*, 1999, 115 ss.; E. LA SCALA, *I principi fondamentali in materia tributaria in seno alla costituzione dell'Unione Europea*, Milano, 2005, 319 ss.; R. PIGNATONE, *Agevolazioni su imposte ambientali ed aiuti di Stato*, in M. INGROSSO (a cura di), *Agevolazioni fiscali e aiuti di Stato*, Napoli, 2009, 747 ss.; R. PERRONE CAPANO, *L'imposizione e l'ambiente*, in A. AMATUCCI (a cura di), *Trattato di diritto tributario*, Padova, IV, 1994, 449 ss.; F. PICCIAREDDA - P. SELICATO, *I tributi e l'ambiente*, Milano, 1996; R. ALFANO, *L'applicazione di tributi ambientali nel nuovo contesto della finanza regionale*, in *Tributimpresa*, 2005, 3, 17 ss.; D. SQUILLANTE, *Fiscalità ecologica: dai tributi con finalità ambientali extrafiscali ai tributi ambientali in senso stretto. L'imposta regionale sulle emissioni sonore*, in *Innovazione e diritto*, 2007, numero speciale, 105 ss.; L. ANTONINI (a cura di), *L'imposizione ambientale nel quadro del nuovo federalismo fiscale*, Napoli, 2010; C. BUZZACCHI, *La solidarietà tributaria. Funzione fiscale e principi costituzionali*, Milano, 2011, 208 ss.

³ Per note dottrinali sul principio del *"chi inquina paga"* si veda P. SELICATO, *Imposizione fiscale e principio "chi inquina paga"*, in *Rass. trib.*, 2005, 4, 1157 ss.; C. VERRIGNI, *La rilevanza del principio comunitario "chi inquina paga" nei tributi ambientali*, in *Rass. trib.*, 2003, 5, 1614 ss.; F. M. PALOMBINO, *Il significato del principio "chi inquina paga" nel diritto internazionale*, in *Riv. giur. ambiente*, 2003, 5, 871 ss.

⁴ L'articolo 2 dispone infatti *"La Comunità ha il compito di promuovere nell'insieme della Comunità, mediante l'instaurazione di un mercato comune e di un'unione economica e monetaria e mediante l'attuazione delle politiche comuni, di cui agli articoli 3 e 4, uno sviluppo armonioso, equilibrato, e sostenibile, delle attività economiche, un elevato livello di protezione ed occupazione sociale, la parità*

unico europeo, attualmente titolo XIX, è stato modificato ed ampliato proprio con l'entrata in vigore del Trattato di Maastricht nonché, a partire dal 1° maggio 1999, del successivo Trattato di Amsterdam⁵. È stato, infatti, inserito un apposito titolo denominato Ambiente, in cui si disciplina la politica comunitaria in tale settore, fissando, insieme al principio di sussidiarietà, gli obiettivi della salvaguardia, della protezione e del miglioramento dell'ambiente, della protezione della salute umana, dell'utilizzazione accorta e razionale delle risorse naturali⁶. Nel tentativo di perseguire i richiamati obiettivi, il principio "*chi inquina paga*" viene raccordato con quello "*la prevenzione paga*", che anticipa la tutela promuovendo sviluppo di tecnologie pulite ed il risparmio di risorse scarse ed energia. Il collegamento tra i due principi non è peraltro casuale; il principio «chi inquina paga» opera, infatti, come strumento per "finanziare" (attraverso l'individuazione del soggetto su cui deve gravare l'onere economico) non solo le misure riparatorie o ripristinatorie ma anche quelle precauzionali e di tutela preventiva⁷.

tra uomini e donne, una crescita sostenibile e non inflazionistica, un alto grado di competitività e di convergenza dei risultati economici, un elevato livello di protezione dell'ambiente, ed il miglioramento della qualità di quest'ultimo, il miglioramento della qualità e del tenore della vita, la coesione economica e sociale, e la solidarietà tra Stati membri". L'articolo 3 a sua volta dispone: "ai fini enunciati all'articolo 2, l'azione della comunità comporta, alle condizioni e secondo il ritmo previsti dal Trattato: h) il riavvicinamento delle legislazioni nazionali nella misura necessaria al funzionamento del mercato comune; l) una politica nel settore dell'ambiente; n) la promozione della ricerca e dello sviluppo tecnologico".

⁵ Il testo del Trattato recepito in Italia dalla legge 16 giugno 1998 n. 209, introduce tra le innovazioni principali l'articolo 12 (ex articolo 6) ai sensi del quale l'unione si basa sui principi di democrazia, libertà, rispetto dei diritti dell'uomo e delle libertà fondamentali, l'accrescimento dei poteri del parlamento europeo, mediante l'aumento dei casi di applicazione dei poteri di codecisione, l'introduzione del principio di trasparenza, ed un aumento delle competenze degli organi comunitari in materia di libera circolazione delle persone e delle politiche sociali.

⁶ Cfr. G. ROSSI, *Diritto dell'ambiente*, Torino, 2008, 35 ss.; R. ROTA, *Profili di diritto comunitario dell'ambiente*, in P. DELL'ANNO - E. PICOZZA, *Trattato di diritto dell'ambiente*, vol. 1, *Principi generali*, Padova, 2012, 151 ss.

⁷ I principi di prevenzione e di precauzione trovano origini nell'ordinamento internazionale. La dichiarazione ministeriale di Bergen sullo sviluppo sostenibile del 16 maggio 1990, al par. 7, stabilisce, ad esempio: «*Al fine di raggiungere lo sviluppo sostenibile, le politiche devono essere fondate sul principio di precauzione. (...) In caso di rischio di danni gravi o irreversibili, la mancanza di un'assoluta certezza scientifica non deve costituire un pretesto per rimandare l'adozione di misure per prevenire il degrado ambientale*». Il principio di precauzione è stato poi esplicitamente riconosciuto dalla Conferenza di Rio de Janeiro nel 1992, e figura nella Dichiarazione di Rio con la ben nota formulazione del principio 15: «*Per proteggere l'ambiente, gli Stati debbono applicare intensamente misure di precauzione a seconda delle loro capacità. In caso di rischio di danni gravi o irreversibili, la mancanza di un'assoluta certezza scientifica non deve co-*

Nel trattato di Lisbona, entrato in vigore il 1° dicembre 2009, viene compiuto un ulteriore passo in avanti, esprimendo a chiare lettere il principio dello sviluppo sostenibile dell'Europa nel quadro di un elevato livello di tutela e miglioramento qualitativo dell'ambiente. Particolare attenzione deve essere riservata all'art. 191 del Trattato in forza del quale *“la politica dell'Unione in materia ambientale contribuisce a perseguire i seguenti obiettivi: a) salvaguardia, tutela e miglioramento della qualità dell'ambiente, b) protezione della salute umana, c) utilizzazione accorta e razionale delle risorse naturali, d) promozione sul piano internazionale di misure destinate a risolvere i problemi dell'ambiente a livello regionale o mondiale e, in particolare, a combattere i cambiamenti climatici”*. Nella stessa disposizione trovano una felice sintesi i principi che hanno accompagnato l'evoluzione della normativa comunitaria in materia ambientale quali quelli della precauzione, dell'azione preventiva, del principio della correzione, in via prioritaria alla fonte, dei danni causati all'ambiente, e del principio «chi inquina paga».

Invero, come emerge dalla disciplina del trattato, il collegamento tra qualità dell'ambiente e tutela della salute umana è strettissimo. La politica ambientale dell'Unione si è peraltro fortemente caratterizzata nell'attenzione per i danni alla salute provocati da inquinamento atmosferico come dagli altri tipi di inquinamento (acque, rifiuti, ecc.). Rimozione degli effetti dell'inquinamento, prevenzione dei rischi e riparazione dei danni appaiono, dunque, obiettivi fondamentali e imprescindibili di qualunque politica ambientale.

Per evitare o ridurre (*recte*: minimizzare) il rischio ambientale (inteso come probabilità che si abbia un danno in seguito all'esposizione ad un pericolo ambientale) e quindi per evitare o ridurre possibili danni ambientali, si rende necessario acquisire ed analizzare complesse informazioni al fine di determinare se esista una relazione causale tra un agente inquinante ed effetti negativi (*adverse effects*) sull'ecologia e/o la salute umana⁸. Tali indagini sono

stituire un pretesto per rimandare l'adozione di misure efficienti in rapporto al loro costo volte a prevenire il degrado ambientale». Sul principio di precauzione nella dottrina, si veda ampiamente, G. SCHERILLO, *Sul principio di precauzione nella scienza e nella tecnica dubbi e certezze* in *Dir. e gestione dell'ambiente*, 2001; D. AMIRANTE, *Il principio precauzionale fra scienza e diritto. Profili introduttivi* in *Dir. e gestione dell'ambiente*, 2001, 18, ss.; S. GRASSI, *Prime osservazioni sul principio di precauzione come norma di diritto positivo* in *Dir. e gestione dell'ambiente*, 2001, 37, ss.; M.C. NANNA, *Principio di precauzione e lesioni da radiazioni non ionizzanti*, Napoli, 2003; P. SAVONA, *Il principio di precauzione e il suo ruolo nel sindacato giurisdizionale sulle questioni scientifiche controverse*, disponibile su www.federalismi.it, 28 dicembre 2011.

⁸ Nel processo di analisi del rischio vengono utilizzate competenze multidisciplinari: chimica, biologia, geologia, tossicologia, epidemiologia per tutte le attività

peraltro assunte a base di politiche di regolamentazione e di risanamento.

Per gestire il rischio ambientale - una variabile largamente usata per mitigare e controllare gli effetti avversi d'interesse sanitario associabili ad attività antropiche - si è fatto ricorso al concetto di precauzione inteso come adozione preventiva di interventi cautelativi finalizzati a compensare l'incertezza che affligge le valutazioni scientifiche⁹. Il principio di precauzione è finalizzato ad assicurare un alto livello di protezione alla salute umana ed all'ambiente, in caso di un rischio individuato da una preliminare valutazione scientifica obiettiva: la valutazione scientifica obiettiva del rischio (di un danno grave e irreversibile, di pericolosità o meno di certi prodotti o tecnologie e così via) consente di esprimere una prognosi possibilmente univoca e di gestire il rischio analizzato, scegliendo di adottare i risultati della ricerca, ovvero di discostarsi dagli stessi.

La funzione preventiva è stata positivizzata nell'ordinamento italiano dall'art. 301, comma 1 del Codice dell'Ambiente (d. lgs n. 152/2006) secondo cui *"in caso di pericoli, anche solo potenziali, per la salute umana e per l'ambiente, deve essere assicurato un alto livello di protezione"*; il successivo comma specifica la nozione di "rischio" che deve *"essere individuato a seguito di una preliminare valutazione scientifica obiettiva"*. In caso di emersione del suddetto rischio spetterà all'operatore interessato segnalare senza indugio la situazione alle competenti Autorità (Comune, Provincia, Regione nonché il Prefetto della provincia che nelle ventiquattro ore successive, informa il Ministro dell'ambiente) ed adottare, a proprie spese, le necessarie misure di prevenzione e di messa in sicurezza. Il Ministero dell'ambiente, anche prescindendo da detta segnalazione può chiedere all'operatore di fornire informazioni su qualsiasi minaccia imminente di danno ambientale o su casi sospetti di tale minaccia imminente; ordinare all'operatore di adottare le specifiche misure di prevenzione considerate necessarie, precisando le metodologie da seguire; adottare egli stesso le misure di prevenzione necessarie (art. 304, d. lgs n. 152/2006).

di analisi di laboratorio e studi sul campo; chimica, biologia, medicina, statistica, scienza politica ecc. nella fase di valutazione del rischio; economia, politica, diritto, etica nella fase di controllo del rischio.

⁹ Per una recente applicazione del principio di precauzione concernente la presunta nocività sia all'ambiente sia alla salute umana di additivi metallici nei combustibili si veda Corte di Giustizia CE, sez. IV, 8 luglio 2010, n. 343 con nota di A. GRATANI, *L'inquinamento atmosferico dall'utilizzo di additivi metallici nei veicoli: tra dubbi e ricerca continua di dati scientifici attendibili*, in *Riv. giur. ambiente*, 2011, 1, 187 ss.

Fra i principali strumenti attuativi del principio di precauzione possono essere ricordate la Valutazione Ambientale Strategica (VAS), la Valutazione di Impatto Ambientale (VIA) e l'Autorizzazione Integrata Ambientale (AIA): procedure che, fermo restando il rispetto delle norme di qualità ambientale, basano sulla valutazione scientifica delle singole attività la possibilità di condizionare le autorizzazioni alla prescrizione di ulteriori iniziative finalizzate a garantire una maggiore protezione della salute e dell'ambiente.

Tuttavia, una volta che il danno ambientale si sia prodotto, l'ordinamento italiano privilegia le forme di tutela ripristinatorie dello stato della risorsa alle misure risarcitorie. In caso di *"deterioramento significativo e misurabile, diretto o indiretto, di una risorsa naturale o dell'utilità assicurata da quest'ultima"*¹⁰, spetterà all'operatore porre in essere forme di ripristino concordate con il Ministero dell'Ambiente. Solo in subordine a tali misure di risarcimento in forma specifica è previsto il risarcimento per equivalente patrimoniale.

Dal punto di vista soggettivo, la responsabilità per danno ambientale era imputata ai sensi dell'art. 18 della legge n. 349/1986 all'autore del *"fatto doloso o colposo in violazione di disposizioni di legge o di provvedimenti adottati in base a legge che comprometta l'ambiente, ad esso arrecando danno, alterandolo, deteriorandolo o distruggendolo in tutto o in parte"*. Si profilava, così, una responsabilità aquiliana per l'autore dell'illecito in capo al quale sorgeva una obbligazione di risarcimento nei confronti dello Stato. A livello comunitario, invece, la Direttiva 2004/35/CE ha introdotto un sistema di imputazione della responsabilità differenziato a seconda che le attività professionali esercitate¹¹ fossero ritenute o meno ad alto rischio: nel primo caso la responsabilità dell'autore parrebbe essere di tipo oggettivo, nel secondo una responsabilità a titolo di dolo o colpa. Il legislatore italiano, invece, sembrerebbe non aver preso una chiara posizione in merito visto che l'art. 311 del d. lgs n. 152/2006 stabilisce che *"Chiunque realizzando un fatto illecito, o omettendo attività o comportamenti doverosi, con violazione di legge, di regolamento, o di provvedimento amministrativo, con negligenza, imperizia, imprudenza o violazione di norme tecniche, arrechi danno all'ambiente, alterandolo, deteriorandolo o*

¹⁰ Cfr. art. 300, comma 1, d. lgs 152/2006.

¹¹ Ai sensi dell'art. 2, par. 7 della Direttiva 2004/35/CE "per attività professionale" deve intendersi *"qualsiasi attività svolta nel corso di un'attività economica, commerciale o imprenditoriale, indipendentemente dal fatto che abbia carattere pubblico o privato o che persegua o meno fini di lucro"*.

distruggendolo in tutto o in parte, è obbligato all'effettivo ripristino a sue spese della precedente situazione...¹².

La Commissione Europea, negli anni, rilevato che la valutazione degli effetti sulla salute non costituiva un elemento particolarmente importante nella prassi in uso, invitava gli Stati membri, ad adottare un approccio più sistematico. È stato così formalizzato il concetto di VIS (valutazione di impatto sanitario - *health impact assessment*) nella Carta di Consenso di Goteborg del 1999, sulla base di studi affidati ad un gruppo di esperti dall'Organizzazione mondiale per la sanità. Lo scopo principale della VIS è quello di migliorare le informazioni che supportano i processi decisionali che hanno luogo al di fuori del settore sanitario, chiarendone le possibili future conseguenze per la salute sia della popolazione in generale che di gruppi specifici, e dando la possibilità di attuare eventuali modifiche o accorgimenti atti a mitigare o evitare eventuali effetti negativi. La VIS prevede anche un processo di coinvolgimento esplicito dei diversi attori interessati dalle decisioni oggetto della valutazione, ed è utilizzata in maniera crescente in ambito internazionale e nazionale, dove va ad affiancarsi o ad integrare altri processi di valutazione critica, quali le valutazioni di impatto ambientali, le valutazioni di impatto strategiche, quelle di impatto sociale, o di sostenibilità.

La VIS è stata, infatti, adottata dal piano sanitario strategico europeo a partire dal 2001 e quindi ripresa anche da paesi extraeuropei (Canada, Nuova Zelanda).

In questo quadro si inserisce oggi anche la legge della Regione Puglia n. 21 del 24 luglio 2012 sulla Valutazione del danno sanitario (VDS) e così rubricata: "*Norme a tutela della salute, dell'ambiente e del territorio sulle emissioni industriali inquinanti per le aree pugliesi già dichiarate ad elevato rischio ambientale*". Dopo alcune esperienze di alcuni enti locali (comune di Forlì, provincia di Firenze), la Regione ha promosso l'utilizzo dello strumento sia per valutare gli effetti sulla salute di nuove attività produttive potenzialmente inquinanti, sia attività economiche in essere (c.d. VIS retrospettiva).

Senza scendere sul terreno tecnico, deve ritenersi che la VIS consiste in un processo di valutazione degli effetti sulla salute dell'inquinamento attraverso gli strumenti dell'epidemiologia e della tossicologia ma anche della sociologia e dell'economia.

¹² Cfr. G. ROSSI, *Diritto dell'ambiente*, Torino, 2008, 108.

Valutazione di impatto sanitario, tutela dell'ambiente e della salute ed informazioni ambientali (E-PRTR)

E' di tutta evidenza come la valutazione di impatto ambientale presuppone l'acquisizione di idonei elementi conoscitivi sia al fine di delimitare l'estensione dei danni possibili, sia delle produzioni inquinanti. Uno strumento operativo di fondamentale importanza ai fini di una compiuta analisi del rischio (sia la fase di valutazione del rischio cd. *risk assessment*, sia la fase di controllo del rischio c.d. *risk management* vale a dire la fase di formulazione delle politiche di risposta al rischio) è indubbiamente il registro integrato delle emissioni e dei trasferimenti di sostanze inquinanti (Pollutant Release and Transfer Register - PRTR): uno strumento efficace sotto il profilo dei costi per promuovere il miglioramento delle prestazioni ambientali, consentire al pubblico di accedere alle informazioni sulle emissioni di sostanze inquinanti e sui trasferimenti fuori sito di rifiuti e sostanze inquinanti e per seguire le evoluzioni in atto, dimostrando i progressi compiuti nella riduzione dell'inquinamento, controllando l'attuazione di determinati accordi internazionali, definendo le priorità e valutando i progressi realizzati attraverso le politiche e i programmi comunitari e nazionali in materia ambientale.

La rilevanza della fase dell'acquisizione delle informazioni, del monitoraggio, della valutazione degli effetti sulla salute è pienamente apprezzata e percepita nel Sesto programma comunitario di azione in materia di Ambiente¹³ ove viene espressamente stabilita: *la necessità di ridurre l'inquinamento a livelli tali che limitino al minimo gli effetti nocivi per la salute umana, con particolare riferimento alle popolazioni sensibili, e per l'ambiente nel suo complesso, di migliorare le attività di monitoraggio e valutazione della qualità dell'aria, compresa la deposizione degli inquinanti, e di informare il pubblico; considera, ai fini della tutela della salute umana e dell'ambiente nel suo complesso, particolarmente importante combattere alla fonte l'emissione di inquinanti nonché individuare e attuare le più efficaci misure di riduzione delle emissioni a livello locale, nazionale e comunitario*. Nello stesso documento, viene sottolineata allo stesso tempo la necessità di incoraggiare l'offerta di informazioni accessibili ai cittadini sulla situazione e sulle tendenze in materia di ambiente nei settori sociale, economico e sanitario e di sensibilizzare il pubblico su tutte le tematiche ambientali.

¹³ Adottato con la decisione n. 1600/2002/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 22 luglio 2002.

Considerando quanto innanzi, il Legislatore comunitario ha adottato il regolamento n. 166/2006¹⁴, con il quale ha istituito un registro integrato delle emissioni e dei trasferimenti di sostanze inquinanti a livello comunitario (di seguito «PRTR europeo»), sotto forma di banca dati elettronica accessibile al pubblico, e ne stabilisce le regole di funzionamento onde attuare il protocollo UNECE sui registri delle emissioni e dei trasferimenti di sostanze inquinanti (di seguito «protocollo») e onde facilitare la partecipazione del pubblico al processo decisionale in materia ambientale nonché contribuire alla prevenzione e alla riduzione dell'inquinamento ambientale (così l'art 1 del citato reg. n. 166/2006).

I registri delle emissioni e dei trasferimenti di sostanze inquinanti (Pollutant Release and Transfer Register - PRTR) sono uno strumento efficace sotto il profilo dei costi per promuovere il miglioramento delle prestazioni ambientali, consentire al pubblico di accedere alle informazioni sulle emissioni di sostanze inquinanti e sui trasferimenti fuori sito di rifiuti e sostanze inquinanti e per seguire le evoluzioni in atto, dimostrando i progressi compiuti nella riduzione dell'inquinamento, controllando l'attuazione di determinati accordi internazionali, definendo le priorità e valutando i progressi realizzati attraverso le politiche e i programmi comunitari e nazionali in materia ambientale.

Gli utenti hanno, infatti, la facoltà di accedere a informazioni relative alle emissioni e ai trasferimenti dei complessi industriali siti, ad esempio, nel proprio comune o paese, e possono raffrontarle con quelle di altri complessi siti in tutta Europa. È inoltre possibile accedere alle tendenze registrate nel corso degli anni. L'accesso ai dati offre ai cittadini europei informazioni importanti in materia di tutela dell'ambiente e della salute e promuove azioni volte a ridurre gli impatti ambientali¹⁵. Il registro fornisce, inoltre, alle

¹⁴ REGOLAMENTO (CE) N. 166/2006 DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO del 18 gennaio 2006 relativo all'istituzione di un registro europeo delle emissioni e dei trasferimenti di sostanze inquinanti.

¹⁵ Sull'accesso all'informazione ambientale si veda in dottrina G. RECCHIA (a cura di), *Informazione ambientale e diritto di accesso*, Padova, 2007; F. CARINGELLA, *Manuale di diritto amministrativo*, Roma, 2009, 938 ss.; L. R. PERFETTI (a cura di), *Corso di diritto amministrativo*, Padova, 2008, 338 ss.; R. CHIEPPA - R. GIOVAGNOLI, *Manuale di diritto amministrativo*, Milano, 2011, 555 ss.; C. GIURDANELLA - C. PUZZO, *L'accesso ai documenti amministrativi*, Milano, 2010, 84 ss.; G. CANGELOSI, *Tutela dell'ambiente e territorialità dell'azione ambientale*, Milano, 2009, 22 ss.; M. FRATINI - R. GIOVAGNOLI, *Il diritto di accesso*, Milano, 2008, 342 ss.; A. PIEROBON, *Diritto di informazione e di accesso ai documenti e diritto ambientale a raffronto*, in *Azienditalia*, 2008, 1, 42 ss.; R. CARIDÀ, *Considerazioni in tema di accesso alle informazioni ambientali*, in *Federalismi.it* - *Rivista di diritto pubblico italiano, comunitario e comparato*, 25 marzo 2009, 6 ss.

aziende la possibilità di offrire informazioni al pubblico e mostrare il proprio impegno a favore dell'ambiente, monitorando i dati relativi all'inquinamento del loro settore. L'E-PRTR mira inoltre a fornire ai governi, alle autorità competenti, ai legislatori e agli scienziati una banca dati coerente e paneuropea sulle emissioni e sui trasferimenti industriali. Sotto diverso profilo, un PRTR integrato e coerente fornisce al pubblico, all'industria, agli scienziati, alle compagnie assicurative, agli enti locali, alle organizzazioni non governative e agli altri responsabili in campo decisionale una solida banca dati per i raffronti e per le decisioni future in campo ambientale (così il reg n. 166/2006, considerando n. 4).

La riprova di quanto appena ricordato è data dal recente rapporto dell'Agenzia Europea per l'Ambiente (EEA) (*Revealing the costs of air pollution from industrial facilities in Europe* - EEA Technical report No 15/2011, che proprio avvalendosi dei dati contenuti nel Registro europeo delle emissioni (E-PRTR), definisce il costo complessivo delle emissioni inquinanti da impianti industriali su salute e ambiente. Secondo il rapporto, i costi dei danni alla salute e all'ambiente causati dall'inquinamento atmosferico derivanti dai 10.000 più grandi impianti inquinanti in Europa sono impressionanti: solo l'inquinamento atmosferico è, infatti, costato nel 2009 in media circa 200-330 euro ad ogni cittadino europeo. A ciò va aggiunto che la metà del costo totale stimato dei danni (tra 51 e 85 miliardi di euro) è stato causato da solo 191 strutture (grandi centrali elettriche, raffinerie, impianti di produzione industriali).

Il rapporto dell'agenzia europea fornisce un elenco degli impianti che contribuiscono maggiormente a produrre i costi dei danni alla salute e all'ambiente derivanti dall'inquinamento atmosferico di origine industriale. Come dichiarato dal direttore esecutivo dell'EEA Jacqueline McGlade *"i costi sono calcolati utilizzando i dati sulle emissioni indicate dagli stessi impianti"* a cui vanno evidentemente aggiunti quelli *"nascosti di inquinamento"* spesso non stimati o rilevabili solo a distanza di anni dal momento in cui sono stati provocati (perché subiti dalle generazioni future).

Paesi come Germania, Polonia, Regno Unito, Francia e Italia, dove si trovano un elevato numero di strutture di grandi dimensioni, contribuiscono maggiormente a produrre tali costi. Tuttavia, quando i costi dei danni sono ponderati in un tentativo di riflettere la produttività delle economie nazionali, l'ordinamento dei paesi cambia in modo significativo. Le emissioni provenienti

da paesi come Bulgaria, Romania, Estonia, Polonia e Repubblica Ceca sono quindi relativamente più importanti in relazione ai costi dei danni.

Il rapporto dimostra la forte connessione tra effetti degli agenti inquinanti e danno alla salute umana. Gli inquinanti atmosferici primari emessi nel corso dei processi di combustione di qualsiasi natura (monossido e biossido di carbonio, i ossidi di azoto, le polveri, l'anidride solforosa, diossina) provocano in particolare alcune malattie sempre più diffuse come: cancro, disturbi del sistema immunitario, allergie e asma. Gli inquinanti primari, dopo l'emissione, sono soggetti a processi di diffusione, di trasporto, di deposizione e subiscono inoltre dei processi di trasformazione chimico - fisica che possono portare alla formazione degli inquinanti secondari, spesso ancora più tossici.

Istituzione ed evoluzione dell'E-PRTR

La dichiarazione di Rio del 1992 ha dato un forte impulso al monitoraggio e all'informazione ambientale. Proprio a seguito di quanto convenuto in quella sede, fu avanzata e poi raccolta l'idea di istituire una serie di inventari delle emissioni per offrire al pubblico l'accesso a informazioni sulle sostanze inquinanti. Nell'UE, l'adozione di strumenti di informazione ambientale venne concretizzata per la prima volta nel 1996 grazie alla direttiva sulla prevenzione e la riduzione integrate dell'inquinamento (IPPC), cui seguì nel 2000 l'adozione della decisione della Commissione in merito all'attuazione del Registro europeo delle emissioni inquinanti (EPER)¹⁶. Nel 1998 entrò in vigore la convenzione UNECE sull'accesso alle informazioni, la partecipazione del pubblico ai processi decisionali e l'accesso alla giustizia in materia ambientale, conosciuta come Convenzione di Aarhus, volta ad assicurare al pubblico il diritto di accesso alle informazioni ambientali¹⁷. Nell'ambito della Convenzione, il 21 maggio 2003 venne

¹⁶ In tema di recepimento delle Direttive comunitarie in materia ambientale nell'ordinamento italiano si veda G. MASTRODONATO, *The implementation of EC Directives in Italy: the Environmental Code and the Transversal Tools*, in *European Energy and Environmental Law Review*, 2010, 2, 80 ss

¹⁷ Sul tema si veda I. CASU, *L'informazione ambientale nel diritto internazionale e dell'Unione europea*, in *Studi sull'integrazione europea*, 2010, 1, 177 ss.; A. TANZI - E. FASOLI - L. IAPICHINO (a cura di), *La convenzione di Aarhus e l'accesso alla giustizia in materia ambientale*, Padova, 2011; M. MACCHIA, *La compliance al diritto amministrativo globale: il sistema di controllo della convenzione di Aarhus*, in *Riv. trim. dir. pubbl.*, 2006, 3, 639 ss.

adottato, nel corso di una riunione straordinaria delle parti alla convenzione di Aarhus, uno specifico protocollo sui registri delle emissioni e dei trasferimenti di sostanze inquinanti (PRTR), entrato in vigore a ottobre 2009.

L'obiettivo di tutti questi strumenti era sviluppare metodi che garantissero una reale partecipazione dei cittadini alle questioni ambientali, migliorando l'accesso del pubblico alle informazioni in materia ambientale.

Al fine di consentire l'attuazione del protocollo PRTR, è stato istituito il Registro europeo delle emissioni e dei trasferimenti di sostanze inquinanti (E-PRTR) mediante il regolamento (CE) n.166/2006, che risulta in alcuni casi più rigoroso del protocollo, poiché richiede la comunicazione dei dati relativi a 5 sostanze inquinanti supplementari e impone il rispetto di soglie più severe per altre 6 sostanze inquinanti. L'European Pollutant Release and Transfer Register (E-PRTR) consente di accedere ai dati ambientali inviati dai complessi industriali situati negli stati membri dell'UE (compresi Islanda, Norvegia e Svizzera). Questo registro, che sostituisce il precedente Registro europeo delle emissioni inquinanti (EPER - istituito con la decisione 2000/479/C), è stato attivato nel novembre 2009 dalla Commissione europea e dall'Agenzia europea dell'ambiente allo scopo di migliorare l'accesso del pubblico alle informazioni ambientali.

L'origine del registro ha un percorso articolato, che collega la direttiva IPPC (*Integrated Pollution Prevention and Control*) finalizzata alla prevenzione e controllo integrato dell'inquinamento provocato da settori industriali, con la convenzione di Aarhus sull'accesso alle informazioni in materia ambientale. Va, infatti, avvertito che la maggior parte dei complessi industriali interessati dall'E-PRTR svolge attività classificate nella direttiva IPPC (direttiva 2008/1/CE sulla prevenzione e la riduzione integrate dell'inquinamento). La direttiva IPPC impone ai complessi industriali rientranti nel suo raggio d'azione di operare in conformità ai permessi contenenti valori limite di emissioni basati sulle migliori tecniche disponibili (MTD), intese a evitare o, ove ciò non sia possibile, ridurre in modo generale le emissioni e l'impatto sull'ambiente. Per ulteriori informazioni sulla direttiva IPPC, si rimanda al sito Web della Commissione sull'IPPC e al sito Web IRIS (sistema informativo di comunicazione delle emissioni industriali).

La disciplina contenuta nel regolamento CE n. 166/2006

L'E-PRTR include i 27 Stati membri dell'UE, l'Islanda, il Liechtenstein, la Norvegia, la Serbia e Svizzera. Il registro contiene dati comunicati da circa 28 000 complessi industriali e relativi a 65 attività economiche nell'ambito dei seguenti 9 settori industriali:

- Settore energetico
- Produzione e trasformazione dei metalli
- Industria mineraria
- Industria chimica
- Gestione dei rifiuti e delle acque reflue
- Produzione e lavorazione della carta e del legno
- Allevamento intensivo e acquacoltura
- Prodotti animali e vegetali del settore alimentare e delle bevande
- Altre attività

Nel registro vengono forniti dati relativi a 91 sostanze inquinanti classificate in 7 gruppi:

- Gas a effetto serra
- Altri gas
- Metalli pesanti
- Pesticidi
- Sostanze organiche clorurate
- Altre sostanze organiche
- Sostanze inorganiche

Un complesso industriale ha l'obbligo di comunicare dati all'E-PRTR qualora soddisfi i seguenti criteri:

- Il complesso rientra in almeno una delle 65 attività economiche elencate nell'allegato I del regolamento E-PRTR e supera almeno una delle soglie di capacità definite dall'E-PRTR;
- Il complesso effettua trasferimenti di rifiuti fuori sito oltre le soglie specifiche definite nell'articolo 5 del regolamento;
- Il complesso emette sostanze inquinanti oltre le soglie specifiche definite per ciascun comparto (aria, acqua e suolo) nell'allega-

to II del regolamento E-PRTR;

I dati che ciascun complesso industriale ha l'obbligo di comunicare qualora superi le soglie definite riguardano:

- Le emissioni nell'aria, nell'acqua e al suolo di una qualsiasi fra le 91 sostanze inquinanti incluse nell'E-PRTR;
- I trasferimenti fuori sito di una qualsiasi fra le 91 sostanze inquinanti incluse nell'E-PRTR nelle acque reflue destinate al trattamento al di fuori del complesso;
- I trasferimenti fuori sito di rifiuti (comunicati in tonnellate/anno) a fini di recupero o smaltimento; in relazione agli spostamenti transfrontalieri di rifiuti pericolosi in uscita dal paese con l'obbligo di comunicazione, è inoltre necessario fornire i dettagli di chi si farà carico di tali rifiuti.

I dati comunicati relativi alle emissioni comprendono qualsiasi introduzione di una delle sostanze inquinanti elencate nell'ambiente in seguito a qualsiasi attività umana, volontaria o involontaria, abituale o straordinaria, presso il sito del complesso industriale.

I dati vengono comunicati dai singoli complessi industriali alle autorità competenti su base annua. Le autorità nazionali raccolgono i dati e ne controllano la qualità, quindi li inviano alla Commissione europea e all'Agenzia europea dell'ambiente, dove verranno elaborati e infine divulgati tramite il sito Web. Per ulteriori informazioni sulle procedure di comunicazione e sui contenuti, si rimanda al documento di orientamento sull'E-PRTR.

Il registro contiene le emissioni rilasciate e i trasferimenti di rifiuti relativi all'anno 2007, 2008 e 2009. A partire dal 2010, i dati disponibili nel registro vengono aggiornati a maggio di ogni anno. L'Agenzia europea dell'ambiente (AEA) aiuta la Commissione europea nelle operazioni di controllo dei dati per l'E-PRTR. Ai fini della revisione informale dei dati dell'E-PRTR del 2007, 2008 e 2009, sono stati coinvolti i suoi tre centri dati europei. In una prima fase, i paesi partecipanti hanno ricevuto un feedback dettagliato in merito alla qualità dei dati dell'E-PRTR. I controlli sono consistiti in una valutazione del numero di complessi industriali e di rapporti sulle emissioni, dei quantitativi di emissioni e di trasferimenti comunicati, delle richieste di riservatezza, delle emissioni accidentali ecc..

Nella seconda fase, i dati dell'E-PRTR sono stati quindi raffrontati con i dati raccolti nell'ambito della Convenzione sull'inquinamento atmosferico transfrontaliero a grande distanza, della Convenzione quadro delle Nazioni Unite sui cambiamenti climatici e del Sistema per lo scambio di quote di emissione dell'UE (per le

emissioni nell'aria), con i dati comunicati a Eurostat e AEA (per i rifiuti e per i movimenti transfrontalieri di rifiuti) e con i dati raccolti da AEA e WISE, il sistema informativo europeo in materia di acque (per le emissioni nell'acqua). L'obiettivo è evidenziare le differenze e le possibili incoerenze fra i dati raccolti nell'ambito di diversi obblighi di comunicazione, consentendo in tal modo ai paesi partecipanti di correggere i propri dati qualora venissero individuati errori. Gli obblighi di comunicazione sono da espletare su base annuale (nell'ambito dell'EPER, per il quale sono disponibili i dati degli anni di riferimento 2001 e 2004, su base triennale).

I gestori soggetti al regolamento E-PRTR hanno l'obbligo di fornire alle autorità competenti i migliori dati disponibili in relazione alle emissioni prodotte e ai trasferimenti effettuati dai loro complessi industriali. È poi compito delle autorità nazionali competenti valutare la qualità dei dati e se le informazioni fornite dai singoli complessi siano conformi in termini di completezza, coerenza e precisione. Per ulteriori informazioni sulle procedure di controllo e garanzia della qualità in ciascuno Stato membro dell'UE, si rimanda al documento di orientamento sull'E-PRTR e ai collegamenti ai registri nazionali già esistenti.

Gli Stati membri, la Commissione e l'Agenzia europea dell'ambiente (AEA) controllano la conformità dei dati inviati al formato di comunicazione concordato mediante differenti procedure di validazione automatica. Tale validazione riguarda informazioni chiave, quali il tipo di sostanze inquinanti, i codici dei settori industriali, le coordinate geografiche e il formato dei dati, e viene eseguita obbligatoriamente prima dell'inserimento dei dati nel registro E-PRTR.

I set di dati vengono valutati e rivisti anche tramite un raffronto effettuato con i dati comunicati nell'ambito del precedente registro EPER e un controllo geografico.

Il DPR n. 157/2011: attuazione del Regolamento E-PRTR in Italia

Nel dare attuazione al Regolamento n. 166/2006, il D.P.R. 11 luglio 2011 n. 157 reca la disciplina avente ad oggetto l'istituzione di un Registro europeo delle emissioni e dei trasferimenti di sostanze inquinanti e che modifica le Direttive n. 91/689/Cee e n. 96/61/Ce. Al riguardo va ricordato che l'art. 20 del Regolamento (Ce) n. 166/2006 aveva demandato all'iniziativa dei singoli Stati membri la designazione delle autorità competenti in sede nazionale, le modalità «pratiche» di espletamento degli adempimenti a carico dei diversi

soggetti, la fissazione delle sanzioni per inadempienza agli obblighi previsti, la definizione degli obblighi dei gestori, la fissazione dei contenuti della comunicazione, le modalità attraverso le quali garantire la pubblicità dei dati e la sensibilizzazione del pubblico. Invero il d.p.r. n. 157 citato contiene la disciplina attuativa indicata fatta eccezione delle sanzioni (in forza del principio di legalità che governa la materia sanzionatoria occorre un apposito Decreto Legislativo).

Invero, contenuti e modalità di presentazione, obblighi posti a carico dei gestori dei complessi sono precisati nelle Linee Guida e nelle istruzioni di cui all'Allegato II del Regolamento nazionale, oltre che nelle varie Schede che compongono il Questionario della Dichiarazione PRTR, da compilarsi ad opera dei gestori dei complessi rientranti nel campo d'applicazione del Regolamento (Ce) n. 166/2006, che risulta riportata in Appendice al decreto, restando in ogni caso confermata la prassi, divenuta ormai consuetudine, dell'invio in forma telematica.

La Legge regionale 24 luglio 2012: valutazione del danno sanitario

Con la Legge Regionale n. 21 del 24 luglio 2012 la Regione Puglia è la prima Regione italiana ad introdurre nel proprio ordinamento giuridico lo strumento della Valutazione del danno sanitario (Vds) col precipuo fine *“di prevenire ed evitare un pericolo grave, immediato o differito, per la salute degli esseri viventi e per il territorio regionale”*¹⁸. Le disposizioni previste dalla legge regionale in esame, infatti, si applicano agli stabilimenti insediati nelle aree di Brindisi e Taranto in quanto *“aree a elevato rischio di crisi ambientale”* ed in quelle dichiarate *“Siti di interesse nazionale di bonifica”* giusta art. 252 del d. lgs 152/2006.

La potestà legislativa sul tema deriva direttamente dal dettato costituzionale (art. 117 Cost.) e dalla relativa interpretazione fornita dalla Corte Costituzionale che si è spesso pronunciata sul tema della ripartizione delle competenze nella *“materia”* tutela ambientale¹⁹. Come precisato dal dettato legislativo in esame la Vds *“è realizzata nell'ambito delle competenze attribuite alla Regione in materia di protezione dell'ambiente e della salute delle popolazioni.”*²⁰.

¹⁸ Cfr. art. 1, co. 1, L.R. 21/2012.

¹⁹ In dottrina si veda G. MASTRODONATO, *La prevalenza statale e il ruolo regionale nella giurisprudenza sulla tutela dell'ambiente*, in Foro amm. CDS, 2011, 6, 1817 ss..

²⁰ Cfr. art. 2, co. 1, L.R. 21/2012.

L'art. 2, comma 1 della legge regionale n. 21/2012 dispone che l'Agenzia regionale dei servizi sanitari (Ares), l'Agenzia regionale per la prevenzione e la protezione dell'ambiente della Puglia (Arpa) e l'Azienda sanitaria locale (Asl) dovranno, insieme, redigere un rapporto di Valutazione del danno sanitario (Vds) anche sulla base del registro tumori regionale e delle mappe epidemiologiche sulle principali malattie a carattere ambientale²¹. Una volta redatto il rapporto Vds, esso è inoltrato alle aziende interessate per la formulazione di eventuali osservazioni che dovranno essere prese in considerazione dalle succitate Autorità. Il rapporto, successivamente, verrà trasmesso alla Giunta regionale per la relativa presa d'atto. La Giunta, in tempi brevi, con un regolamento, fisserà i criteri metodologici utili per la redazione del rapporto Vds; entro 90 giorni dalla approvazione di detto regolamento attuativo dovrà essere redatto il primo rapporto che, successivamente, avrà cadenza annuale.

Solo attraverso una intesa attività collaborativa tra dette Autorità è possibile conseguire l'obiettivo di un continuo monitoraggio, campionamento ed analisi dei valori di emissione necessario a prevenire e contrastare l'inquinamento ambientale. La combinazione delle conoscenze tecniche, infatti, permette una più efficace ed efficiente lotta alle emissioni tramite una rigorosa analisi dei dati. Qualora gli stabilimenti impieghino per le loro attività produttive materiali e composti polverulenti per i quali non risulta tecnicamente possibile la quantificazione delle relative emissioni, devono essere dotati di idonei sistemi atti a prevenire ed evitare il diffondersi nell'ambiente circostante di polveri tal quali o derivanti da processi produttivi.

Giusta art. 3, comma 1 della Legge Regionale in esame, quando la valutazione evidenzia criticità, gli stabilimenti industriali dovranno ridurre le emissioni in atmosfera degli inquinanti: le aziende obbligate alla riduzione dei valori di emissione, successivamente alla pubblicazione sul Bollettino Ufficiale della Regione Puglia (BURP) del rapporto Vds, presentano un "piano di riduzione" che indichi le misure e gli interventi da attuare per il conseguimento degli obiettivi di diminuzione prescritti. Quest'ultimo deve essere

²¹ Sul potere normativo delle Regioni di adottare le misure più adeguate a contrastare l'inquinamento atmosferico si veda F. MIDIRI, *La disciplina delle emissioni in atmosfera nel "testo unico ambiente"*, in *Riv. giur. ambiente*, 2010, 2, 273 ss.; E. TANZARELLI, *Inquinamento atmosferico e misure di limitazione alla circolazione di veicoli*, in *Riv. giur. ambiente*, 2008, 3/4, 599 ss.; S. GUARINO, *Un tributo del Giudice amministrativo al potere regionale di contrasto all'inquinamento atmosferico*, in *Riv. giur. ambiente*, 2011, 1, 125.

approvato entro trenta giorni dalle succitate Autorità. La riduzione sarà determinata in proporzione al danno accertato rispetto al valore medio calcolato sui dati disponibili dei precedenti cinque anni. Spetterà, poi all'ARPA Puglia effettuare le necessarie verifiche per valutare l'effettiva attuazione dei piani e l'efficacia delle misure previste. L'esecuzione del "piano di riduzione" avverrà a spese dei soggetti gestori e, in caso di mancata presentazione dello stesso ovvero di inadempimento agli obiettivi fissati, si può arrivare, dopo diffida, anche alla sospensione dell'esercizio dell'impianto.

OVERVIEW DEL RAPPORTO TECNICO N.15/2011 DELL'EEA "REVEALING THE COSTS OF AIR POLLUTION FROM INDUSTRIAL FACILITIES IN EUROPE".

FRANCESCO CUCCARO*

Introduzione

La presente è una breve relazione introduttiva che illustra i punti salienti del percorso di stima degli impatti proposto nel Rapporto tecnico n.15/2011 della European Environmental Agency, punti che saranno poi sviluppati dalle altre relazioni nel corso del workshop "Valutazione economica degli effetti sanitari dell'inquinamento atmosferico: la metodologia dell'EEA" di Taranto del 23 luglio 2012.

Gli effetti sanitari legati da inquinamento costituiscono una tipica esternalità negativa e possono essere quantificati e monetizzati.

In una economia perfettamente concorrenziale interesse privato e interesse sociale coincidono, guidati dalla "mano invisibile" del mercato, ma nella realtà esiste un profondo gap tra bisogni individuali e soluzioni socialmente sostenibili.

L'esternalità emerge quando una attività economica genera costi (esternalità negativa) o benefici (esternalità positiva) che ricadono su soggetti o gruppi diversi da coloro che l'hanno messa in atto, e non esiste una compensazione per la variazione di benessere indotta da tale attività. La pubblicazione dell'EEA, che prende esplicitamente in conto solo le esternalità negative, ha la peculiarità di attribuire i danni sanitari ed ambientali, espressi in termini di costo economico, alle singole industrie europee, oltre che a livello di Stato, fornendo un quadro facilmente leggibile dell'impatto sanitario industria-specifico.

* Dirigente Medico presso UO Statistica ed Epidemiologia ASL BT

Sintesi La metodologia dell'EEA

Il rapporto 'Revealing the costs of air pollution from industrial facilities in Europe', fornisce una lista delle industrie individuali che contribuiscono alla maggior parte degli effetti.

Fonte dei dati di emissione: European Pollutant Release and Transfer Register (E-PRTR)

Anno di riferimento: 2009

Sono considerati i danni prodotti da NMVOC (composti organici diversi dal metano), NO_x, SO_x, CO₂, PM₁₀, NH₃, inquinanti organici e metalli pesanti

Utilizzata la metodologia CAFE (Clean Air for Europe) per quantificare il danno alla salute in termini monetari, considerando il Valore della Vita Statistica (VSL) e il Valore di un Anno di Vita (VOLY)

191 (<2%) delle 10.000 industrie che hanno fornito dati determinano il 50% dei danni

622 (6%) delle industrie determinano il 75% dei danni

Normalizzazione utilizzando la produzione di CO₂ a livello di singola industria e il PIL a livello di Stato

Stima complessiva dei danni: la stima dei danni causati dalle industrie EPRTR nel 2009 è di 102-169 miliardi di Euro.

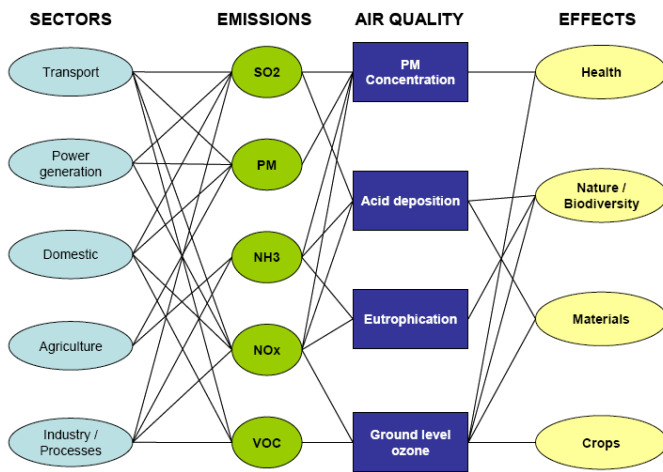
I dati di partenza per la stima dei costi sanitari sono quelli riportati dalle industrie nell'European Pollutant Release and Transfer Register (E-PRTR) del 2011 e che si riferiscono all'anno 2009 e non include l'inquinamento correlato ad attività esterne, quali traffico veicolare indotto, né a sostanze inquinanti eventualmente non riportate.

Il rapporto utilizza un approccio con modelli semplificati, sviluppato nell'ambito dell'European Union's Clean Air for Europe (CAFE) Programme, per quantificare, in termini monetari, i costi correlati alle emissioni di sostanze inquinanti, a partire, come detto, dalle emissioni autoriportate dalle aziende ell'E-PRTR.

Gli inquinanti considerati nel rapporto comprendono ammonio (NH₃), ossidi d'azoto (NO_x), composti organici volatili non metanici (NMVOC_s), particolato (PM₁₀) e ossidi di zolfo (SO_x), metalli pesanti (As, Cd, Cr, Ph, Hg, Ni), microinquinanti organici (benzene, diossine e furani, idrocarburi policiclici aromatici (IPA)), CO₂. Tutti questi inquinanti possono arrecare danno alla salute umana all'ambiente sia in modo diretto che indiretto (danni allo strato

d'ozono). I danni da CO₂, che sono di tipo non sanitario, sono calcolati con un approccio diverso rispetto a quello utilizzato per gli altri inquinanti, cioè come costo di abbattimento marginale stimato.

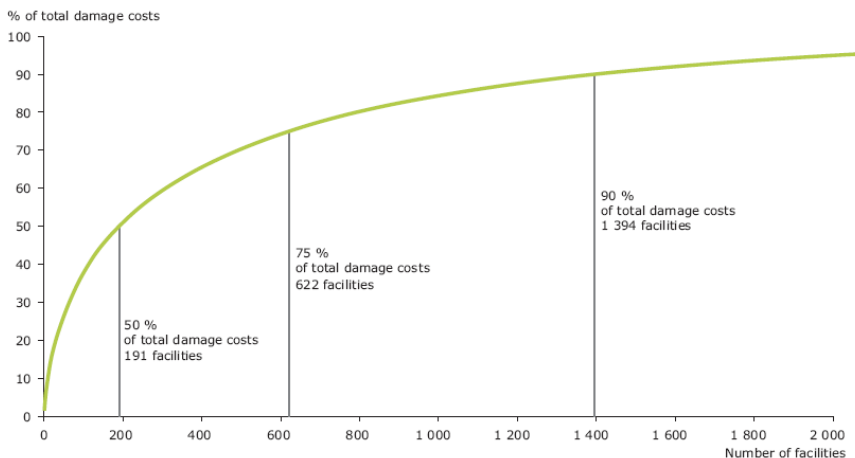
Figure 1: The problem of air pollution



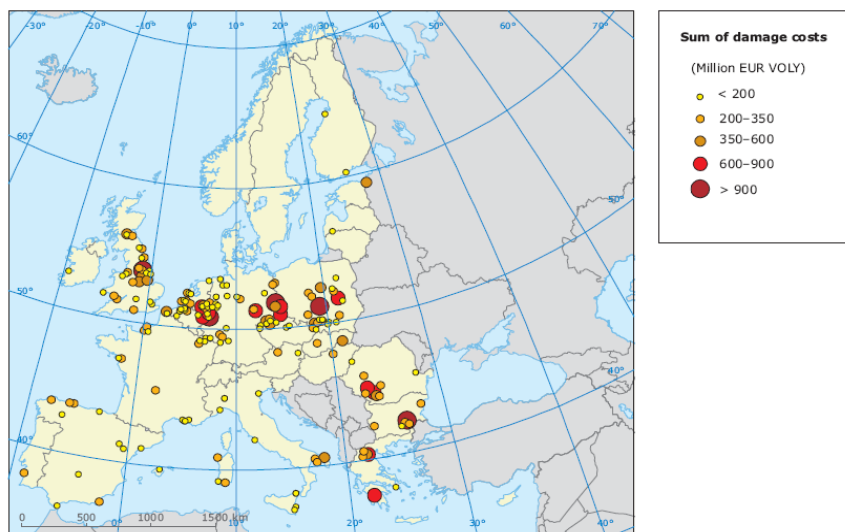
Source : RAINS, CBA, based on EEA, Air pollution in Europe 1990-2000, Topic report 4/2003

Per il 2009 è stato stimato un danno complessivo per tutte le industrie europee per cui è obbligatorio l'E-PRTR pari a 102-169 miliardi di Euro. È interessante osservare come un piccolo numero di industrie determini la maggior parte dei costi sanitari e ambientali.

Figure 1 Cumulative distribution of the 2000 E-PRTR facilities with the highest damage costs

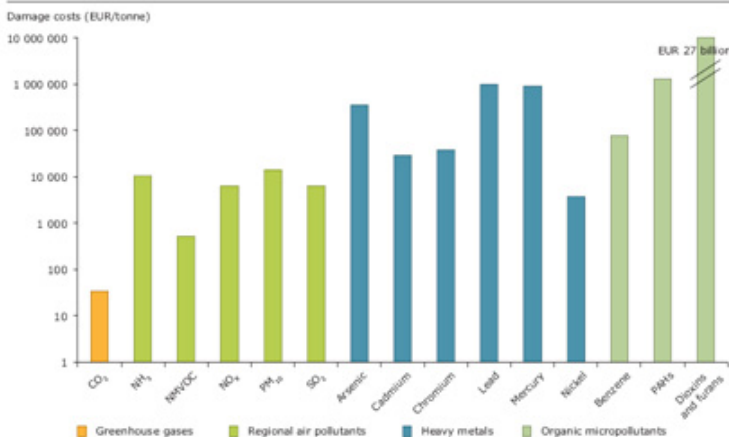


Map 1 Location of the 191 E-PRTR facilities that contributed 50 % of the total damage costs estimated for 2009



A livello di singola sostanza quelle che determinano un maggior danno per unità di massa sono diossine e furani.

Figure 3.1 Estimates of the European average damage cost per tonne emitted for selected air pollutants (note the logarithmic scale on the Y-axis)



Dal momento che le diverse industrie hanno una diversa efficienza energetica e non erano disponibili dati sul consumo di carburante, è stata tentata una normalizzazione attraverso l'uso di proxy. In particolare i costi dei danni legati alle emissioni delle singole aziende sono stati normalizzati in base alle tonnellate di

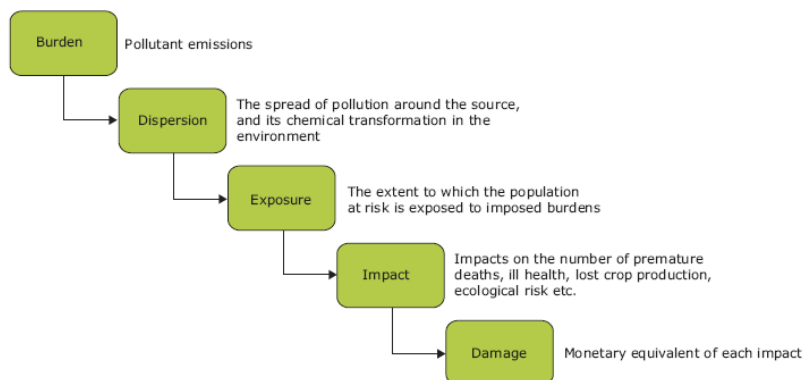
CO₂ prodotta, utilizzata come proxy del consumo di carburante e dunque di produzione (dopo la normalizzazione, ai primi posti per inquinamento aumenta il numero di industrie dei Paesi dell'Est e si riduce quello delle industrie tedesche), laddove a livello di Paese europeo, la normalizzazione è stata fatta in base al Prodotto Interno Lordo (PIL) e ad esempio l'Italia passa dal 5° al 21° posto, la Germania dal 1° al 13°.

La metodologia

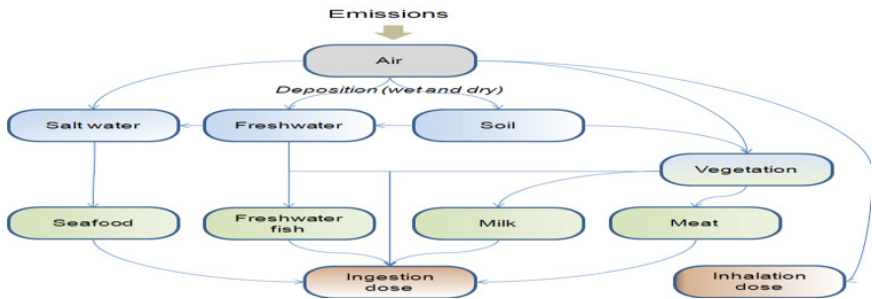
Le analisi presentate nel Rapporto dell'EEA, con eccezione di quelle sulla CO₂, si basano sull'Impact Pathway Approach sviluppato nel 1990 nell'ambito del progetto collaborativo europeo ExternE, e che segue una progressione stepwise per passare dalle emissioni degli inquinanti alla determinazione degli impatti sanitari e ambientali, con la successiva quantificazione del danno economico in termini monetari.

I percorsi sono più semplici quando riguardano un'unica via di introduzione dell'inquinante, come ad esempio quella inalatoria.

Si parte dal "pericolo" (hazard), ovvero dalle caratteristiche chimico-fisico tossicologiche intrinseche della sostanza, che ne determinano la tossicità, per passare alla distribuzione nell'ambiente attraverso modelli di dispersione, il contatto con la popolazione a rischio (esposizione), l'impatto in termine di mortalità, morbilità, danno ecologico e infine la monetizzazione di ciascun impatto.



Per alcune sostanze, i percorsi sono più complessi date le diverse vie di introduzione e i fenomeni di bioaccumulo. Non saranno oggetto di questa relazione.



Primo step: le emissioni

Sono oggetto del rapporto EEA i danni derivati dalle emissioni dell'anno 2009 di 9655 industrie, riportate nell'E-PRTR. Questo registro contiene informazioni per 32 Stati: I membri dell'Europa a 27 più Islanda, Liechtenstein, Norvegia, Serbia and Svizzera.

L'E-PRTR copre 91 sostanze e 65 aree economiche di dettaglio, corrispondenti alle seguenti macroaree: energia, metallurgia, industria mineraria, industria chimica, rifiuti, produzione di carta e legno, acquacoltura, produzione di alimenti e bevande.

Tra tutte le sostanze inquinanti inserite nell'E-PRTR sono state selezionate le seguenti: ammonio (NH_3), ossidi d'azoto (NO_x), composti organici volatili non metanici (NMVOC_3), particolato (PM_{10}) e ossidi di zolfo (SO_x), metalli pesanti (As, Cd, Cr, Ph, Hg, Ni), microinquinanti organici (benzene, diossine e furani, idrocarburi policiclici aromatici (IPA)), CO_2 .

Esistono soglie di emissione al di sotto delle quali le industrie non sono tenute a riportare i dati nell'E-PRTR. Per tale motivo, oltre che per il fatto che non sono presi in considerazione le emissioni indirette, come quelle legate a trasporto veicolare, i danni da inquinamento industriale presentati nel rapporto sottostimano il danno reale complessivo.

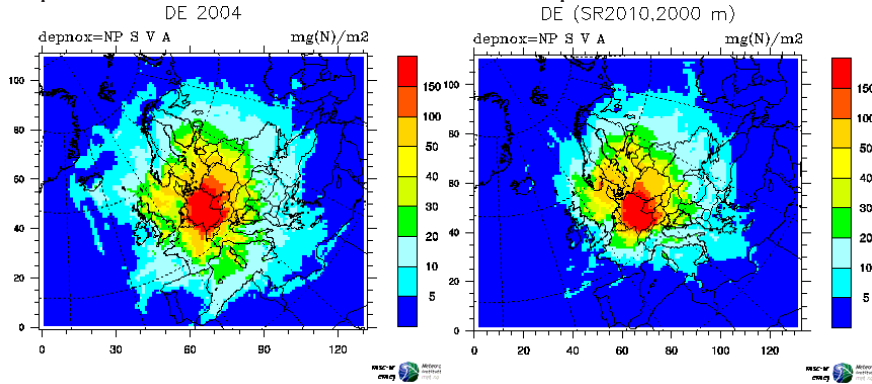
L'unità di misura delle emissioni è la tonnellata di sostanza emessa.

Secondo step: la dispersione intorno alla sorgente e le reazioni chimiche in atmosfera (le concentrazioni)

Questo step, insieme a quello sulla valutazione dell'esposizione sono trattati in modo poco approfondito nel Rapporto EEA, in quanto lo stesso si rifà alla metodologia di stima delle esternalità negative del progetto ExternE. Entrambi gli step sono comunque oggetto di ampia trattazione in due specifiche relazioni del workshop.

In breve la dispersione delle sostanze a partire dalla sorgente di-

pende da diversi fattori, tra cui i più importanti sono l'altezza dei camini, la velocità dei flussi di emissione, le informazioni meteorologiche. E' anche importante tenere in conto la produzione di inquinanti secondari e l'interazione tra inquinanti.



L'unità di misura è il $\mu\text{g} / \text{m}^3$ o unità equivalenti.

Terzo step: l'esposizione della popolazione

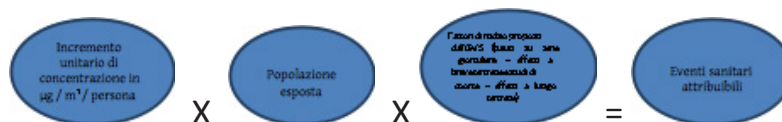
Anche per questo step è prevista una relazione specifica in cui viene ampiamente descritto il delicatissimo aspetto della valutazione dell'esposizione della popolazione a rischio.

Il metodo più semplice, ma anche più impreciso, prevede l'inserimento nei modelli EMEP dei dati sulla densità della popolazione Eurostat, che permette una valutazione proxy dell'esposizione.

L'unità di misura è il $\mu\text{g} / \text{m}^3 / \text{persona}$.

Quarto step: la valutazione degli impatti sanitari

In questo step sono calcolati gli effetti sanitari in termini di morbilità a breve e lungo termine e di mortalità, oltre che gli effetti ambientali in senso stretto (questi ultimi effetti non sono oggetto di trattazione in questa relazione).



L'unità di misura è il numero di eventi.

Non sono considerati tutti i possibili effetti sanitari e ambientali, ma una tabella riporta quali sono quelli computati e quali sono quelli esclusi, con la motivazione dell'esclusione (ad esempio gli effetti cronici legati all'inquinante secondario ozono sono esclusi perché pur essendo presenti elementi di sospetto di tale associazione in letteratura, gli stessi non risultano confermati).

Table A1.1 Quantified impacts for the major regional pollutants

Burden	Effect
Human exposure to PM _{2.5}	Chronic effects on: Mortality Adults over 30 years Infants Morbidity Bronchitis Acute effects on: Morbidity Respiratory hospital admissions Cardiac hospital admissions Consultations with primary care physicians Restricted activity days Use of respiratory medication Symptom days
Human exposure to ozone	Acute effects on: Mortality Morbidity Respiratory hospital admissions Minor restricted activity days Use of respiratory medication Symptom days
Exposure of crops to ozone	Yield loss for: barley, cotton, fruit, grape, hops, millet, maize, oats, olive, potato, pulses, rapeseed, rice, rye, seed cotton, soybean, sugar beet, sunflower seed, tobacco, wheat
SO ₂ effects on utilitarian buildings	Degradation of stone and metalwork, particularly zinc, galvanised steel

Table A1.2 Effects omitted from the analysis of major regional pollutants

Effect	Comments
Health	
Ozone chronic - mortality chronic - morbidity	No information on possible chronic effects, suspected but not proven
Direct effects of SO ₂ , NO _x , NMVOCs	
Effects of NMVOCs through the formation of secondary organic particulate matter	Not currently included in the EMEP model
Social impacts	Limited data availability
Altruistic effects	Reliable valuation data unavailable
Agricultural production	
Direct effects of SO ₂ and NO _x	Negligible according to past work
N deposition as crop fertiliser	Negligible according to past work
Visible damage to marketed produce	Locally important for some crops
Interactions between pollutants, with pests and pathogens, climate etc.	Exposure-response data unavailable
Acidification/liming	Negligible according to past work
Materials	
Effects on cultural assets, steel in re-inforced concrete	Lack of information on the asset stocks at risk and valuation data
PM and building soiling	
Effects of O ₃ on paint, rubber	
Ecosystems	
Effects on biodiversity, forest production, etc. from excess O ₃ exposure, acidification and nitrogen deposition	Valuation of ecological impacts is currently considered too uncertain
Visibility	
Change in visual range	Impact of little concern in Europe.
Drinking water supply and quality	

2.1.1. Health effects and associated risk factors

Table 1: PM2.5 health effects quantified and risk factors used¹⁴

Health end-point	Cases per $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{person}/\text{year}$ exposure
Chronic mortality (premature deaths)	6.07E-05
Chronic mortality (life years lost)	6.51E-04
Infant mortality (1 – 11 months)	1.05E-07
Chronic bronchitis, population aged over 27 years	2.85E-05
Respiratory hospital admissions, all ages	1.08E-05
Cardiac hospital admissions, all ages	6.68E-06
Restricted activity days (RADs) working age population	6.06E-02
Respiratory medication use by adults	5.14E-03
Respiratory medication use by children	6.21E-04
Lower respiratory syndromes (LRS), including cough, among adults with chronic symptoms	4.91E-02
LRS (including cough) among children	3.19E-02
Consultations for asthma, ages 0-14	3.08E-05
Consultations for asthma, ages 15-64	5.29E-05
Consultations for asthma, ages over 65	2.31E-05
Consultations for upper respiratory symptoms (excluding allergic rhinitis) ages 0-14	1.05E-04
Consultations for upper respiratory symptoms (excluding allergic rhinitis) ages 15-64	3.35E-04
Consultations for upper respiratory symptoms (excluding allergic rhinitis) ages over 65	1.13E-04
Restricted activity days, non-working age population	2.96E-02

¹³ EEA, Revealing the costs of air pollution from industrial facilities in Europe: EEA Technical Report No 15/2011 (Copenhagen: European Environment Agency, 2011).

¹⁴ Holland, M., Pye S., Watkiss P., Droste-Franke B. & Bickel P, Damages per tonne emission of PM2.5, NH3, SO2, NOx and VOCs from each EU25 Member State (excluding Cyprus) and surrounding seas(Didcot, UK: AEA Technology Environment, 2005), p.9.

Table 2: Ozone health effects quantified and risk factors used¹⁵

Health end-point	Cases per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{person}/\text{year}$ increase in 8-hour daily average ozone ¹⁶
Acute mortality (life years lost) ¹⁷	1.80E-08
Respiratory hospital admissions, ages over 65	1.02E-08
Minor restricted activity days, ages 18-64	4.06E-05
Respiratory medication use by adults	1.48E-05
Minor restricted activity days, ages over 65	1.00E-05
Respiratory symptoms among adults	1.89E-04

Quinto step: la valutazione degli impatti sanitari

L'output principale del Rapporto EEA, come visto, è la monetizzazione dei danni sanitari (e ambientali).

La stima dei costi legati alla morbidità può essere effettuata attraverso approcci differenti, quali il metodo Cost of Illness (COI), che si basa sul computo dei costi diretti e indiretti legati all'evento sanitario avverso ovvero il Willing-To_Pay (WTP), che permette la quantificazione anche dei cosiddetti costi intangibili.

Nell'ambito del metodo WTP è anche possibile quantificare il valore della vita statistica/value of statistical life (VVS/VSL), che è stimabile attraverso il valore che gli individui assegnano alla probabilità di una riduzione del rischio di morte.

Sono stati proposti diversi valori, ma la Commissione Europea nel 2008 proponeva una VSL media di 2.199.000 USD e una mediana di 1.077.000 USD.

Il valore degli anni di vita persi/ value of a life year (VVS /VOLY) esprime la contrazione della aspettativa di vita. In questo caso la Commissione Europea raccomandava una media di 57.000 USD e una mediana di 132.000 USD.

L'utilizzo del VSL porta sempre a stime di danno più alte di quelle che si ottengono col VOLY.

Nel Rapporto EEA si utilizzano entrambe le stime in modo alternativo.

Table A1.3 Incidence data, response functions and valuation data for quantification of health damages linked to PM exposure for 2010 (2005 prices)

Effect	Population factor 1	Population factor 2	Incidence rate	Response functions	Valuation (EUR)
Core functions					
Chronic mortality (deaths, VSL valuation)	0.628	1	1.61 %	0.60 %	2 080 000
Chronic mortality (life years lost, VOLY valuation)	1	1.00E-05	1	65.1	54 000
Infant mortality (1-12 months)	0.009	1	0.19 %	0.40 %	1 530 000
Chronic bronchitis, population aged over 27 years	0.7	1	0.378 %	0.70 %	208 000
Respiratory hospital admissions, all ages	1	1.00E-05	617	0.114 %	2 364
Cardiac hospital admissions, all ages	1	1.00E-05	723	0.06 %	2 364
Restricted activity days (RADs) working age population	0.672	1	19	0.475 %	97
Respiratory medication use by adults	0.817	0.001	4.50 %	90.8	1
Respiratory medication use by children	0.112	0.001	20 %	18.0	1
Lower respiratory syndromes (LRS), including cough, among adults with chronic symptoms	0.817	1	0.3	0.130	42
LRS (including cough) among children	0.112	1	1	0.185	42

Note: ERF units: impact per 10 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 8 hour daily average ozone. Response function expressed as change in incidence (rate, if as %) per $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ $\text{PM}_{2.5}$.

L'unità di misura finale è l'Euro (€) e il costo complessivo è dato dalla sommatoria dei costi di morbidità e mortalità, oltre che, eventualmente, quelli ambientali.

Table 6: Values of health damage due to air pollution in Member States in 2020 (billions of euros)

	Median values based on		Mean values based on	
	Value of Life Years	Value of Statistical Life*)	Value of Life Years	Value of Statistical Life*)
Austria	3.3	6.2	5.6	10.3
Belgium	7.1	13.3	12.0	22.4
Cyprus	0.3	0.5	0.4	0.6
Czech Republic	4.4	8.1	7.7	14.4
Denmark	1.8	3.4	3.2	6.1
Estonia	0.2	0.5	0.5	0.9
Finland	0.9	1.6	1.5	2.8
France	26.9	50.1	42.4	78.7
Germany	40.6	75.8	73.8	139.0
Greece	4.2	7.9	8.2	15.4
Hungary	5.0	9.4	9.9	18.6
Ireland	0.9	1.6	1.2	2.2
Italy	23.0	42.6	44.6	84.2
Latvia	0.8	1.5	1.2	2.1
Lithuania	0.8	1.4	1.9	3.6
Luxembourg	0.3	0.5	0.4	0.7
Malta	0.2	0.3	0.3	0.5
Netherlands	10.4	19.5	16.8	31.3
Poland	18.0	33.3	30.2	56.1
Portugal	2.4	4.4	4.3	8.0
Slovakia	2.5	4.7	4.1	7.7
Slovenia	0.9	1.6	1.5	2.9
Spain	10.0	18.3	17.3	32.2
Sweden	1.9	3.6	3.2	6.0
United Kingdom	22.1	41.2	33.7	62.2
Total	188.8	351.2	325.8	608.9

Source: CBA CAFE Baseline (2005)

Conclusioni

Questo rapporto illustra una metodologia piuttosto semplice di analisi dei costi sanitari (e non solo) legati alle emissioni autoriportate dalle principali industrie europee. Il principale limite risiede nell'approccio di tipo deterministico che non permette di tenere conto dell'incertezza che invece permea tutte le fasi del percorso che va dalle emissioni al danno e alla stima economica.

Nondimeno può essere un approccio utile ai fini decisionali e permette analisi su ampio raggio (europeo).

In Italia è disponibile un software gratuito, *l'Health Impact Approach Tool* dell'ARPA Marche, che si avvale di una simile metodologia.

LE EMISSIONI: IL REGISTRO E-PRTR

di RICCARDO DE LAURETIS e ANDREA GAGNA*

Un PRTR (Pollutant Release and Transfer Register) è una banca dati, possibilmente in formato elettronico, contenente informazioni relative alle emissioni e ai trasferimenti di inquinanti e di rifiuti determinati dallo svolgimento di specifiche attività industriali. Le matrici ambientali coperte sono: aria, acqua, suolo, reflui e rifiuti. I dati sono associati esplicitamente alle sorgenti presenti sul territorio di un paese o di una regione economica (es. Unione Europea) e sono aggiornati annualmente.

Attraverso il PRTR sono perseguiti i seguenti obiettivi:

- Consentire l'accesso del pubblico ai dati relativi agli impatti dell'industria sull'ambiente
- Consentire la partecipazione del pubblico ai processi decisionali sulle questioni ambientali
- Contribuire, sebbene indirettamente, alla prevenzione dell'inquinamento attraverso la diffusione delle informazioni sulle prestazioni ambientali degli stabilimenti industriali

Il quadro normativo di riferimento per l'attività dei sistemi PRTR europei ed italiano si compone della legislazione internazionale e nazionale: Protocollo UNECE sui PRTRs ("Protocollo di Kiev", firmato nel 2003 ed entrato in vigore nel 2009) annesso alla Convenzione di Aarhus UNECE (1998); Regolamento CE n.166/2006 che istituisce il registro europeo E-PRTR; il DPR n.157/2011 che istituisce ufficialmente in Italia il registro nazionale PRTR. L'Unione Europea aveva istituito già nel 2000 un primo registro delle emissioni inquinanti con solo le emissioni in aria e acqua, EPER (Decisione 2000/479/CE), legato alla disciplina della direttiva IPPC, che è stato dunque abrogato e sostituito dal registro EPRTR (Regolamento CE

* ISPRA - Servizio Monitoraggio e Prevenzione degli impatti sull'Atmosfera.

n.166/2006) che contiene le emissioni in aria, acqua, suolo e trasferimenti di rifiuti.

Nell'ambito UN-ECE (regione europea) ci sono circa 21 stati che hanno ratificato il Protocollo di Kiev ed hanno quindi realizzato un PRTR già operativo, ci sono inoltre circa 18 stati che hanno solo firmato il Protocollo di Kiev, tra di essi ci sono paesi come il nostro che hanno un sistema PRTR già operativo e altri stati che hanno avviato il processo legislativo e tecnico per introdurlo nel proprio territorio.

Nell'Unione Europea (UE) l'istituzione del registro E-PRTR ha soddisfatto quindi anche le esigenze di:

- dare attuazione al Protocollo di Kiev al quale la Commissione Europea ha aderito per conto della UE
- estendere la raccolta dati, secondo un approccio integrato rispetto alle matrici ambientali, in modo da censire circa il 90% dell'inquinamento di origine industriale
- fornire al pubblico l'accesso alle informazioni relative alle circa 28.000 sorgenti industriali ubicate nei 27 paesi membri della UE, in Norvegia, in Serbia, Islanda, Liechtenstein e Svizzera.

La banca dati del registro EPRTR è accessibile liberamente mediante il portale del registro europeo, <http://prtr.ec.europa.eu>.

Le informazioni presenti nella banca dati sono relative agli anni dal 2007 al 2010 e sono consultabili mediante interfacce grafiche che permettono di eseguire le seguenti ricerche:

- per complesso industriale, attività svolta e parametri geografici
- per inquinante, matrice ambientale e attività sorgente
- mediante navigazione di una mappa essendo tutti i dati del registro georeferenziati.

Il contenuto del registro europeo è aggiornato annualmente; il flusso dei dati parte dagli stabilimenti industriali localizzati negli stati membri della UE, sono validati dalle autorità competenti degli stati membri UE e inviati entro il 31 marzo di ogni anno alla Commissione Europea e alla Agenzia Europea dell'Ambiente (nel seguito COM/EEA). COM/EEA svolge una ulteriore fase di validazione dei dati fornendo riscontri ai diversi stati membri sui dati trasmessi e cura inoltre la pubblicazione dei dati sul portale del registro EPRTR entro il successivo mese di maggio. In generale le attività di validazione proseguono negli stati membri oltre i termini di consegna dei dati alla Commissione, pertanto la Commis-

sione ha accordato agli stati membri la possibilità di trasmettere dati più aggiornati entro il successivo mese di settembre per consentire l'aggiornamento del portale del registro EPRTR nel mese di novembre dello stesso anno. L'obiettivo è assicurare al pubblico l'informazione più aggiornata e attendibile.

La tabella successiva riporta sinteticamente il numero di stabilimenti industriali europei che hanno trasmesso i dati al registro EPRTR con riferimento al periodo 2007-2010:

	2007	2008	2009	2010
Aziende dichiaranti UE	26059	28170	28510	29986

In Italia il Regolamento EPRTR è stato attuato appena è entrato in vigore; la raccolta dati nell'ambito dell'esistente registro INES (Inventario Nazionale delle Emissioni e delle loro Sorgenti, matrici coperte: aria e acqua) è stata estesa in conformità con quanto richiesto dalla norma sul PRTR europeo dal 2008 (raccolta dei dati relativi al 2007). La raccolta dati del registro INES era riferita al periodo 2002-2006 e ha interessato in media circa 700 stabilimenti industriali italiani ogni anno; la raccolta dei dati nell'ambito del PRTR interessa una media di circa 2800 stabilimenti industriali. L'incremento della base dichiarante è dovuto al fatto che il PRTR obbliga alla dichiarazione anche gli stabilimenti inclusi nel campo di applicazione che sebbene non abbiano avuto emissioni in aria, acqua, reflui o al suolo superiori alle soglie hanno però trasferito nell'anno di riferimento più di 2 tonnellate di rifiuti pericolosi o più di 2000 tonnellate di rifiuti non pericolosi. La raccolta dei dati relativi ai rifiuti trasferiti non era contemplata dal precedente registro INES.

La base dei dati aggiornata annualmente del registro PRTR nazionale consente l'elaborazione di contributi tecnici per diverse attività istituzionali dell'ISPRA, come la realizzazione dell'Inventario nazionale delle emissioni in atmosfera, e contribuisce all'adempimento degli obblighi che derivano dalle convenzioni internazionali che l'Italia ha ratificato, come ad esempio la trasmissione dei dati sulle emissioni in acqua alla Convenzione di Barcellona dell'UNEP.

Nel registro europeo e in quello nazionale non è rappresentata tutta la realtà industriale del territorio considerato, si è infatti scel-

to di includere i contributi all'inquinamento industriale derivante dagli stabilimenti di dimensioni maggiori. A tale scopo i dati sono raccolti dalle sorgenti che soddisfano il seguente doppio criterio di selezione:

- lo stabilimento industriale è dimensionato per svolgere almeno una delle 65 attività coperte dal registro (raggruppabili nelle seguenti 9 macrosettori: energia, industria dei metalli, industria dei prodotti minerali; industria chimica, gestione e trattamento dei rifiuti e delle acque reflue, industria della carta e del legno, allevamento intensivo e acquacoltura, altre attività);
- lo stabilimento industriale ha emesso nell'anno di riferimento per almeno una delle 91 sostanze previste dalla norma una quantità superiore al corrispondente valore soglia (in aria o in acqua o nei reflui o al suolo) oppure ha trasferito più di 2 tonnellate di rifiuti pericolosi o più di 2000 tonnellate di rifiuti non pericolosi.

I valori soglia alle capacità produttive o di trattamento delle 65 attività considerate nel registro e i valori soglia alle emissioni delle sostanze o al trasferimento dei rifiuti rappresentano banalmente criteri quantitativi per la selezione delle sorgenti e dei maggiori contributi emissivi. I valori soglia non sono stati scelti con riferimento alle norme per la tutela della salute umana o della qualità dell'ambiente e prescindono dalle eventuali prescrizioni che in ambito autorizzativo possono essere state imposte alla singola sorgente, lo stabilimento industriale.

La tabella successiva riporta sinteticamente il numero di stabilimenti industriali italiani che hanno trasmesso i dati al registro nazionale e presenti anche nel registro EPRTR, con riferimento al periodo 2007-2010:

	2007	2008	2009	2010
Numero aziende dichiaranti in Italia	2315	2491	2598	2864

Sempre sinteticamente è possibile affermare che il 90% dei circa 2800 stabilimenti italiani dichiaranti è caratterizzabile come segue:

- il 49% dichiara esclusivamente il trasferimento di rifiuti (cioè nessuna emissione ha superato la soglia di dichiarazione)
- il 20% dichiara esclusivamente dati di emissione in atmosfera (cioè le soglie di dichiarazione per le altre matrici non sono state

superate)

- il 15% dichiara dati di emissione in atmosfera e dati relativi al trasferimento dei rifiuti
- il 6% dichiara solo dati di emissione nelle acque e dati relativi al trasferimento dei rifiuti

Riguardo alle informazioni sui rifiuti, il registro PRTR rappresenta attualmente in Italia e nella UE l'unica fonte di informazione al pubblico per i dati relativi al trasferimento di rifiuti dalle attività industriali considerate e dai singoli stabilimenti industriali considerati. E' opportuno precisare però che il registro contiene informazioni relative solo alle aziende soggette all'obbligo di comunicazione, inoltre l'informazione è fornita in forma più aggregata rispetto al dato raccolto, per esempio, nel MUD/SISTRI o nei catasti provinciali/regionali.

La normativa nazionale affida all'ISPRA il ruolo di amministratore del registro PRTR e di gestore della raccolta annuale dei dati che avviene mediante il portale <http://www.eprtr.it>.

ISPRA non è autorità competente per il registro, ma supporta tecnicamente il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del mare (MATTM) nello svolgimento delle funzioni di autorità competente nazionale, e con il MATTM garantisce l'accesso del pubblico alle informazioni del registro nazionale. La normativa nazionale individua, infatti, le seguenti autorità competenti ai fini della validazione dei dati del registro: il MATTM, che si avvale di ISPRA (competenza nazionale) e le Regioni/Province autonome (competenza locale).

E' opportuno sottolineare che delle oltre 2800 aziende dichiaranti oltre il 90% ricade nelle competenze delle autorità regionali per ciò che concerne la valutazione della qualità dei dati comunicati e della completezza della base dichiarante. L'attendibilità dei dati presenti nel registro nazionale e disponibili al pubblico è dunque significativamente correlata all'attività di valutazione svolta a livello locale.

DALLA VALUTAZIONE DELL'ESPOSIZIONE AGLI OUTCOME SANITARI:

di ENNIO CADUM* e PAOLO LAURIOLA**

Parte 1

Introduzione

Scopo di questa relazione è quello di fornire qualche elemento preliminare utile per meglio affrontare uno dei temi più critici dell'Epidemiologia Ambientale e cioè la valutazione dell'esposizione. Questo soprattutto quando si consideri che nel documento *"Revealing the costs of air pollution from industrial facilities in Europe"* dell'Agenzia Europea per l'Ambiente (EEA) (su cui ci si è concentrati durante il workshop *"Valutazione economica degli effetti sanitari dell'inquinamento atmosferico: la metodologia dell'EEA"* di Taranto del 23 luglio 2012) si attribuisce scarsa importanza alla valutazione *site-specific* (Fig. 1)

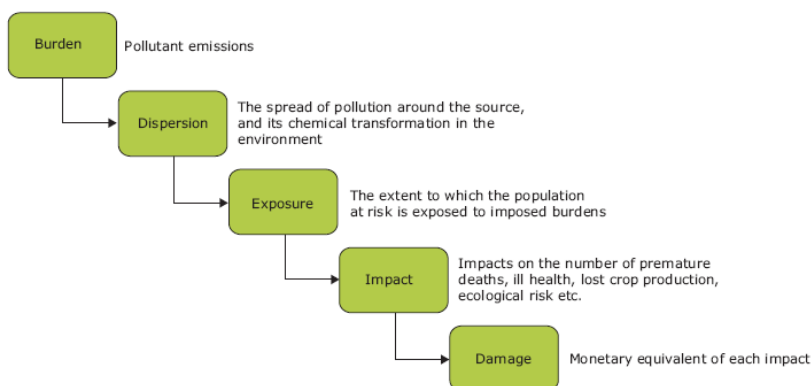


Fig 1. Percorso logico per stimare gli impatti (fonte: EEA technical Report n 15/2011: Revealing the costs of air pollution from industrial facilities in Europe)

* ARPA Piemonte, Dirigente del Dipartimento di Epidemiologia e salute ambientale

** ARPA Emilia Romagna, Dirigente Responsabile di CTR Ambiente Salute

Tale approccio in effetti riprende e specifica quello classico del *Risk Assessment* che partendo dalla definizione di “pericolo” (Hazard), che si basa sulle caratteristiche della sostanza (chimico-fisiche, tossicologiche, etc), studia come essa si distribuisce nell’ambiente. Di conseguenza si valuta come questa sostanza viene a contatto con i soggetti candidati (a rischio). In altre parole si tiene conto della variabilità spaziale, temporale della sostanza in relazione alla fonte di emissione, alla diffusione e alle caratteristiche della sostanza stessa, fino ad arrivare alla definizione/quantificazione del rischio (Risk). Il rischio quindi, altro non è che la probabilità che si verifichino delle conseguenze avverse in seguito all’esposizione ad un pericolo.

Tutto questo in un contesto di molteplicità di sorgenti di esposizione e di vie di esposizione.

Poste queste premesse generali, il contributo che si vuole dare con questa relazione può essere così riassunto:

- Fornire alcuni elementi generali introduttivi sul concetto di “Esposizione”
- Presentare altri elementi di riferimento presi dal REACH (CSA) in tema di *Exposure Assesment*
- Fornire alcune esperienze per “meglio affrontare” *l’elemento critico* dell’Epidemiologia ambientale cioè l’“Esposizione” con particolare riferimento al documento dell’EEA dove si rileva una scarsa utilità nella valutazione *site-specific*.

Definizione di esposizione e sua rilevanza in termini conoscitivi e preventivi

L’esposizione ad un agente ambientale è definita come ogni contatto tra un potenziale agente pericoloso presente in una matrice ambientale (aria, acqua, alimenti...) e la superficie del corpo umano (pelle, rivestimento del tratto respiratorio o digestivo...) (Sexton & Ryan, 1988).

Da tale definizione emerge che il contesto di riferimento è complesso e si basa sulle caratteristiche della sostanza, la matrice ambientale in cui essa è presente e l’uomo, con le sue caratteristiche biologiche (tra esse ad es. l’età, il genere lo stato di salute ...) e sociali (ad es residenza, occupazione, stato socio-economico).

La dose è invece quantità dell'agente che realmente entra nel corpo umano. In particolare la dose di organo bersaglio è la concentrazione di un agente nell'organo, tessuto o addirittura nella cellula in cui effettivamente è destinata da esercitare il suo effetto. Essa è funzione della capacità di assorbimento di un agente da parte di uno specifico organo/tessuto/cellula.

Pertanto se la *misura ambientale* (ad es. la concentrazione nella matrice ambientale) mira a stimare la *esposizione*, quest'ultima cerca di dare un'indicazione della *dose*.

Da queste premesse emerge in modo in modo abbastanza chiaro che esposizione non è solo la concentrazione dell'inquinante, ma quanto meno deve essere definita come la "sovrapposizione della presenza umana alla concentrazione di inquinanti" (Gonnella 1989). Occorre cioè tenere conto di *chi* e in *quali condizioni* sono presenti a quelle concentrazioni.

Pertanto risulta chiaro che concentrazione, esposizione e dose sono concetti chiaramente distinti tra loro. Secondo il *National Research Council* (1991) si definisce:

Termine	Definizione
Esposizione	Un evento che avviene quando c'è un contatto tra l'uomo e l'ambiente con un determinato inquinante con una specifica concentrazione per un intervallo di tempo
Esposizione totale	Ammontare di tutte le esposizioni a cui è esposta una persona, indipendentemente dalle modalità mezzo e via di penetrazione (inalazione, ingestione, transcutanea)
Dose	L'ammontare di un inquinante che è assorbito o depositato nel corpo di un organismo esposto per un det. Intervallo di tempo, di solito mediante un solo mezzo di penetrazione
Dose interna	Riferisce sull'ammontare di un inquinante ambientale assorbito nei tessuti oltre un dato tempo di interazione con la superficie di un organo
Dose biologicamente efficace	L'ammontare di un inquinante depositato o assorbito e i suoi metaboliti che hanno interagito con un sito bersaglio oltre un certo intervallo di tempo tale ad determinare un'alterazione delle funzioni fisiologiche

Pertanto, in termini quantitativi, in un modello micro-ambientale di esposizione estremamente semplificato le esposizioni personali E sono stimate dalla combinazione della concentrazione dell'inquinante in un particolare microambiente (spazio in cui la concentrazione dell'inquinante può essere assunta come omogenea) C con la durata dell'esposizione T ovvero:

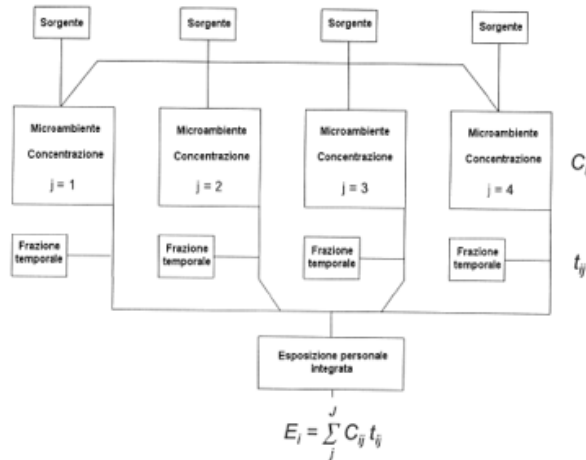


Fig 2 Calcolo dell'esposizione integrata (fonte Baker 2004)

In effetti più in generale per conoscere l'esposizione reale, è indispensabile integrare la conoscenza di dove vivono le persone e cosa fanno durante una normale giornata lavorativa o di riposo. E' quindi importante conoscere tale profilo di esposizione per i differenti sottogruppi di popolazione che saranno considerati nella valutazione del rischio.

La definizione che l'IPCS ha quindi dato nel 2004 all'exposure assessment è la seguente: "EA è il processo di stima e di misura della dimensione, della frequenza e della durata dell'esposizione ad un agente in relazione al numero e alle caratteristiche della popolazione esposta. Idealmente con essa si descrive la sorgente, il percorso, le vie di contatto e le incertezze connesse con la valutazione dell'esposizione stessa" (IPCS, 2004). In definitiva la relazione ambiente-esposizione-effetti sulla salute possono così essere sintetizzati (Fig 3):

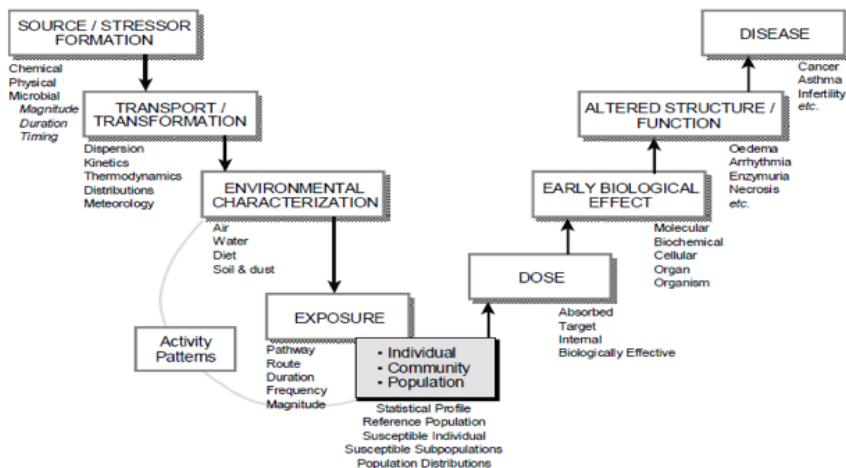


Fig. 3 Relazione Esposizione ed effetti sulla salute (USEPA 2003)

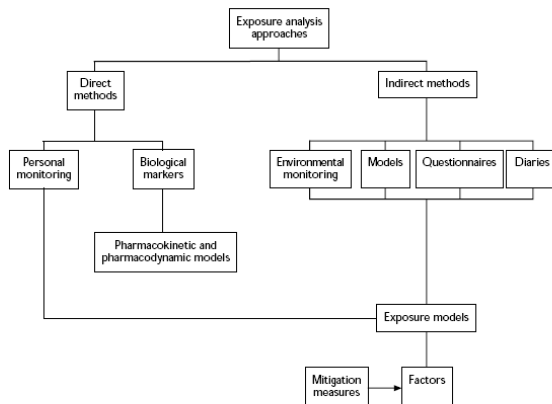
Metodi e strumenti per valutare l'esposizione

Sinteticamente gli approcci per misurare/stimare l'esposizione possono essere così distinti in:

Diretto: comprende il monitoraggio dell'esposizione personale e l'utilizzo di marcatori biologici dell'esposizione

Indiretto: che indica il monitoraggio ambientale integrato con informazioni sui fattori di esposizione desunti tramite modelli e questionari.

Questi due approcci possono poi integrarsi con i cosiddetti *modelli di esposizione* (fig. 4)



Reprinted with permission from Human Exposure Assessment for Airborne Pollutants ©1991 by the National Academy of Sciences. Courtesy of the National Academy Press, Washington, D.C.

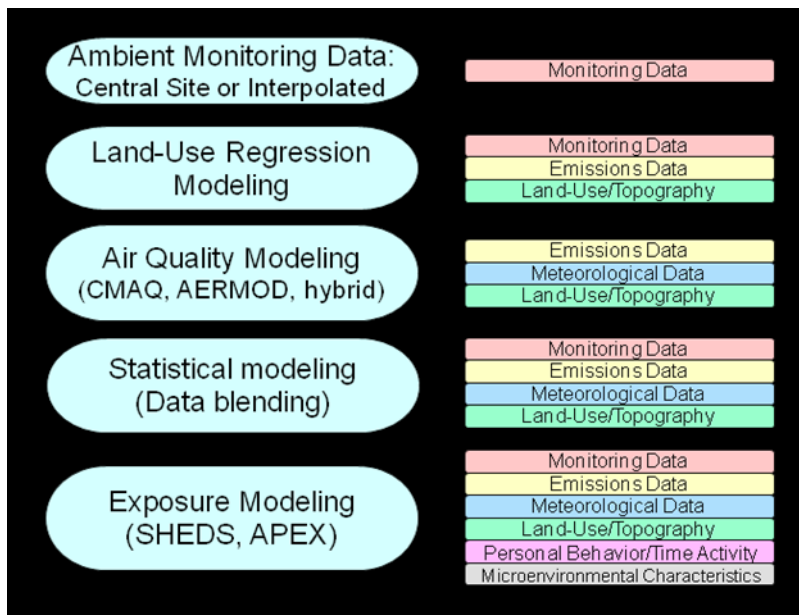
Fig 4 Approcci per la valutazione dell'esposizione

Pertanto possono distinguersi diverse modalità di studio con un diverso livello di approssimazione. Per ordine decrescente di precisione si possono così distinguere:

- Misurazioni personali quantitative
- Misurazioni quantitative dell'area in vicinanza della residenza o luogo dove si svolge l'attività umana
- Misurazioni quantitative di surrogati di esposizione
- Distanza dal sito e durata della residenza
- Distanza o durata della residenza
- Residenza o lavoro entro un'area geografica ragionevolmente vicina alla probabile fonte di esposizione
- Residenza o lavoro in un'area geografica definita (es. provincia) che include anche la fonte di esposizione

Tali approcci vengono poi variamente applicati nella valutazione della relazione esposizione-effetti sulla salute (fig 5).

Tali approcci variano in ordine crescente sia in termini di complessità che di affidabilità, ma anche di incertezza.



Epidemiological statistical models:

$$\log(E(Y_{kt})) = \alpha + \beta \text{ exposure metric}_{kt} + \gamma \text{ kareakt} + \dots \text{ other covariates}$$

Fig 5 Informazioni relative all'esposizione utilizzate negli studi epidemiologici

Un discorso a parte meriterebbe l'uso di biomarcatori umani (Human Bio Monitoring - HBM) e più in generale della Epidemiologia molecolare nella definizione dell'esposizione.

Innanzitutto un risultato, solo apparentemente non connesso con l'intervento preventivo, è legato ad una più precisa ed approfondita conoscenza dei meccanismi patogenetici in cui l'ambiente e il genoma interagiscono non solo nella fase di suscettibilità innata, ma anche nella modulazione per via metabolica degli effetti. Tale conoscenza consente dunque di poter *valutare e comunicare in modo meno vago la variabilità degli effetti* che normalmente viene spiegata facendo riferimento a concetti quali relazione causa-effetto di tipo stocastico (probabilistico) e che, senza essere troppo ottimisti, almeno in parte, è dovuta semplicemente alle scarse conoscenze che si hanno dei fenomeni biologici.

Un rapporto più diretto tra epidemiologia molecolare ed in particolare il HBM e prevenzione è dato dalla possibilità di pervenire ad una più *puntuale ed efficace definizione del risk assessment individuale e di gruppo*. In passato, sia in ambito occupazionale che ambientale (ad es. Snow, 1855), esposizioni ad elevate concentrazioni del fattore di rischio e la presenza di specifici *outcomes* avevano consentito di raggiungere buoni risultati anche non approfondendo il contenuto della "scatola nera" che comunemente si accetta tra il fattore di rischio e l'*outcome*. Oggi le esposizioni hanno concentrazioni del determinante sempre più piccole e confuse, pertanto la conoscenza del meccanismo (ambientale-metabolico-genomico), almeno in linea di principio, potrebbero consentire di definire i meccanismi di intervento più appropriati.

La medesima (migliore) conoscenza consente non solo la identificazione dei meccanismi, ma anche la ricostruzione di una *migliore definizione della relazione esposizione-dose* (dosimetria biologica) per quantità più piccole di xenobiotico.

Anche per quanto concerne la *prevenzione secondaria* essa permette di focalizzarsi su specifici (e sensibili) eventi preclinici (diagnosi precoce), o addirittura di suscettibilità. Su questo punto occorrerà però valutare opportunamente anche le possibili conseguenze sul piano etico.

Per quanto riguarda gli aspetti più propriamente epidemiologici e preventivi ricordiamo la *riduzione delle possibilità di misclassificazione della esposizione e degli outcome*. Ad es. nel caso degli studi caso-controllo è possibile una migliore definizione di caso consentendo così una migliore associazione tra malattia e la esposizione e la suscettibilità (Schulte, 1993).

Quale è un possibile *costo* per tutto questo? Sicuramente la preparazione e la tensione dell'epidemiologo e dell'operatore di prevenzione che non dovrà più essere solo concentrata sulla conoscenza dell'ambiente e delle malattie (scatola nera), ma anche dei più intimi meccanismi biologici e questo implica importanti conseguenze sia a livello educativo che professionale-organizzativo (fig.6).

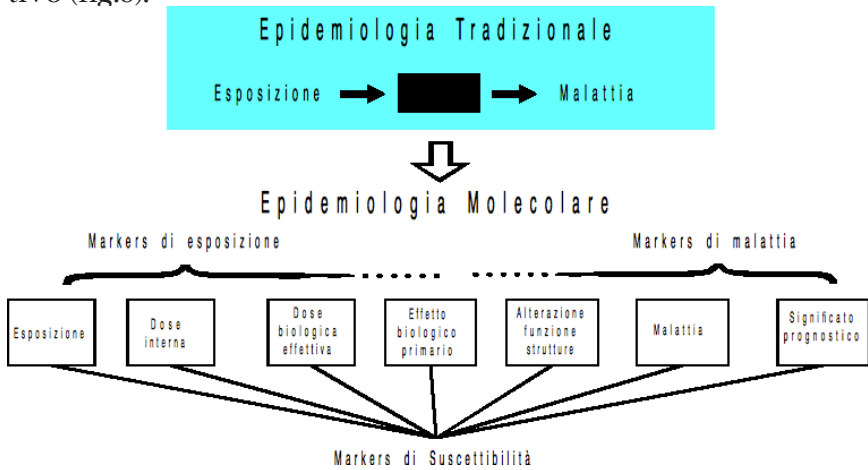


Fig 6 Relazione tra approccio epidemiologico tradizionale e quello basato su bio-marker umani (Epidemiologia molecolare).

In tal senso estremamente suggestivi sono i cosiddetti modelli di esposizione che avendo precisato le modalità di diffusione della sostanza e le caratteristiche sociali (demografiche e sociali) ed individuali delle persone oggetto di studio, sulla base delle emissioni (catasto degli scarichi industriali, modelli di emissioni autoveicolari etc.) cercano di specificare in termini predittivi la esposizione a cui saranno soggetti gli individui stessi (fig. 7).

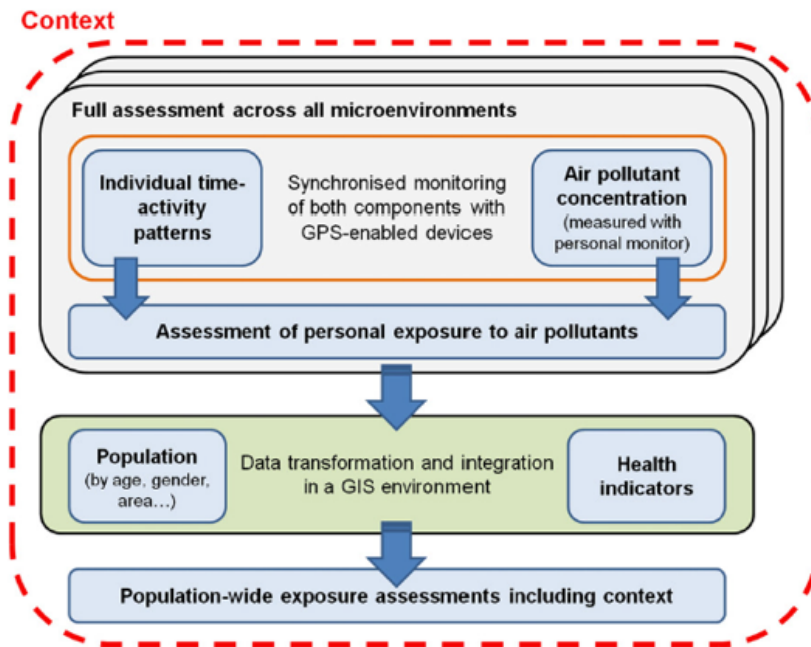


Fig. 7. Nuovo approccio per la valutazione della esposizione a livello di popolazione ed individuale.

Su questi temi (modellistica) vi saranno trattazioni specifiche da parte di altri relatori/autori della conferenza.

In generale gli elementi su cui si basano questi modelli sono qui riassunti:

Agent(s)	biological, chemical, physical, single agent, multiple agents, mixtures
Source(s)	anthropogenic/non-anthropogenic, area/point, stationary/mobile, indoor/outdoor
Transport/carrier medium	air, water, soil, dust, food, product/item eating contaminated food, breathing contaminated workplace air touching residential surface
Exposure pathways(s)	mg/kg (food), mg/litre (water), µg/m ³ (air), µg/cm ² contaminated surface, % by weight, fibres/m ³ (air)
Exposure concentration	
Exposure route(s)	inhalation, dermal contact, ingestion, multiple routes

Exposure duration	seconds, minutes, hours, days, weeks, months, years, lifetime
Exposure frequency	continuous, intermittent, cyclic, random, rare
Exposure setting(s)	occupational/non-occupational, residential/non-residential, indoors/outdoors
Exposed population	general population, population sub-groups, individuals
Geographic scope	site/source specific, local, regional, national, international, global
Time frame	past, present, future, trends

(Fonte Sexton 1995)

La valutazione dell'esposizione nel processo del REACH

Aldilà delle possibilità di impiego a livello locale della procedura REACH (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemical substances ci cui REGOLAMENTO CEn. 1907/2006 DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO del 18 dicembre 2006) si ritiene utile riprendere qui alcuni spunti soprattutto per la sistematizzazione realizzato sul tema *dell'exposure assesment* da questa importantissima fonte normativa a livello europeo.

Il contesto generale entro cui si muove il Chemical Safety Assessment (CSA) del processo del REACH è presentato dalla figura 8:

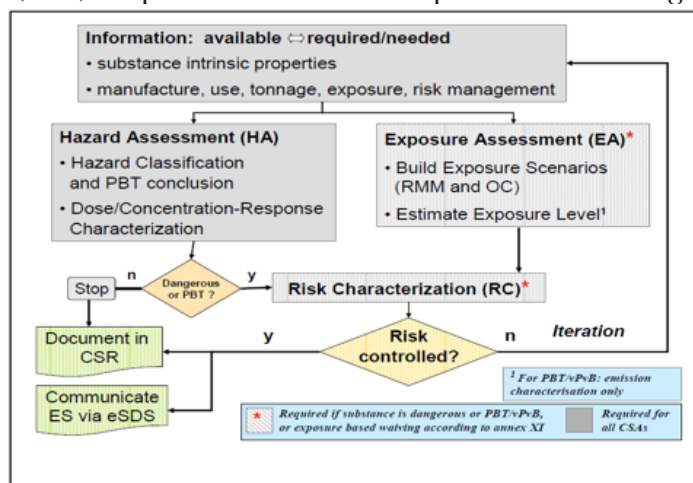


Fig 8 vista d'insieme della CSA

Lo scopo della valutazione dell'esposizione in questo contesto è molto preciso e cioè quello di garantire un uso sicuro della sostanza. Pertanto gli scenari di esposizione mirano essenzialmente a assicurare il "controllo del rischio" di tutti i pericoli (hazard) identificati.

La risoluzione spaziale che di volta in volta dovrà essere presa in considerazione potrà essere: locale (emissione puntuale), regionale, continentale. Per ciascuno di questi livelli esistono problematiche di monitoraggio, computazionali e comunque implicano un diverso approccio di studio. Ad esempio nel caso di la valutazione dell'esposizione su scala regionale le caratteristiche chimico-fisiche della sostanza che condizionano la sua permanenza nell'ambiente e le condizioni per il suo trasporto assumo un rilievo essenziale.

In ogni caso è bene ricordare che esiste un rapporto tra i tre livelli come mostra la figura 9:

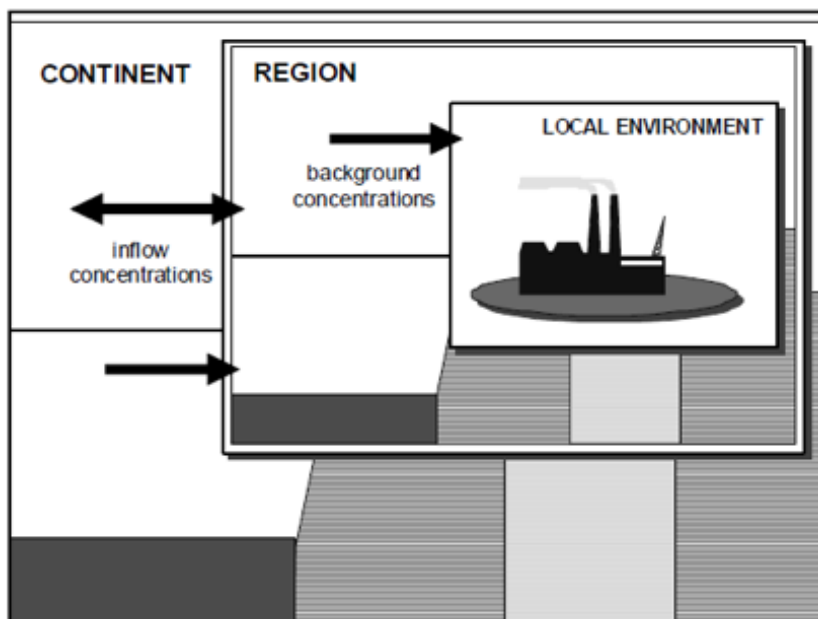


Fig 9 relazione tra le scale locale-regionale-continentale (fonte ECHA 2010).

Per definire una esposizione ambientale occorre comunque tenere conto di:

- L'adsorbimento a particelle (gas-aerosol partitioning)
- Partizione tra acqua e aria (volatilizzazione)
- Partizione tra solidi e acqua nel suolo, sedimenti e materiale sospeso (adsorbimento e desorbimento)

- Partizione tra acqua/solidi e biota (bioconcentrazione e biomagnificazione)
- Processi di trasformazione nell'ambiente sia di tipo biologico che abiotico.

La sostanza, in effetti, può essere parzialmente degradata o rimossa dai meccanismi tecnologici di depurazione messi in atto, ovvero attraverso la distribuzione e degradazione entro l'ambiente. A tal riguardo occorre tenere conto della possibilità di contaminazione secondaria dell'uomo attraverso i predatori (v. fig 10)

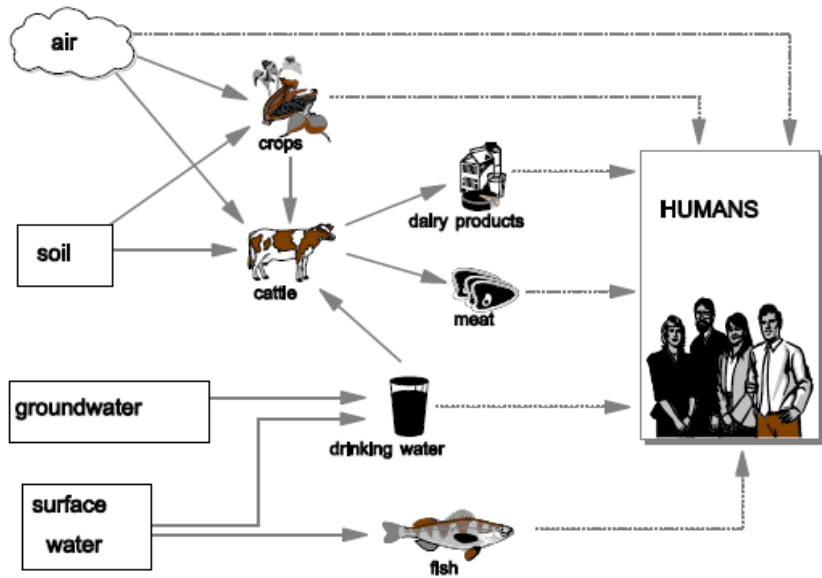


Fig. 10 rappresentazione generale delle vie di esposizione secondaria di contaminanti ambientali

Alcune esperienze significative

Nella presentazione sono poi state introdotte alcune esperienze condotte nella Regione Emilia-Romagna o all'estero con progetti UE coordinati da ARPA ER. Tra queste in particolare:

Progetto Monitor: (<http://www.arpa.emr.it/monitor/>) che aveva come obiettivo generale quello di ha l'obiettivo principale di "organizzare un sistema di sorveglianza ambientale e valutazione epidemiologica nelle aree circostanti gli impianti di incenerimento di rifiuti solidi urbani in Emilia-Romagna". Più in particolare il progetto si poneva l'obiettivo di uniformare le metodologie di moni-

toraggio ambientale degli impianti di incenerimento rifiuti, di acquisire nuove conoscenze relative alle caratteristiche qualitative e quantitative degli inquinanti emessi dagli impianti e presenti in ambiente nonché di valutare, con approccio omogeneo, lo stato di salute della popolazione esposta alle emissioni degli inceneritori di rifiuti solidi urbani in esercizio nel territorio regionale. Per quanto riguarda l'esposizione il progetto ha realizzato importanti ed innovative esperienze circa la valutazione dell'esposizione sulla base della residenza attraverso la:

- Ricostruzione storia residenziale (georeferenziazione della popolazione in studio)
- Definizione di traccianti specifici per inceneritori e altre fonti
- Mappatura ambientale dei traccianti individuati
- Definizione dei livelli di esposizione e attribuzione di un valore di esposizione a livello individuale

Tale progetto prende le mosse sia da un punto vista organizzativo che metodologico dallo studio condotto nell'area di Coriano (Forlì) (Ranzi 2010)

Studio pilota di biomonitoraggio umano sulla popolazione residente nell'area intorno all'inceneritore di Modena che aveva come obiettivi generali quelli di

- Testare un set di biomarcatori di esposizione utili a monitorare l'esposizione agli inquinanti potenzialmente emessi dall'inceneritore nella popolazione residente nelle aree di ricaduta delle emissioni.
- Verificare una serie di condizioni quali la potenza dello studio, la *compliance* della popolazione target, i fattori confondenti le scelte organizzative e logistiche e i laboratori che effettuano le analisi.

Su questo studio verranno pubblicati i risultati finali. Al momento sono stati presentate solo alcune valutazioni metodologiche preliminari (Fustinoni 2013)

Impatto di diverse definizioni dell'esposizione sulle stime degli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico. Con questo studio (Zauli Sajani, 2004, 2012) vengono riportati alcuni elementi, per diversi aspetti inattesi ma assolutamente importanti circa la affidabilità dei dati ambientali se rilevati a livello a locale se non si considera adeguatamente la variabilità spaziale del dato ambientale e la qualità del monitoraggio stesso.

Progetto twinning "Management System on Drinking Water Monitoring in Chief Sanitary Inspectorate" realizzato in Polonia nel

2006. Con questo progetto è stata definita una realizzazione denominata Risk Assessment Information Management System (RAIMS) con il quale si è cercato di integrare informazioni ambientali e sanitarie al fine di pervenire ad procedure di RA e sorveglianza ambientale e sanitaria sull'acqua potabile in una regione della Polonia (http://www.arpae.emr.it/pubblicazioni/epam/generale_607.asp)

Tutte queste esperienze, a cui si rimanda per i specifici contenuti, hanno comunque dimostrato che la maggiore difficoltà da superare per ottenere soddisfacenti in termini di protezione e promozione della salute è quella di realizzare una efficace integrazione tra istituzioni, professionalità che operano nel contesto sanitario ed ambientale. Se però lo si vuole, è possibile!

Riferimenti bibliografici:

Baker D, Kjellström T, Calderon R, Harris Pastides H, editors, WHO Occupational and Environmental Health Team, US EPA. Epidemiologia ambientale Metodi di studio e applicazioni in sanità pubblica. Traduzione in lingua italiana di: Environmental Epidemiology: A Textbook on Study Methods and Public Health Applications. Firenze: ARPAT, 2004.

ECHA. Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.16: Environmental Exposure Estimation. Helsinki: European Chemicals Agency, 2010.

EEA European Environment Agency. Revealing the costs of air pollution from industrial facilities in Europe (EEA technical Report n .15/2011). Luxembourg: Publications Office of the European Union; 2011.

Fustinoni S, Campo L, Polledri E, Mercadante R, Erspamer L, Ranzi A, Lauriola P, Goldoni CA, Bertazzi PA. A validated method for urinary cotinine quantification used to classify active and environmental tobacco smoke exposure. *Current Analytical Chemistry* 2013;9.3:447-456.

Gonella L, La misura e la valutazione del rischio in: Gilli G, editor. *Igiene dell'Ambiente e del Territorio*. Torino : Medico Scientifiche, 1989. p.

Ranzi A, Fano V, Erspamer L, Lauriola P, Peducci CA, Forastiere F. Mortality and morbidity among people living close to incinerators: a cohort study based on dispersion modelling for exposure assessment. *Environmental Health, Environ Health*. 2011 Mar 24;10:22
Available from: <http://www.ehjournal.net/content/10/1/22>

Schulte PA, Perera FP editors. *Molecular epidemiology: Principles and Practices*. San Diego: Academic Press; 1993. p. 6.

Sexton K, Callahan MA, Bryan EF, Saint CG, Wood WP. Informed decisions about protecting and promoting public health: rationale for a national human exposure assessment survey. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 1994; 5(3):233-256.

Sexton K, Ryan, P. Assessment of human exposure to air pollution: Methods, measurement and models. In: Watson AY, Bates RR, Kennedy D, editors. *Air Pollution, the Automobile, and Public Health*. Washinton DC: National Academy Press; 1988. p. 207-238.

Steinle S, Reis S, Sabel CE. Quantifying human exposure to air pollution - Moving from static monitoring to spatio-temporally resolved personal exposure assessment. *Science of the Total Environment* 2013; 443:184-193.

United States. Environmental Protection Agency. *Human Health Research Strategy*. Washington, DC, United States Environmental Protection Agency: Office of Research and Development; 2003.

WHO International Programme on Chemical Safety. IPCS glossary of key exposure assessment terminology. In: *International Programme on Chemical Safety. IPCS Risk Assessment Terminology*. Geneva: World Health Organization, International Programme on Chemical Safety; 2004. p. 95-111.

Zauli Sajani S, Hänninen O, Marchesi S, Lauriola P. Comparison of different exposure settings in a case-crossover study on air pollution and daily mortality: counterintuitive results. *Journal Of Exposure Science And Environmental Epidemiology*, 2011;21(4):385-94.

Zauli Sajani S, Scotto F, Galassi F, Lauriola P, Montanari A. Urban Air Pollution Monitoring and Correlation Properties between Fixed-site Stations. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 2004;54(10):1236-1241.

Parte 2

La metodologia utilizzata dall'EEA per il Technical report No 15/2011 (Revealing the costs of air pollution from industrial facilities in Europe) deriva dallo studio Externe-E (Externalities of Energy - 2005), che per la stima dell'impatto sanitario ha utilizzato a sua volta le funzioni di rischio e le curve dose risposta elaborate nel progetto CAFE (Clean Air for Europe, 2005).

La metodologia EEA, riportata nella figura seguente, presuppone 4 tappe:

- stima e/o misura delle emissioni dalla/e sorgente/i (in termini quantitativi: Kg/anno, mg/ora etc)
- uso di modelli di dispersione per il calcolo delle concentrazioni medie per ciascun recettore (in termini di $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- uso di funzioni dose-risposta per la stima dell'impatto (ad esempio numero di casi di asma o tumore del polmone attesi nella popolazione esposta, possibilmente derivanti da studi epidemiologici robusti o da metanalisi con uso di Rischi Relativi per incremento di concentrazione dell'inquinante considerato)
- quantificazione monetaria dell'impatto calcolato al punto precedente

La metodologia richiede tuttavia:

- L'aggiornamento degli outcome sanitari
- L'aggiornamento delle stime di rischio utilizzate

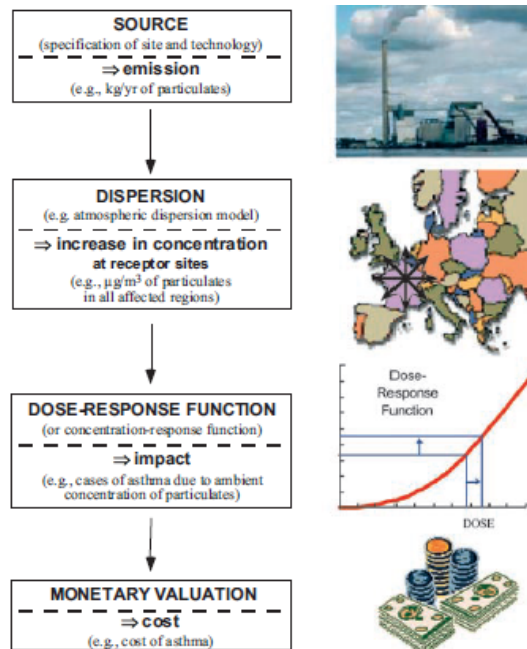


Fig. 1. Schema della metodologia EEA

Questo processo è lo stesso che viene comunemente utilizzato all'interno di uno studio di Health Impact Assessment (HIA), tradotto in Italiano con il termine di VIS (Valutazione dell'Impatto sulla salute), e precisamente coincide con la fase di Assessment (o Risk Assessment) della VIS.



Figura 2: Fasi del Risk Assessment in un processo di VIS

La definizione più accreditata di Valutazione d'Impatto sulla Salute è stata elaborata da un gruppo di esperti riuniti, nel 1999 a Goteborg dal WHO European Centre for Health Policy (ECHP), per revisionare i vari modelli esistenti, ed è la seguente:

“La Valutazione di Impatto sulla Salute è una combinazione di procedure, metodi e strumenti con i quali si possono stimare gli effetti potenziali sulla salute di una popolazione di una politica, piano o progetto e la distribuzione di tali effetti all'interno della popolazione”¹.

Il suo scopo è fornire a tutti i decisori delle valutazioni, basate su conoscenze sistematiche e condivise, che consentano di scegliere fra diverse alternative rispetto alle conseguenze future delle opzioni che s'intende mettere in opera. Essa pone al centro della complessità sociale la protezione e la promozione della salute della popolazione, affinché le politiche garantiscano il benessere complessivo degli individui, delle comunità e la sostenibilità del loro ambiente. Intesa in questo senso, la VIS appartiene all'insieme degli interventi della sanità pubblica.

¹ WHO. Health impact assessment: main concepts and suggested approach. Gothenburg consensus paper. Brussels: European Centre for Health Policy, WHO Regional Office for Europe; 1999. Available from: <http://www.euro.who.int/document/PAE/Gothenburgpaper.pdf>

Le fasi della VIS in realtà comprendono altri passaggi, oltre al Risk Assessment, così riassumibili:

- 1. Screening (Obiettivo: decidere se è necessario condurre una VIS). Nella fase di *screening* viene valutato se una politica, un programma o un progetto hanno un impatto sulla salute della popolazione e se è opportuno e necessario intraprendere una VIS.
- 2. Scoping (Obiettivo: decidere come è necessario fare la VIS) Se dalla fase di *screening* è emersa la necessità di fare una VIS, nella fase di *scoping* viene sviluppato il programma di lavoro.
- 3. Stima degli Impatti (Assessment) (Obiettivo: valutazione degli impatti sulla salute della popolazione). La fase di *assessment* è la parte principale della VIS, dalla quale derivano informazioni circa la natura e la portata degli impatti sulla salute connessi alla politica/progetto/programma.
- 4. Reporting e raccomandazioni (Obiettivo: formulare raccomandazioni). Nella fase di *reporting* viene strutturato un report della VIS eseguita e vengono formulate delle raccomandazioni per promuovere la salute.
- 5. Monitoraggio e raccomandazioni (Monitoring) (Obiettivo: verificare che gli obiettivi della VIS siano stati raggiunti). La fase di *monitoring* ha lo scopo di controllare che gli impatti sulla salute siano effettivamente quelli previsti dal procedimento di VIS e che le raccomandazioni siano effettivamente attuate dai decisori. Si deve valutare se gli effetti positivi attesi sulla salute, il benessere e l'equità siano stati effettivi e se quelli negativi siano stati minimizzati.

Nella fase di Assessment si pone il problema, in Italia, della ripartizione delle competenze tra operatori delle ARPA e operatori del SSN.

Una possibile ripartizione è riportata nella tabella della pagina seguente seguente:

Tabella 1. Riparto di competenza ARPA / ASL nelle procedure di Stima degli Impatti (Assessment) della VIS²

FASE	DESCRIZIONE	COMPETENZA
1	Identificazione dei fattori di rischio: ricerca e riconoscimento, attraverso appropriati accertamenti modellistici e tecnico-analitici, della/e sostanza/e potenzialmente pericolosa/e, relativa caratterizzazione ed identificazione del percorso e concentrazione prevista nell'ambiente di vita	ARPA
2	Valutazione della tossicità della/e sostanza/e potenzialmente pericolose, ove identificata/e, per l'uomo	ASL / Epidemiologia
3	Valutazione dell'esposizione ambientale: ricerca, determinazione e quantificazione o stima, attraverso appropriati accertamenti modellistici, ispettivi o tecnico-analitici del grado di contaminazione previsto di matrici ambientali (aria, acqua, terreno, ecc.) potenzialmente causabile nel corso dell'attuazione dell'opera o progetto	ARPA
4	Valutazione del rischio sanitario per la popolazione: previsione, sulla base delle indagini e degli accertamenti ambientali precedenti, degli effetti probabilistici sulla popolazione in termini di eventi sanitari avversi	ASL / Epidemiologia

Le funzioni dose- risposta

Posto che siano state completate le fasi di stima e/o misura delle emissioni dalla/e sorgente/i e siano stati utilizzati modelli adatti di dispersione per il calcolo delle concentrazioni medie per ciascun recettore, si pone il problema, per la quantificazione degli impatti, della scelta degli out come sanitari da considerare per ciascun inquinante.

² Tratto da: ARPA Piemonte. Proposta di LINEE GUIDA PER LA VALUTAZIONE DI IMPATTO SANITARIO (VIS). Torino: ARPA Piemonte, 2011.

Ogni sostanza determina, infatti, un effetto su uno o più organi, con effetto su una o più patologie.

La metodologia EEA indica alcuni di questi out come in funzione degli inquinanti aeriformi (fig. 3):

Table 1.1 Air pollutants and their effects on health.

Primary Pollutants	Secondary Pollutants	Impacts
Particles (PM ₁₀ , PM _{2.5} , black smoke)		mortality cardio-pulmonary morbidity (cerebrovascular hospital admissions, congestive heart failure, chronic bronchitis, chronic cough in children, lower respiratory symptoms, cough in asthmatics)
SO ₂		mortality cardio-pulmonary morbidity (hospitalisation, consultation of doctor, asthma, sick leave, restricted activity)
SO ₂	Sulphates	like particles?
NO _x		morbidity?
NO _x	Nitrates	like particles?
NO _x +VOC	Ozone	mortality morbidity (respiratory hospital admissions, restricted activity days, asthma attacks, symptom days)
CO		mortality (congestive heart failure) morbidity (cardio-vascular)
PAH diesel soot, benzene, 1,3-butadiene, dioxins		cancers
As, Cd, Cr-VI, Ni		cancers other morbidity
Hg, Pb		morbidity (neurotoxic)

Figura 3. Lista degli out come sanitari in relazione agli inquinanti atmosferici

Gli outcome sanitari utilizzati dall'EEA e da CAFE sono, come si evince dalla figura, principalmente quelli utilizzati negli studi dell'inquinamento atmosferico (legati a polveri da processi di combustione e loro costituenti).

I processi di combustione (dei motori a scoppio o diesel, dei processi industriali, degli impianti di riscaldamento) sono differenziati tra loro e con caratteristiche chimiche delle polveri emesse diverse, ma hanno in comune l'emissione di substrati carboniosi di varia dimensione (tra cui le polveri fini ed ultrafini hanno mostrato un profilo di rischio particolare).

Le conoscenze oggi disponibili sugli effetti delle polveri derivanti da questi processi mostrano che le patologie ad esse associate sono largamente sovrapponibili e simili a quelle determinate dal fumo di tabacco (altro processo di combustione con formazione di polveri).

Tabella 2. Comparazione degli effetti conosciuti del fumo di tabacco e dell'inquinamento atmosferico

Outcome - fumo di tabacco	Outcome - inquinamento atmosferico
Patologie respiratorie	Patologie respiratorie
BPCO	BPCO
Asma	Asma
Polmonite	Polmonite
Patologie cardiovascolari	Patologie cardiovascolari
Infarto	Infarto
Ictus	Ictus
Aritmie cardiache	Aritmie cardiache
Aterosclerosi	<i>aterosclerosi</i>
- Basso peso alla nascita	- <i>Basso peso alla nascita</i>
- Mortalità infantile	- <i>Mortalità infantile</i>
- Tumore del polmone	- Tumore del polmone
- Tumore del rene	- (?)
- Tumore della vescica	- (?)
- Leucemia	- (?)

Sono disponibili un numero sufficiente di studi comprovanti ciascuna delle associazioni riportate in tabella.

Lo studio CAFE e il Rapporto EEA hanno considerato per le loro valutazioni di Impatto solo gli outcome sanitari ad evidenza sufficiente.

Oggi sono disponibili evidenze, limitate come numero, ma congruenti come plausibilità biologica, anche per altri outcome che non sono stati finora considerati, anche in altre esperienze di HIA internazionali (APHEIS, WHO).

Questo implica che le stime di impatto fin qui considerate sono sottostimate per difetto, dato che il contributo in termini di anni di vita persi per altre patologie (ad es. quello dell'aterosclerosi) ha come outcome a lungo termine altre patologie (in primis ipertensione e patologie derivanti) ad impatto rilevante, non ancora ricercate negli studi fin qui eseguiti.

Le stime di rischio sugli effetti a lungo termine (che presentano i maggiori impatti) utilizzate dall'EEA per il Technical report No 15/2011, derivano da valutazione compiute nel 2005 (Externe - 2005, e CAFE - 2005), a loro volta derivate dagli studi di coorte

americani (gli unici disponibili nel periodo in cui si è svolto CAFE) (Review di Pope e Dockery, 2002)

Oggi abbiamo una maggiore disponibilità di studi, anche europei, che consentono di avere stime di rischio più aggiornate e più vicine vedi Fig. 3)

Review e meta-analisi aggiornate (degli studi comparabili per metodologia, outcome e inquinante) indicano che le stime di rischio più recenti sono leggermente diverse: per il PM 2.5 lievemente maggiori per la mortalità totale (1.07 invece di 1.06), lievemente minori per la mortalità tumorale polmonare (1.12 invece di 1.14) e cardiopolmonare (1.07 invece di 1.09).

Notevoli e importanti sono invece i rischi legati all'indicatore NO_2 , finora non considerati nelle meta-analisi pubblicate.

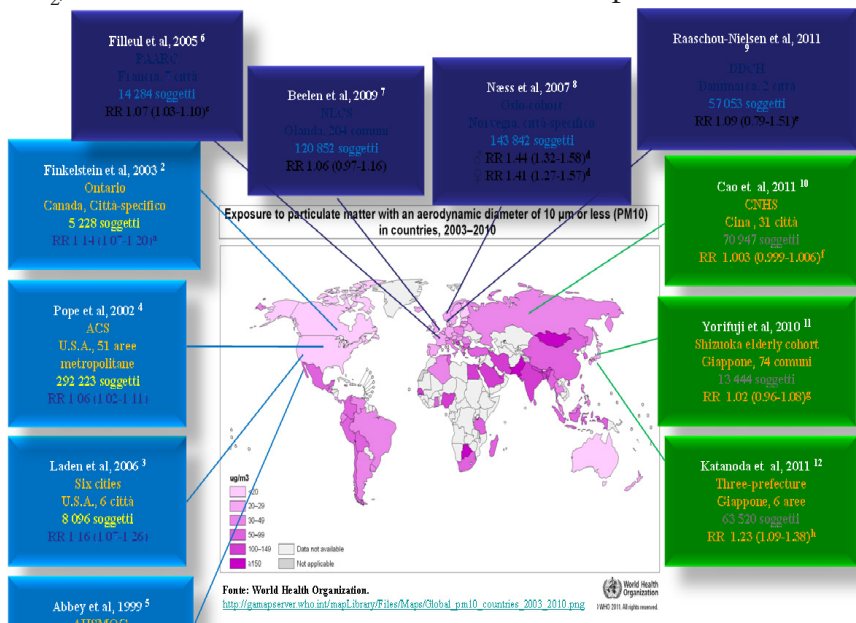


Fig. 4 Studi a lungo termine degli effetti dell'inquinamento atmosferico (aggiornamento a Luglio 2012)

In Italia le stime di impatto sono state diverse, e hanno riguardato città o esiti complessivi di studi:

Città

- WHO ECEH Roma, 13 città italiane, 2006
- ARPA Piemonte, 6 città piemontesi, 2002
- ARPA Piemonte, Torino e Novara, 2010
- Trieste (Tominz et al, Epidemiologia e Prevenzione)

- Valle d'Aosta (effetti della chiusura del traforo del M. Bianco)
- Studi*
- MISA 2 (effetti a breve termine)
 - EPIAIR (effetti a breve termine)

Tabella 3. Stima di impatto degli effetti a breve termine, studio MISA, Italia, 1996-2002

città	NO ₂		CO	
	n. (%)	ICr 80%	n. (%)	ICr 80%
Bologna	95 (2.24)	63,128	45 (1.06)	32,58
Catania	45 (1.69)	30,60	23 (0.86)	16,30
Firenze	55 (1.36)	37,75	21 (0.52)	15,27
Genova	136 (1.75)	91,183	120 (1.54)	85,155
Mestre-Venezia	19 (1.13)	12,25	25 (1.49)	18,32
Milano	249 (2.34)	166,335	306 (2.88)	219,392
Napoli	457 (5.23)	305,616	256 (2.93)	181,330
Palermo	99 (1.90)	65,134	121 (2.32)	86,156
Pisa	9 (1.12)	6,13	14 (1.74)	10,18
Ravenna	22 (1.63)	14,29	12 (0.89))	8,15
Roma	583 (2.74)	388,787	695 (3.26)	494,894
Taranto	19 (1.18)	13,26	27 (1.68)	19,35
Torino	171 (2.28)	114,230	163 (2.18)	116,210
Trieste	14 (0.68)	9,20	40 (1.96)	28,51
Verona	39 (1.91)	26,52	29 (1.42)	21,38
Stima meta-analitica	2012 (2.46)	1339,2713	1897 (2.32)	1348,2441
Stima città-specifica a posteriori	2223 (2.72)	1180,3341	1957 (2.40)	1277,2613

Le stime di impatto delle emissioni industriali in Italia sono in-

vece pochissime, per lo più limitate a qualche centrale termoelettrica o a inceneritori.

Presentano problematiche legate alle emissioni, oltre che di polveri, per le quali vi è la stragrande maggioranza di valori di rischio e di curve dose-risposta, anche di altre sostanze volatili e metalli. Le stime di rischio e le curve dose-risposta per queste categorie di sostanze sono meno accurate e probabilmente sottostimate. Le esperienze in Italia di studi di impatto su queste sostanze sono limitate.

Gli impatti economici di questi rischi sanitari riportati nello studio CAFE (utilizzato nella metodologia EEA) sono rilevanti.

La base della valutazione economica è data nello studio CAFE dalla riduzione della speranza di vita (Fig. 5)

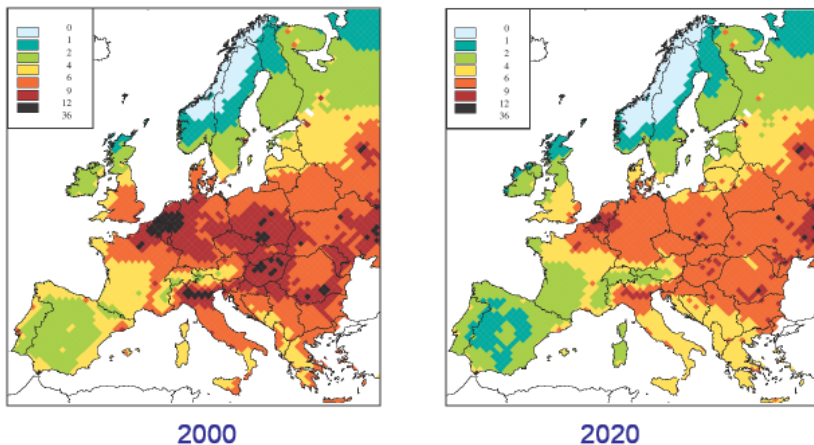


Fig. 5. Studio CAFE - Mesi di vita persi dovuti ai livelli attuali e prevedibili di PM2.5 (Bertollini, WHO, 2005)

Il livello attuale dell'inquinamento atmosferico, secondo le valutazioni condivise anche dall'OMS Europa, comporta rilevanti costi economici.

In Europa:

- 58-161 miliardi di € per la mortalità prematura;
- 29 miliardi di € per spese ospedaliere

In Italia:

- • 9-23 miliardi di € per la mortalità prematura;
- • 5 miliardi di € per spese ospedaliere.

VALUTAZIONE ECONOMICA: GLI EFFETTI SANITARI COME ESTERNALITÀ NEGATIVA

di BRUNO NOTARNICOLA, GIUSEPPE TASSIELLI,
PIETRO A. RENZULLI*

Obiettivo del presente contributo ai lavori del workshop "Valutazione economica degli effetti sanitari dell'inquinamento atmosferico: la metodologia dell'EEA" è quello di descrivere la metodologia Impact Pathway Analysis (IPA), che è considerata dalla Commissione Europea come la più idonea per effettuare valutazioni economiche delle esternalità legate all'inquinamento di siti produttivi, e confrontarla con la metodologia sviluppata dall'European Environmental Agency (EAA) nel rapporto *Revealing the costs of air pollution from industrial facilities in Europe* (EAA, 2011).

Sin dal 1990 la Commissione Europea con un team di oltre 200 scienziati dei diversi paesi membri e con un investimento di oltre 15 M€ ha lanciato il Progetto *ExternE* il quale, attraverso lo sviluppo della metodologia di IPA si pone l'obiettivo di valutare in modo *site specific* il danno ambientale e monetario derivante dal funzionamento di centrali termoelettriche alimentate con combustibili fossili, con fonti rinnovabili e con combustibile nucleare (ExternE, 1995).

Il contributo si articola su tre parti: l'introduzione, in cui verrà descritto l'inquinamento in termini di esternalità, e sarà evidenziata l'utilità della quantificazione dei costi esterni con le metodologie IPA di tipo *site-specific* e le differenze con il *Life Cycle Inventory* (LCI) di tipo *site-independent*; nella seconda parte verrà maggiormente dettagliato l'approccio dell'IPA nel progetto *ExternE*; il contributo termina con una breve descrizione del rapporto dell'EEA, *Revealing the costs of air pollution from industrial facilities in Europe*, operando una comparazione tra l'IPA e i risultati del predetto rapporto dell'EAA, ottenuti con una metodologia di Impact Pathway Approach.

* Dipartimento Jonico in "Sistemi Giuridici ed Economici del Mediterraneo: società, ambiente, culture" - Università degli Studi di Bari Aldo Moro

1) Introduzione: inquinamento, esternalità e metodologie proposte dell'UE

I costi esterni si definiscono come i costi che ricadono sulla collettività e che non sono sostenuti da chi li ha generati. In *welfare economics* - economia del benessere - si introduce il concetto del fallimento del mercato, e di esternalità, sia positive che negative: il balcone pieno di fiori e di piante tropicali del vicino, beneficio per il quale non si paga alcun prezzo, è un esempio del primo caso; l'inquinamento, danno per il quale non si riceve alcun indennizzo, è il classico esempio del secondo caso. L'emissione di sostanze inquinanti in quantità superiore a quelle previste per legge contribuisce al profitto dell'imprenditore, ma a quel profitto marginale dell'imprenditore non corrisponde alcun indennizzo per la collettività che è sottoposta a quell'inquinamento. Si verifica un fallimento del mercato perché effettivamente si ha un costo che non è pagato da nessuno o che non viene rimborsato ad alcuno. Per muoversi dalla situazione di fallimento del mercato si può provare a quantificare il costo dell'inquinamento e cercare di internalizzarlo: in tal modo si potrà dire che quel costo esterno corrisponde effettivamente al costo *totale* di funzionamento di quell'impianto annuale o che quel costo deve essere internalizzato, ossia indennizzato, ad esempio attraverso un'ecotassa, per chi causa l'inquinamento.

Un altro modo per poter rimediare al fallimento del mercato è quello di imporre delle riduzioni ai limiti di emissione. Il principio guida è che il costo marginale dell'inquinamento deve essere uguale al beneficio marginale dovuto alla riduzione del danno. Ovviamente, il problema è la difficoltà nel determinare la dimensione del danno causato dall'inquinamento al fine di ottimizzare la regolamentazione ambientale come i limiti delle emissioni, le tasse per l'inquinamento o le quote di scambio. Per tutto questo è necessario arrivare alla conoscenza del danno per kg di inquinante emesso, danno sanitario che poi, si può trasformare in grandezze monetarie Euro o Dollari.

L'Unione Europea si è posta il problema nei primi anni '90: a tal fine ha sviluppato il progetto *ExternE*, *External cost of Energy*, una serie di progetti di ricerca finanziati dall'UE dal 1991 in poi, con più di 200 scienziati provenienti da tutte le nazioni dell'Unione Europea, con un costo di oltre 15 M€ (Spadaro et al., 1999). Sin dall'inizio di *ExternE* il panel degli scienziati è stato assolutamente d'accordo nell'indicare come metodologie da seguire per la valutazione del costo esterno su base *site specific* l'IPA e il LCI *of fuel chain*, ossia

la parte di inventario della metodologia di *Life Cycle Assessment* (LCA) - Analisi del ciclo di vita del prodotto. L'approccio di tipo *site specific*, tipico della metodologia IPA, riportata in Figura 1, ha come oggetto dell'analisi il sito di produzione, che deve essere identificato con tutti gli aspetti che possono incidere sul relativo impatto ambientale: tecnologia, efficienza, quantità di carbone, olio combustibile da bruciare quotidianamente, emissioni inquinanti, altitudine del sito, altezza dei camini, caratteristiche meteorologiche del sito, in particolare la direzione e l'intensità dei venti. Tutti questi dati sono fondamentali nella fase successiva, quella di applicazione di modelli di dispersione atmosferica, grazie ai quali si può determinare come gli inquinanti si propagheranno, anche oltre frontiera. Questi modelli servono per capire chi sarà esposto a tali inquinanti; di conseguenza è fondamentale conoscere la struttura demografica per poter passare alla terza fase dell'IPA, ossia la determinazione del danno reale (o danno sanitario) attraverso le funzioni dose effetto. Nella quarta fase i danni sanitari e ambientali vengono monetizzati attraverso le metodologie di valutazione economica (costi edonistici, costi di trasporto, valutazione contingente, etc.) (Notarnicola et al., 1999).

La seconda metodologia eletta dall'UE come metodologia fondamentale in questi approcci è l'LCI del framework metodologico dell'LCA (ISO 14040 e 14044, 2006) La LCA, la cui metodologia è rappresentata in Figura 2, può essere definita come «un procedimento oggettivo inteso a valutare i carichi ambientali associati ad un prodotto, processo o attività, mediante l'identificazione e la quantificazione dei consumi di energia e di materiali e i rilasci nell'ambiente, la stima dell'impatto associato a quegli usi di materiali, di energia e ai rifiuti immessi nei diversi comparti ambientali e l'identificazione e valutazione delle opportunità relative ai miglioramenti ambientali».

L'analisi include l'intero ciclo di vita del prodotto, processo o attività, e comprende perciò:

- l'estrazione e la lavorazione delle materie prime;
- la produzione, il trasporto e la distribuzione;
- l'uso, il riuso e la manutenzione;
- il riciclaggio e lo smaltimento finale.

La LCA ha come oggetto di studio i prodotti e/o servizi intesi con un approccio sistemico e olistico, ossia come flussi di materia e di energia e le trasformazioni che questi subiscono dal momento del loro prelievo dall'ambiente a quello dell'ottenimento del pro-

dotto fino allo smaltimento finale del prodotto stesso e di tutti i rifiuti solidi generati. Caratteristica fondamentale della LCA, che per lo più non si ritrova negli altri strumenti di analisi, è quella di essere *site-independent*. I singoli processi di produzione, uso e smaltimento sono infatti analizzati e quantificati (in consumi di risorse ed emissioni nell'ambiente) indipendentemente dal sito in cui si verificano (Notarnicola et al., 2012). Questo perché non si può pretendere che un'analisi «dalla culla alla tomba», in cui mediamente si esaminano un centinaio di attività produttive, possa includere con dettaglio le caratteristiche spazio-temporali di ogni attività - le caratteristiche dei venti, le altezze dei camini, i modelli di dispersione degli inquinanti, le condizioni dei corpi riceventi - o tutti gli aspetti che dovrebbero essere considerati da analisi di tipo *site-specific*.

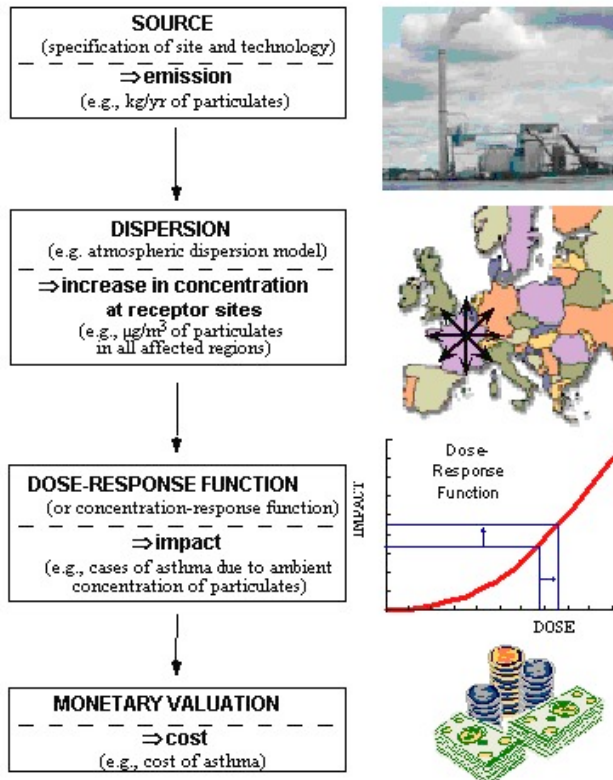


Figura 1: La Metodologia di IPA

L'inclusione di queste componenti porterebbe, molto probabilmente, a risultati diversi, in quanto una t di SO₂ ha un diverso effetto se viene immessa nell'atmosfera dell'Oceano Pacifico o della città di Roma. La LCA non si occupa degli impatti reali, ossia dei danni effettivi che vengono prodotti dal ciclo di vita di una merce, ma di quelli potenziali, ossia quelli che potrebbero essere provocati dai carichi ambientali del sistema. La LCA è uno strumento di analisi merceologico-ambientale poiché essa pone al centro della sua analisi la merce come tale, valutando i carichi ambientali legati al suo ciclo di vita, indipendentemente dal sito in cui si verificano le diverse fasi di produzione, uso o smaltimento. La localizzazione del danno effettivo degli inquinanti, l'entità di tale danno, espresso come aumento di malattie respiratorie, la loro valutazione economica, non rientrano nello schema della LCA, bensì della metodologia di IPA, introdotta dal Progetto Externe. Quest'ultima metodologia oggi è di rilevanza per la determinazione del cosiddetto Danno Sanitario, previsto dalla Legge della Regione Puglia n. 21 del 24 luglio 2012.

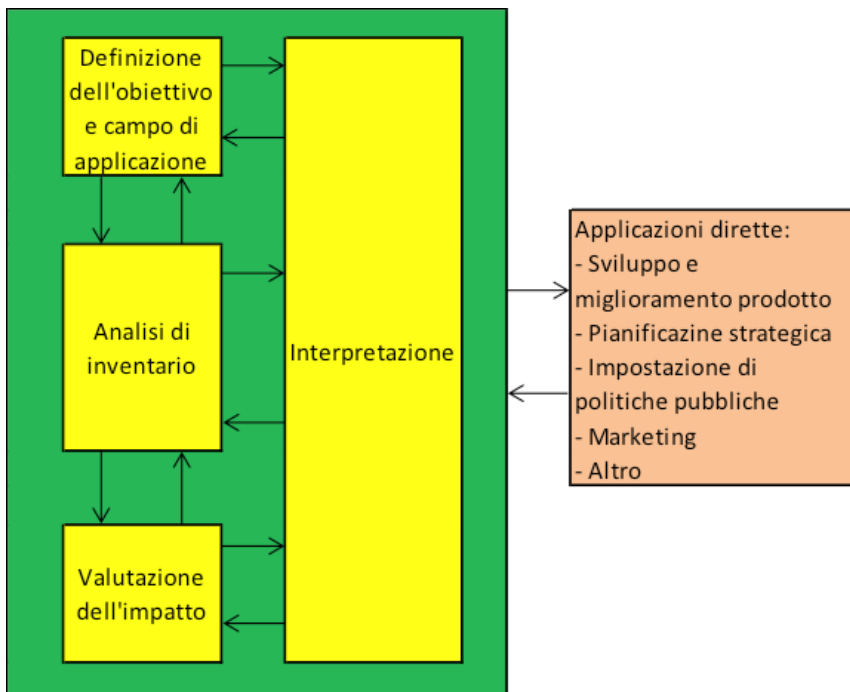


Figura 2: La metodologia di LCA

Nella Tabella 1 è riportato un confronto tra l'ExternE e la terza fase della LCA, la cosiddetta *Life Cycle Impact Assessment (LCIA)*, ossia la valutazione di impatto. Si può notare come la LCA trasforma i flussi fisici degli inquinanti in loro contributi a determinate categorie di impatto (riscaldamento globale, tossicità, eutrofizzazione etc.), cosiddetti *midpoint level* della catena effetto che parte dall'inquinante e termina al corpo ricevente finale, valutando così il cosiddetto danno potenziale, mentre la l'IPA modella gli stessi inquinanti al livello del loro recettore finale, valutando così il danno reale. (Notarnicola et al., 1998).

	LCIA	ExternE
Valutazione monetaria	no	sì
Inquinanti	Tutti per i quali i dati delle emissioni sono disponibili	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, PM, SO ₂ , NO _x , VOC, As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, diossine, benzene, radionuclidi
Categorie di impatto		
Tossicità umana	X	X
Riscaldamento globale	X	X
Ossidazione fotochimica	X	X
Acidificazione Terrestre	X	X
Eutrofizzazione	X	X
Uso del suolo	X	X
Diminuzione strato ozono	X	
Eco-tossicità acquatica	X	
Eco-tossicità terrestre	X	
Acidificazione acquatica	X	
Uso delle risorse	X	
Estrazione minerali	X	
Diminuzione produttività agricola		X
Materiali e costruzioni		X
Incidenti		X

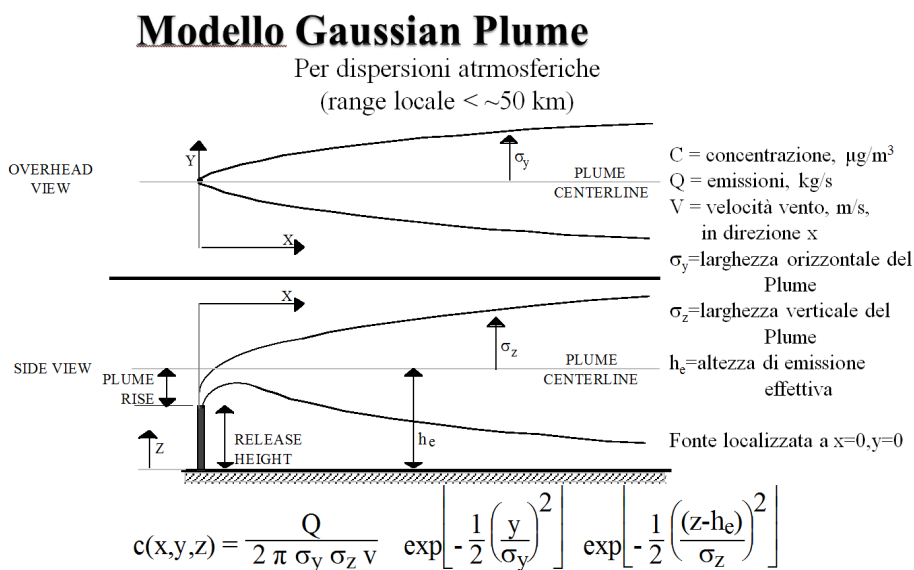
Tabella 1: confronto fra metodologia IPA ed LCA

2) La metodologia IPA nel Progetto ExternE

La prima fase dell'IPA nel progetto ExternE è costituita dall'inventario delle fonti di inquinamento che si verificano nel sito preso in considerazione. Gran parte dell'inquinamento atmosferico è dovuto direttamente o indirettamente alla produzione di energia elettrica e termica da combustibili fossili, produzione di calore e trasporti. Gli inquinanti possono essere primari o secondari: primari quando si considera il loro impatto diretto sugli organismi riceventi, secondari quando si considera l'impatto dovuto alla tra-

sformazione di questi inquinanti come ad esempio la formazione di aerosol di solfati o nitrati o la produzione di ozono derivante dal ciclo degli ossidi di azoto (reazione di NOx con COV in presenza di luce).

Una volta che gli inquinanti sono quantificati sulla base dell'inventario proposto dalla LCA nelle norme ISO 14040 e 14044, gli stessi sono sottoposti ai modelli di dispersione in atmosfera. La dispersione nell'aria degli inquinanti può raggiungere distanze di svariate centinaia di km. Quindi c'è la necessità di utilizzare, oltre ai modelli locali i modelli regionali. Un modello *Gaussian Plume*, riportato in Figura 3, che viene utilizzato da ExternE per valutare gli impatti locali, richiede le seguenti informazioni: concentrazione $\mu\text{g}/\text{m}^3$ di fumi, emissioni kg/s , velocità del vento m/s , larghezza orizzontale del flusso di fumi, larghezza verticale del flusso di fumi, altezza di emissione effettiva, del camino.



Parametri di larghezza del Plume σ_y and σ_z aumentano nella direzione x

Figura 3: Modello Gaussian Plume

In Figura 4, è riportato l'incremento della concentrazione di SO_2 derivante dalla centrale a lignite di Rheinland in Germania. Il territorio è stato diviso in celle da $10 \text{ km} \times 10 \text{ km}$; più piccole sono le celle utilizzate nei modelli, maggiormente si possono osservare gli impatti a scala locale, ad esempio scendere al livello del singolo

quartiere. Ebbene, è facile notare che l'incremento di concentrazione di SO_2 nell'aria si avrà in particolar modo nelle celle dov'è localizzata la centrale termoelettrica (nei pressi di Grevenbroich).

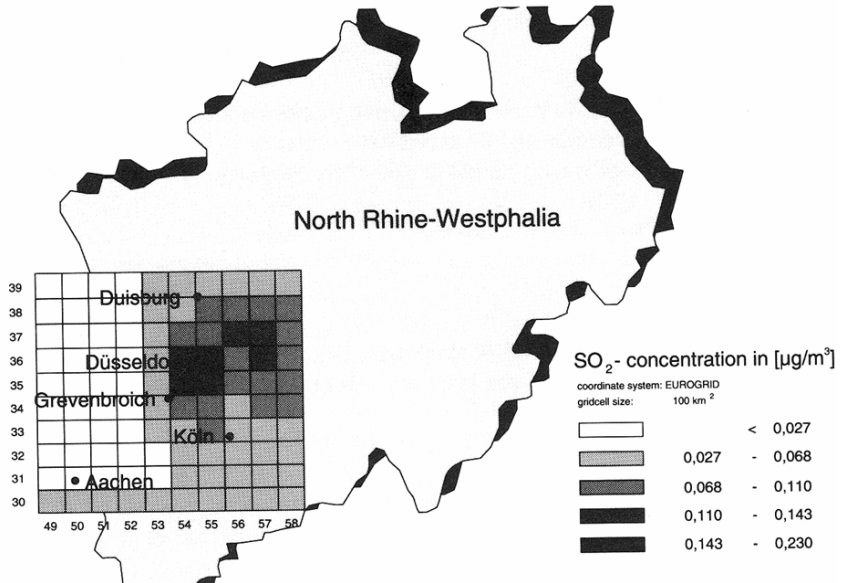


Figura 4: Incremento nella concentrazione di SO_2 derivante dalla centrale a lignite di Rheinland, scala locale (ExternE, 1995).

Se si applica un modello regionale (Figura 5) si può osservare come gli inquinanti non rimangono soltanto nelle celle in prossimità della centrale ma vanno anche nel centro-Nord della Norvegia, nel Nord della Gran Bretagna, addirittura arrivano sul Gargano.

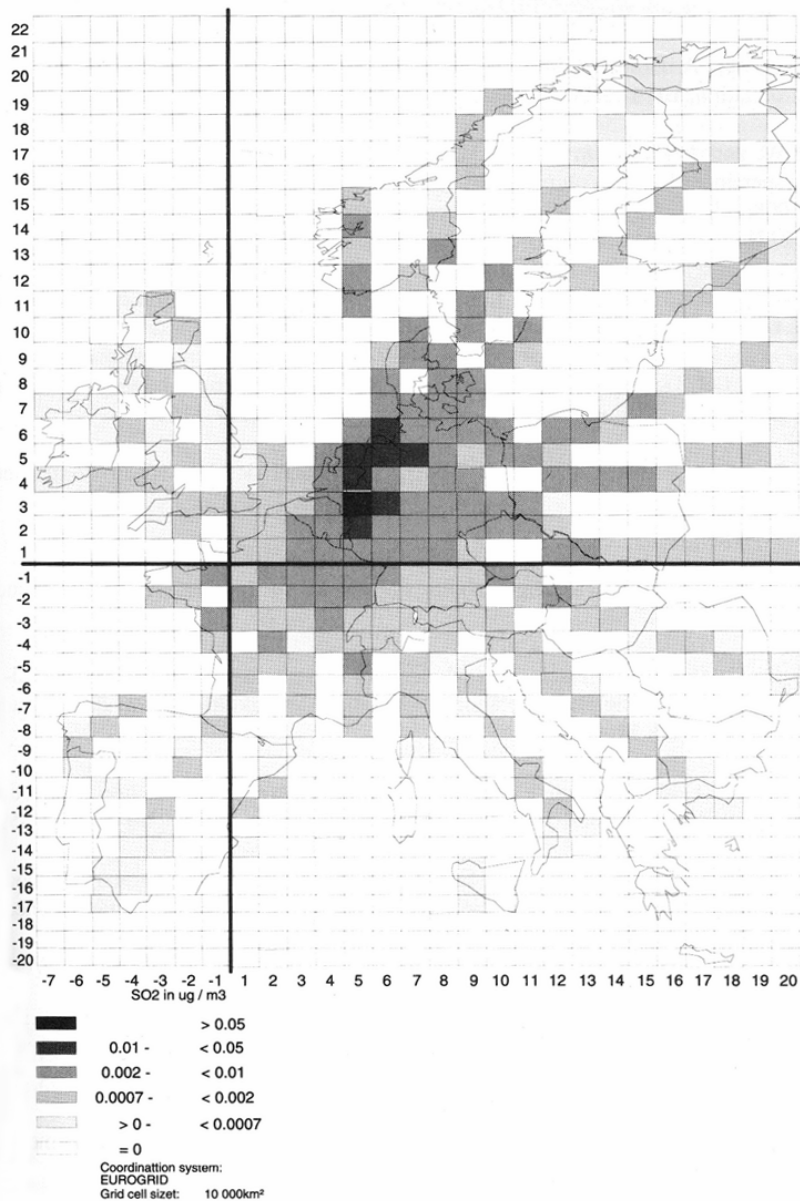


Figura 5: Incremento nella concentrazione di SO₂ derivante dalla centrale a lignite di Rheinland, scala regionale (ExterneE, 1995)

I più alti incrementi di concentrazione dell'inquinante si hanno nella cella dove è localizzata la centrale; più ci si allontana più il livello di concentrazione si abbassa. In Figura 6 è riportata la per-

centuale del danno totale atteso fino alla distanza R dalla fonte per vari inquinanti: è possibile notare come per le polveri PM5-10 (TSP 5-10 nel grafico) a una distanza di 50 km dalla fonte si localizzerà il 10% del totale di quell'inquinante. Il restante 90% si localizzerà in tutte le celle fino a un massimo di circa 5000 km dal punto di emissione. Nelle celle localizzate nella prossimità dell'impianto abbiamo l'incremento massimo della concentrazione, ma in valore assoluto possiamo dire che il 10% di quella sostanza rimane in tali località, mentre il restante 90% è diretto nelle altre celle.

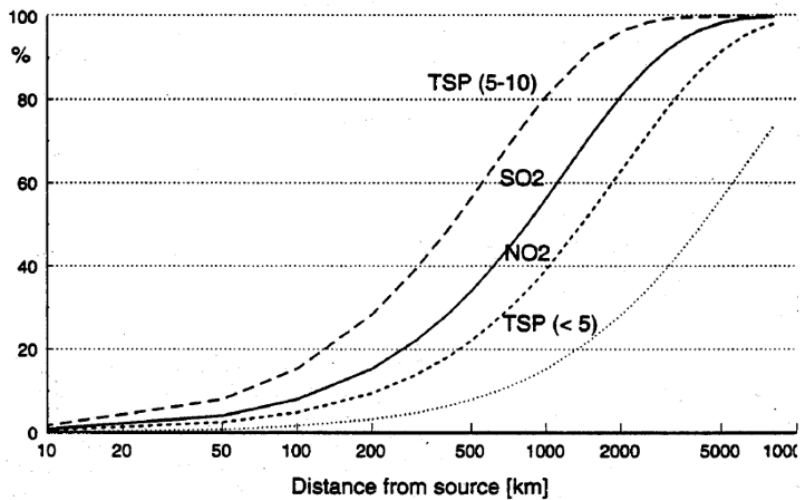


Figura 6: Percentuale del danno totale atteso fino alla distanza R dalla fonte per vari inquinanti

La terza fase dell'IPA è quella che riguarda le funzioni dose-effetto; in Tabella 2 sono riportati gli impatti derivanti dagli inquinanti primari e secondari sulla mortalità o sulla morbosità cardiovascolare e respiratoria, neurotossicità ed altro. Ci sono inoltre altri effetti inquinanti diversi da quelli che si hanno sulla salute pubblica che sono quelli ad esempio dei danni provocati dall'ozono sulle piante e sugli ecosistemi, dagli ossidi di azoto sull'acidificazione dei suoli ed eutrofizzazione delle acque, dalla SO₂ sulle deposizioni acide che provocano danni a piante ed ecosistemi, dal particolato sul deterioramento degli edifici e dei monumenti, e poi dai gas climalteranti sul surriscaldamento globale e dai CFC sulla diminuzione di ozono stratosferico.

Tabella 2: Inquinanti atmosferici e gli effetti sulla salute

Inquinante primario	Inquinante secondario	Impatti
particolato (PM ₁₀ , PM _{2.5})		mortalità morbo­sità cardio-vascolare e respiratoria: riduzione capacità polmonare, cancro polmoni, asma, bronchite (ospedalizzazione, malattia, visite mediche, ...)
SO ₂		<i>effetti diretti della SO₂</i> mortalità morbo­sità cardio-vascolare e respiratoria
SO ₂	sol­fati	<i>come particolato</i>
NO ₂		<i>effetti diretti del NO₂</i> mortalità e morbo­sità?
NO _x	nit­rati	<i>come particolato?</i>
NO _x +VOC	ozono	mortalità morbo­sità respiratoria
VOC		<i>Poco o nessun effetto nelle concentrazioni tipiche (eccetto IPA)</i>
Benzene, IPA		cancro
CO		mortalità morbo­sità cardio-vascolare
diossine		cancro, altre morbo­sità
As, Cd, Cr, Ni		cancro, altre morbo­sità
Hg, Pb		Morbo­sità (<i>neurotossicità, altro</i>)
NO _x +VOC	ozono	<i>danni alle piante ed ecosistemi, danni ad alcuni materiali</i>
NO _x		<i>danni ad ecosistemi (Acidific., eutrofizz.)</i>
SO ₂	piogge acide	<i>danni alle piante ed ecosistemi, danni ad alcuni materiali</i>
particolato		<i>Sporcamento /degradazione di edifici</i>
CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, CFCs		<i>Riscaldamento globale</i>
CFCs		<i>Diminuzione di O₃ stratosferico</i>

Per misurare gli impatti sulla salute si utilizza l'approccio epidemiologico, che può misurare l'impatto su popolazioni umane reali, osservando le correlazioni tra esposizione ed inquinante; in molti casi, tuttavia, ci sono grandi incertezze nel capire se l'impatto è dovuto all'inquinante o ad altri fattori non considerati. Altro approccio è quello tossicologico che, invece, cerca di identificare il meccanismo di azione di un inquinante, attraverso test su cavie. I risultati dei due approcci permettono di costruire le funzioni dose-effetto, che ci consentono di attribuire ad una determinata dose di inquinante l'impatto reale su determinati organismi. Di solito esse hanno una forma lineare, alcune volte si hanno delle forme lineari con valori di soglia, in altri casi ci sono degli andamenti negativi a basse soglie, come nel caso della SO_2 sulla fertilizzazione dei terreni. Il risultato è la quantificazione degli impatti dei principali inquinanti.

Quindi, ad esempio, l'esposizione umana alle polveri 2,5 avrà degli effetti cronici sulla mortalità dei bambini, sulla morbosità in termini di incremento di bronchiti, effetti acuti sulla morbosità in termini di ammissione ad ospedale per problemi respiratori, o per problemi cardiaci, mentre l'esposizione umana all'ozono ha effetti acuti sulla mortalità e sulla morbosità, o l'esposizione dei raccolti all'ozono provoca la di resa su determinati raccolti.

Dopo aver calcolato e quantificato il danno sanitario si passa alla valutazione economica. Per quei beni per i quali esiste un prezzo di mercato, il danno arrecato sarà valutato sulla base di questi valori; è il caso della valutazione del minor reddito derivante all'agricoltore per il minor raccolto dovuto alla ricaduta di sostanze inquinanti sui suoi terreni, o del costo dei giorni di lavoro persi a causa di un problema di tipo asmatico. Per i beni pubblici, (parchi etc.), il danno arrecato ai cittadini dagli agenti dannosi si può valutare indirettamente attraverso i "costi di viaggio", i "costi edonistici", e i "costi di comportamento", che esprimono in termini monetari il sacrificio sostenuto dai cittadini in conseguenza dei cambiamenti ambientali associati all'inquinamento. Per i beni per i quali non esiste alcun prezzo di mercato o alcun modo per valutare il cambiamento di comportamento dei cittadini, si farà ricorso a tecniche di valutazione contingente (disponibilità a pagare o a ricevere)

I principali indicatori utilizzati sono il valore statistico della vita (VSL), che in Europa è pari ad 1 M€, mentre negli Stati Uniti è pari a 5, probabilmente perché negli Stati Uniti i maggiori costi della sanità inducono una diversa propensione alla quantificazione del valore della vita, ed il valore di un anno di vita (VOLY) che, usa-

to per l'inquinamento atmosferico, è stimato pari a 50 K€. In termini di costo gli inquinanti emessi più importanti sono polveri, SO₂, NO_x e COV. Sempre in termini di costo, la mortalità incide per il 65% sul danno totale, la morbosità in termini di bronchite cronica incide per il 15%, altri impatti sulla salute per il 15%. Piccole percentuali di costo sono dovute alla perdita di raccolti agricoli e a danni a costruzioni. E' possibile misurare il costo associato alla mortalità da inquinamento atmosferico moltiplicando i due indicatori accennati in precedenza - di cui il VSL risulta sempre notevolmente più alto rispetto al VOLY, - rispettivamente per il numero di decessi e per la perdita di aspettativa di vita. Il VSL è maggiormente utilizzato nella valutazione della mortalità in caso di incidenti; l'indicatore della perdita di aspettativa di vita - *Life Expectancy* (LE) - invece, è più indicato nella valutazione della mortalità per inquinamento. Negli Stati Uniti e nella UE, la perdita di aspettativa di vita a causa dell'inquinamento atmosferico, con concentrazioni tipiche di polveri 2,5 di 20 - 30 µg/m³, è di otto mesi. Lavorando con politiche attuative nei prossimi decenni che prevedono una riduzione del 50% di inquinanti andiamo a ridurre questi otto mesi a quattro; diversa la situazione nei Paesi in via di sviluppo, Cina e India in particolar modo, in cui la perdita di aspettativa di vita a causa dell'inquinamento è stimata in 2-4 anni.

Tutto il percorso dell'impatto sin qui calcolato è dato dalla sommatoria dei valori delle tipologie di danno evidenziate. In tal modo è possibile rapportare questo danno al kg o alla t di inquinante o al prodotto finito, t di prodotti o kWh di energia elettrica prodotta. Per la CO₂ le incertezze sono molto più alte perché essa è quantificata come costo marginale dell'abbattimento; in *ExternE*, invece, si è cercato di quantificarla in un modo molto più complesso, ossia andando a considerare l'impatto della CO₂ nei cambiamenti climatici a lungo termine, una lunga catena causa-effetto che permette di vedere poi degli impatti maggiori sui Paesi in via di sviluppo, che hanno un valore della vita, una disponibilità, un costo medio, notevolmente più basso degli Stati Uniti e dell'Unione Europea. Le incertezze sono tante e i dati variano da 3,8 €/t CO₂ fino a 139 €/t CO₂; il rapporto dell'EEA considera 33,6 €/t CO₂.

In sintesi il progetto *ExternE* ha considerato i seguenti aspetti. Inquinanti: CO₂, NO_x, SO_x e PM; danni: la salute - la morbosità il 30% del costo totale, la mortalità il 65% -, costruzioni, materiali e raccolti agricoli; tecnologie: tutte le tecnologie della produzione di energia - carbone, lignite, olio, gas, fotovoltaico, eolico, idroelettrico, nucleare, incenerimento di rifiuti, trasporti. Le ipotesi prin-

cipali sono: impiego della *site specific* IPA avendo come oggetto dell'analisi l'impianto industriale (centrale termoelettrica), impiego di modelli di dispersione locali e regionali, DRF (*dose response functions*) funzioni dose-effetto lineari per la salute, mortalità in termini di perdita di aspettativa di vita invece che numero di decessi, valutazione monetaria basata sulla disponibilità a pagare in termine di un valore di un anno di vita, invece valutazione del cancro basato su valore statistico della vita. Alcuni risultati ai quali si può giungere sono: il costo del danno in €/kg per diversi inquinanti (Spadaro et al., 2002), alcuni dei quali come le polveri sono maggiormente dipendenti dall'altezza del camino, altri hanno una dipendenza più bassa, altri invece una dipendenza nulla come riportato in Figura 7.

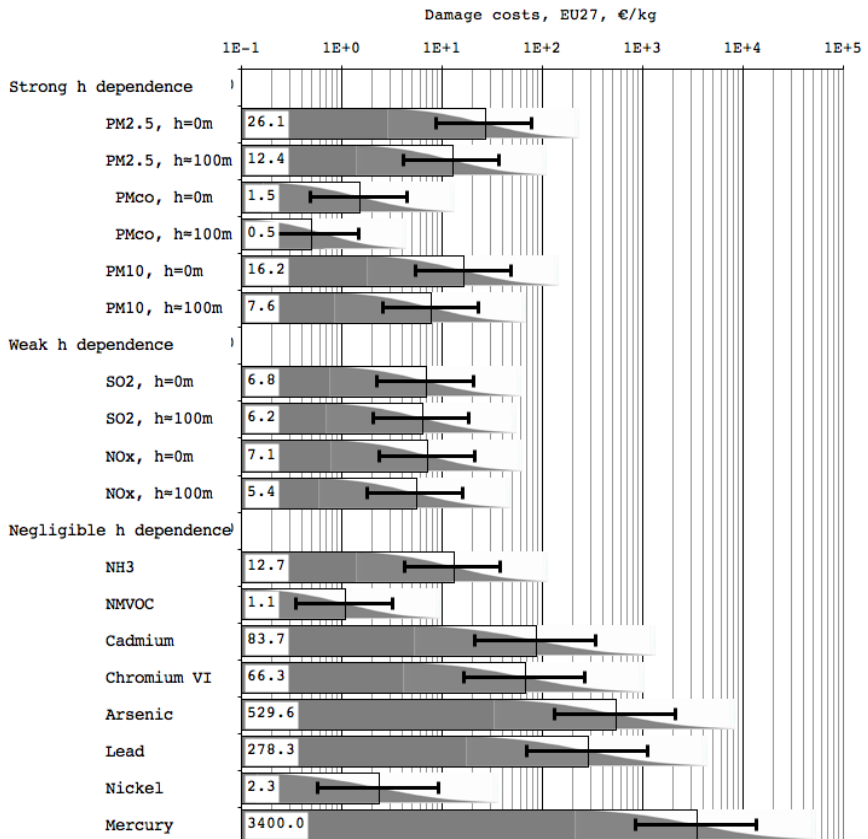


Figura 7: Costo del danno per inquinante e incertezza (barre errori e distribuzione di probabilità), (*ExternE*, 2008)

Il principale uso dei risultati del progetto *ExternE* è quello di supporto a decisioni complesse, ad esempio sul mix energetico di un

determinato territorio, o nelle politiche di trasporto o di gestione dei rifiuti, o livello ottimale di tasso per l'inquinamento, livello ottimale di titoli di scambio per emissioni. Relativamente alle modellistiche utilizzate in *ExternE*, esse sono di due tipi, di *background* e di *foreground*: alla prima appartengono i modelli di dispersione, i diversi modelli di funzione dose-effetto, i modelli economici di disponibilità a pagare e a ricevere o i modelli dei costi edonistici (tutti questi modelli sono disponibili sui software di *ExternE*, quale *EcoSense*). La modellistica di *foreground*, invece implica il carattere di *site-specificity*, ossia prendere in considerazione i dati specifici dell'impianto, per arrivare alla stima del danno reale dell'inquinamento provocato dall'impianto stesso (Spadaro et al., 2007).

3) Il rapporto EEA, Revealing the costs of air pollution from industrial facilities in Europe

Il rapporto dell'*European Environmental Agency*, dal titolo *Revealing the costs of air pollution from industrial facilities in Europe*, valuta i costi esterni derivanti alla salute umana e alla qualità dell'ambiente che derivano dagli inquinanti in atmosfera emessi da impianti industriali. Il rapporto analizza l'impatto di 10.000 impianti industriali in Europa e fornisce una graduatoria delle industrie sulla base dei danni (e dei costi esterni), che provocano alla salute umana e alla qualità dell'ambiente. Come si può evidenziare dalla Figura 8, il 50% del totale dei costi esterni è causato da 191 impianti.

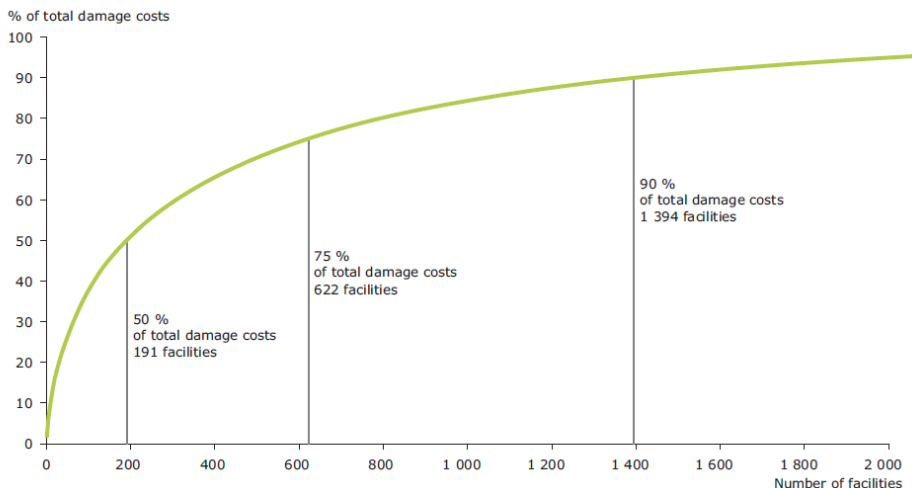


Figura 8: Distribuzione cumulativa dei 2000 impianti che rappresentano il danno più elevato

La Figura 9 ci mostra la localizzazione di alcuni degli impianti più inquinanti, mentre nella Figura 10, sono messi in evidenza i venti impianti più inquinanti. L'unico impianto italiano, la centrale termoelettrica Federico II di Brindisi sud, località Cerano, si trova al diciottesimo posto. Nella Figura 11, sono riportati i trentacinque impianti più inquinanti d'Italia che sono compresi all'interno delle prime quattrocentoventicinque posizioni.

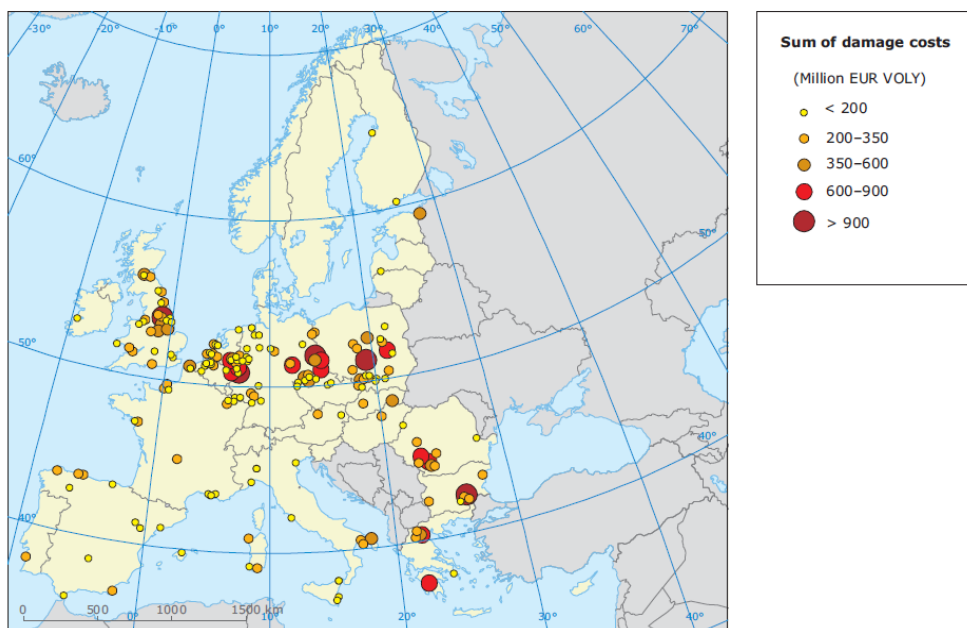


Figura 9: Localizzazione dei 191 impianti che contribuiscono al 50% del danno totale

No	FacilityName	Town/City	Country	Main activity	Pollutant group* damage costs (million €)				aggregated damage (million €)	
					CO ₂	SO ₂	NO _x	VOL	High 'VSL'	and orga
1	PGE Elektrownia Belchatów S.A.	Rogowiec	Poland	Energy - Thermal powe	991	557	1525	1.855	1550	2518
2	TETs Maritsa iztok 2' EAD	Kovachevo	Bulgaria	Energy - Thermal powe	324	1108	3015	0.000	1432	3339
3	Vattenfall Europe Generation AG Kraftw	Peitz	Germany	Energy - Thermal powe	793	439	1209	0.344	1232	2002
4	RWE Power AG Bergheim	Bergheim	Germany	Energy - Thermal powe	884	246	676	0.443	1130	1560
5	Drax Power Limited	Selby	United King	Energy - Thermal powe	689	337	935	0.238	1026	1625
6	Complexul Energetic Turceni	Turceni	Romania	Energy - Thermal powe	204	684	1878	0.388	889	2082
7	RWE Power AG Eschweiler	Eschweiler	Germany	Energy - Thermal powe	645	178	490	0.251	824	1135
8	RWE Power AG Kraftwerk Neurath	Grevenbroi	Germany	Energy - Thermal powe	601	180	493	0.210	781	1095
9	RWE Power AG Kraftwerk Frimmersdo	Grevenbroi	Germany	Energy - Thermal powe	564	177	487	0.198	742	1051
10	PGE Elektrownia Turów S.A.	Bogatynia	Poland	Energy - Thermal powe	393	329	906	0.000	722	1299
11	Vattenfall Europe Generation AG Kraftw	Boxberg/O	Germany	Energy - Thermal powe	514	198	545	0.474	713	1059
12	PPC S.A. SES Megalopolis A'	Megalopoli	Greece	Energy - Thermal powe	150	541	1459	1.021	692	1609
13	Elektrownia 'Kozienice' S.A.	Świerze	G Poland	Energy - Thermal powe	366	320	878	1.640	688	1246
14	Vattenfall Europe Generation AG Kraftw	Böhlen	Germany	Energy - Thermal powe	430	245	675	1.889	677	1107
15	PPC S.A. SES Agioy Dhmtrioy	Agios Dim	Greece	Energy - Thermal powe	433	194	509	1.797	629	944
16	Complexul Energetic Rovinari	Rovinari	Romania	Energy - Thermal powe	172	439	1204	0.310	611	1376
17	Elektřárny Pruněřov	Kadař	Czech Repu	Energy - Thermal powe	305	236	644	0.651	541	949
18	Centrale Termoelettrica Federico II (BR	Brindisi	Italy	Energy - Thermal powe	437	99	270	0.355	536	707
19	Longannet Power Station	Kincardine	United King	Energy - Thermal powe	248	278	769	0.379	527	1018
20	Vattenfall Europe Generation AG Kraftw	Spremberg	Germany	Energy - Thermal powe	360	135	371	0.285	495	731

Figura 10: I 20 impianti più impattanti in Europa

				Pollutant group damage costs (million €)			aggregated damage		
18	Centrale Termoelettrica Federico II (BR Sud)	Brindisi	Energy - Thermal power stations	437	99	270	0,355	536	707
52	ILVA S.P.A. Stabilimento di Taranto	Taranto	Metals - Installations for the prod	173	103	283	6,729	283	463
69	Saras Raffinerie Sarde S.P.A.	Sarroch	Energy - Mineral oil and gas refin	191	54	147	0,215	244	338
80	Centrali Termoelettriche Di Taranto	Taranto	Energy - Thermal power stations	199	30	83	0,001	229	282
87	Centrale Termoelettrica Di Fiume Santo	Sassari	Energy - Thermal power stations	136	76	209	0,033	213	346
108	Impianto Termoelettrico Di Fusina	Venezia	Energy - Thermal power stations	144	32	86	0,007	176	231
118	Centrale Vado Ligure	Quiliano	Energy - Thermal power stations	123	46	125	0,000	169	248
128	Centrale Termoelettrica Di San Filippo Del Mela	San Filippo Del Mela	Energy - Thermal power stations	112	45	124	0,205	157	236
145	ESSO Italiana Raffineria Di Augusta	Augusta	Energy - Mineral oil and gas refin	61	71	193	0,427	132	254
148	Raffineria Di Sannazzaro De' Burgondi	Sannazzaro De' Burg	Energy - Mineral oil and gas refin	75	54	146	0,037	129	221
174	Raffineria ISAB Impianti SUD	Priolo Gargallo	Energy - Mineral oil and gas refin	62	51	138	0,015	113	200
186	Enel Produzione SpA - Centrale Sultcis (Grazia)	Portofucoso	Energy - Thermal power stations	75	32	87	0,001	107	162
187	Enel Produzione SpA - Centrale di Torrevaldaliga	Civitavecchia	Energy - Thermal power stations	96	11	30	0,000	107	126
188	Raffineria di Milazzo S.c.p.A.	Milazzo	Energy - Mineral oil and gas refin	54	52	142	0,007	107	196
189	Enipower S.P.A. Stabilimento Di Ferrera Erbognone	Ferrera Erbognone	Energy - Thermal power stations	98	8	22	0,003	106	120
196	Enel Produzione S.p.A. Centrale della Spezia	La Spezia	Energy - Thermal power stations	79	26	71	0,014	105	150
231	Centrale Termoelettrica Di Monfalcone	Monfalcone	Energy - Thermal power stations	66	27	74	0,015	93	140
245	Raffineria SARPOM di Treate	Treate	Energy - Mineral oil and gas refin	39	48	131	0,004	87	170
259	Enipower S.P.A. - Stabil. di Brindisi	Brindisi	Energy - Thermal power stations	76	6	17	0,000	82	92
280	Unità di Bussines Bastardo - Centrale Pietro V.	Guido Cattaneo	Energy - Thermal power stations	34	48	131	0,000	82	165
274	Raffineria api e impianto IGCC di falconara maritt	Falconara Marittima	Energy - Mineral oil and gas refin	65	12	34	0,002	77	99
283	ERG Nuove Centrali Impianti Nord	Priolo Gargallo	Energy - Thermal power stations	38	37	101	0,046	75	139
287	ENEL Produzione SPA - Centrale Termoelettrica	Termini Imerese	Energy - Thermal power stations	68	6	17	0,000	74	85
299	EniPower Stabilimento di Ravenna	Ravenna	Energy - Thermal power stations	65	7	18	0,000	72	83
313	Enipower Mantova - Stabilimento di Mantova	Mantova	Energy - Thermal power stations	66	4	10	0,000	69	75
324	Centrale Termoelettrica Torrevaldaliga Sud	Civitavecchia	Energy - Thermal power stations	61	6	15	0,000	67	77
330	Centrale Termoelettrica Brindisi	Brindisi	Energy - Thermal power stations	52	13	36	0,007	66	89
340	Centrali Termoelettrica Di Piombino	Piombino	Energy - Thermal power stations	51	13	35	0,005	64	86
374	ISAB Energy Impianto IGCC	Priolo Gargallo	Energy - Thermal power stations	52	7	19	0,010	59	71
386	ENEL Produzione S.p.A.-Centrale "Archimede"	Priolo Gargallo	Energy - Thermal power stations	54	3	9	0,000	57	63
403	Raffineria di Venezia	Venezia	Energy - Mineral oil and gas refin	26	29	79	0,006	54	104
411	Iride Energia S.p.A. - Centrale Termoelettrica di	Moncalieri	Energy - Thermal power stations	49	3	9	0,000	53	59
412	Stabilimento di Gubbio Cementerie Aldo Barbet	Gubbio	Minerals - Installations for the pr	34	19	50	0,000	53	84
416	Centrale Termoelettrica Di Torviscosa	Torviscosa	Energy - Thermal power stations	49	3	7	0,000	52	57
424	Colacem S.P.A. - Cementeria Di Ghigliano	Gubbio	Minerals - Installations for the pr	25	26	69	0,000	51	95
425	Calenia Energia S.P.A.	Sparanise	Energy - Thermal power stations	48	3	8	0,000	51	56

Figura 11: Gli impianti più impattanti in Italia

Dalla Figura 11, si può osservare che, oltre alla centrale termoelettrica di Brindisi sud, altri impianti pugliesi che rientrano nella graduatoria sono l'ILVA al 52° posto, seguita dalle sue centrali termoelettriche (ex, ISE, ex Edison, ora ILVA) all'80° posto (oggi i due impianti rientrano sotto la stessa proprietà ILVA, quindi la posizione ILVA è sicuramente superiore rispetto alla 52°), centrali termoelettriche di Brindisi nord, 259° e 330° posto). Infine la raffineria ENI di Taranto si attesta al 544° posto. In Figura 12, si può evincere il costo del danno aggregato per settore: quello dell'energia presenta le quote più alte, quello dell'agricoltura le quote più basse (anche se la mancanza delle emissioni di CH₄ e di N₂O ne provoca una forte sottostima); le Figure 13 e 14 rapportano, invece, il costo del danno aggregato per Paese rispettivamente senza e con normalizzazione sul PIL; l'Italia, rispettivamente passa dalla 5° alla 21° posizione per quanto la normalizzazione solo sulla base del PIL risulta abbastanza limitativa, visto che sarebbero da considerare anche altri fattori quali la bilancia dei pagamenti, le responsabilità del produttore e del consumatore, la perdita di carbonio e le ipotesi delle culle di inquinamento (Mongelli et al., 2006 e 2007).

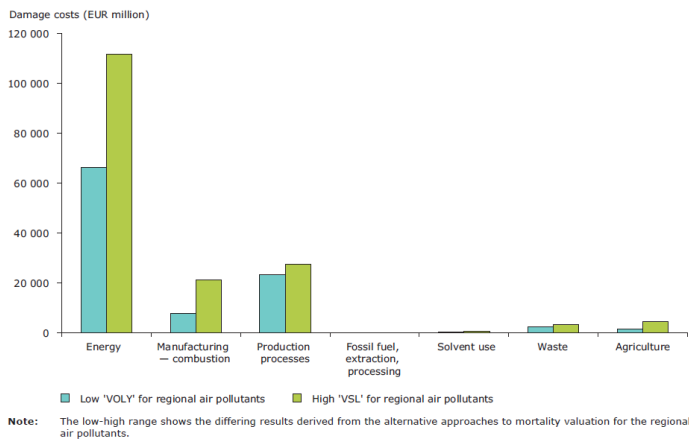


Figura 12: Costi del danno aggregato per settore

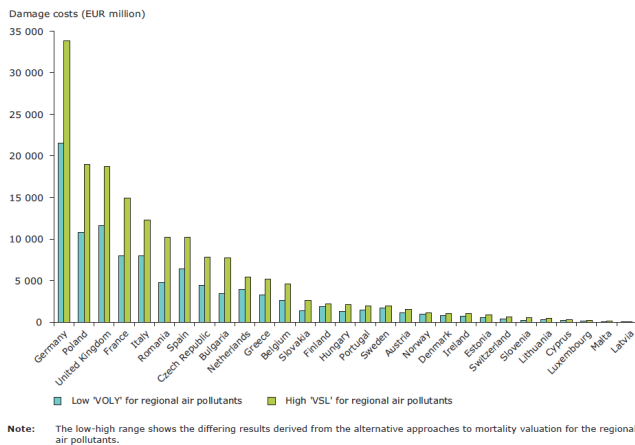


Figura 13: Costi del danno aggregati per Paese, incluso la CO₂

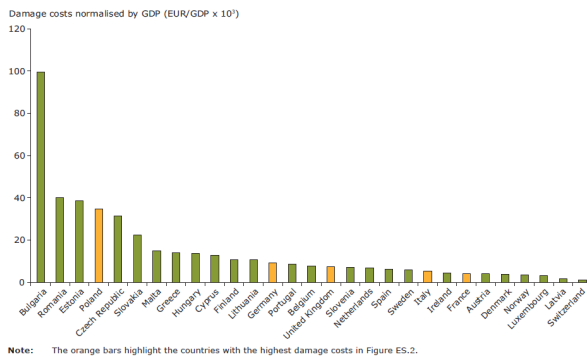


Figura 14: Costi del danno aggregato per Paese normalizzati al PIL

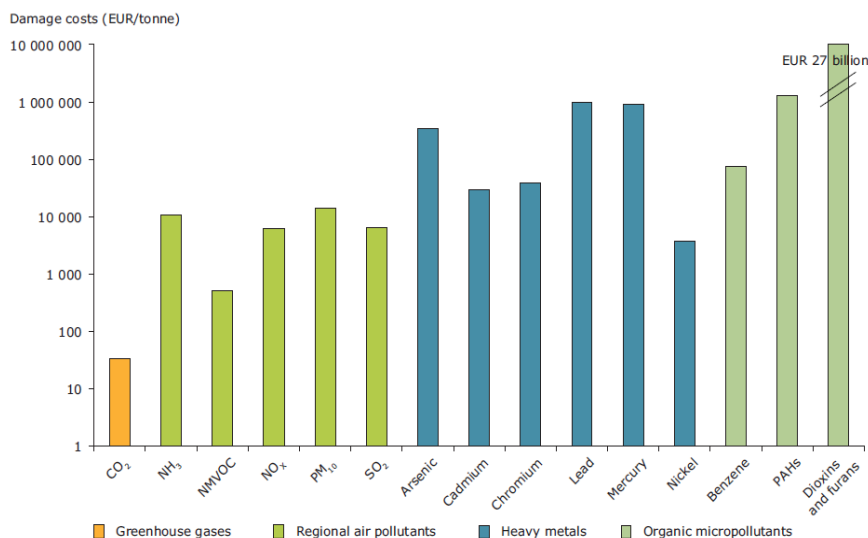


Figura 15: Stima del costo medio europeo del danno per inquinanti

In Figura 15 si possono desumere gli inquinanti che hanno un costo esterno più alto: svettano le diossine con 27 G€/t.

La metodologia seguita nel rapporto dell'EEA non è l'Impact Pathway Analysis ma l'Impact Pathway Approach che costituisce un approccio semplificato dell'IPA e che essa consta di tre fasi:

- 1) valutazione dei costi del danno per t di ciascun inquinante come media nazionale;
- 2) correzione della media nazionale con fattori specifici di settore (ove presenti);
- 3) moltiplicazione dei dati per le emissioni contenute nell'E-PRTR

Nella prima parte si utilizzano banche dati molto accurate come l'E-PRTR, che si basa sulle dichiarazioni di emissione di inquinanti in atmosfera redatte dalle aziende; sulla base di questi dati, utilizzando metodologie quale la CAFE-CBA (AEA, 2005), il modello di trasporto degli inquinanti EMEP, il modello USEPA per il destino degli inquinanti, il modello UWM per la concentrazione nell'aria degli inquinanti, il modello di analisi degli effetti degli inquinanti regionali Alpha-2 e il modello AOT040 per l'analisi dei danni sulle colture, il modello Risk Poll per l'analisi degli effetti si costruiscono le medie nazionali sulle quali si basano i successivi calcoli.

La seconda fase, che utilizza il modello Eurodelta 2, consiste nella correzione della media nazionale con fattori specifici di settore (ove presenti, non per il caso dell'Italia); la terza fase prevede la moltiplicazione dei dati che il sistema fino a quel punto ha calcolato per le emissioni contenute nell'E-PRTR. Tutta la metodologia

si basa quindi non su dati *site specific* ma su medie nazionali, che spostano così i confini degli impatti (e dei danni) dal livello locale a quello nazionale. I risultati ottenuti sono di carattere nazionale, che a nostro avviso, devono essere approfonditi con un approccio marginale di tipo *site-specific* che parta dal territorio sul quale opera l'impianto industriale. Uno studio del 1999 (Basham J.P., et al., 1999) che modellizzava la dispersione della diossina rilasciata dall'inceneritore di Bristol evidenziava come l'incremento medio delle diossine emesse dall'inceneritore di Bristol fosse pari all'1,4% usando dati medi, e pari al 46,5% usando dati reali e *site specific*.

Tra i limiti della metodologia impiegata dallo studio è da evidenziare che il registro delle emissioni E-PRTR è di buona qualità ma incompleto, poiché non tutti gli impianti dichiarano le stesse emissioni. Inoltre l'anno di rilevazione è il 2009, che è stato caratterizzato dalla crisi industriale europea; la rilevazione su base pluriennale darebbe sicuramente risultati diversi; infine i calcoli si basano su metodologie abbastanza complesse e non sono facilmente riproducibili.

4 Conclusioni

La metodologia utilizzata per calcolare i costi esterni dell'inquinamento è già ben definita: gli approcci sono *site specific* IPA e *inventory* LCA ma le incertezze sono grandi: fattore di circa tre per i principali inquinanti dell'aria, fattore di circa quattro per metalli tossici, fattore di circa cinque per i gas serra. Le principali cause di incertezza sono la modellazione della dispersione degli inquinanti, le funzioni dose effetto per la salute, la valutazione monetaria della mortalità e della morbosità. E' necessario apportare miglioramenti in alcuni punti critici della metodologia, quali migliore qualità e affidabilità dei dati dei costi esterni, maggiore copertura a livello di nuove tecnologie, di nuovi Paesi, in particolare quelli in via di sviluppo e di ulteriori inquinanti da modellizzare.

Il rapporto EEA si basa sull'approccio semplificato, ma è necessario essere cauti nell'impiego di tale approccio in contesti diversi e per finalità diverse da quelle enunciate nel rapporto, il cui obiettivo è l'individuazione dei costi esterni degli stabilimenti industriali europei dovuti all'inquinamento atmosferico. Gli impianti che sono risultati i più inquinanti nel rapporto EEA dovrebbero essere analizzati con un'IPA che impieghi tutti i dati locali necessari. Solo così, a nostro avviso, si può arrivare alla determinazione del reale danno sanitario di un impianto, operazione che richiede risorse e

competenze. L'Unione Europea ha messo intorno allo stesso tavolo 200 scienziati provenienti da tutta Europa, il miglior *panel* di ingegneri per il monitoraggio degli inquinanti derivanti centrali termoelettriche e per la costruzione degli inventari, di chimici, di fisici e matematici per i modelli di dispersione, di tossicologi e di epidemiologi per le funzioni dose-effetto, di economisti per la valutazione economica e lo ha fatto con un investimento assolutamente rilevante. Secondo noi è questa la strada che dovrebbe essere percorsa anche sul territorio jonico, attraverso la costituzione di un centro di ricerca pubblico e privato su ambiente e salute o attraverso le attività del neonato Polo scientifico-tecnologico Magna Grecia che potrebbe condurre questi studi con i dati specifici del territorio jonico.

Riferimenti Bibliografici

AEA Technology Environment. Service Contract for Carrying out Cost-Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the Clean Air for Europe (CAFE) Programme: Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFE. Volume 1: Overview of Methodology. Didcot: AEA Technology Environment, 2005. http://ec.europa.eu/environment/archives/cafe/pdf/cba_methodology_vol1.pdf

AEA Technology Environment. Service Contract for Carrying out Cost-Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the Clean Air for Europe (CAFE) Programme: Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFE. Volume 2: Health Impact Assessment. Didcot: AEA Technology Environment, 2005. http://ec.europa.eu/environment/archives/cafe/pdf/cba_methodology_vol2.pdf

Basham JP, Whitwell I. Dispersion modelling of dioxin releases from the waste incinerator at Avonmouth, Bristol, UK. *Atmospheric Environment*. 1999 Sep;33(20):3405-3416.

EEA European Environment Agency. Revealing the costs of air pollution from industrial facilities in Europe (EEA technical Report n .15/2011). Luxembourg: Publications Office of the European Union; 2011. <http://www.eea.europa.eu/media/publications/cost-of-air-pollution>

ExterneE: Externalities of Energy. Luxembourg : Office for Official Publications of the European Communities, 1995. Vol.1: Summary; Vol.2: Methodology; Vol.3: Coal and Lignite; Vol.4: Oil and Gas; Vol.5: Nuclear; Vol.6: Wind and Hydro Fuel Cycles. http://www.externe.info/externe_2006/

ISO 2006 (a), UNI EN ISO 14040:2006. Gestione ambientale. Valutazione del ciclo di vita. Principi e quadro di riferimento. Sostituisce la norma UNI EN ISO 14040:1998.

ISO 2006 (b), UNI EN ISO 14044:2006. Gestione ambientale. Valutazione del ciclo di vita. Requisiti e linee guida. Sostituisce le norme UNI EN ISO 14041:1999, UNI EN ISO 14042:2001, UNI EN ISO 14043:2001.

Mongelli I, Tassielli G, Notarnicola B. Global warming agreements, international trade and energy/carbon embodiments: an input-output approach to the Italian case. *Energy Policy*. 2006;34(1):88-100.

Mongelli I, Tassielli G, Notarnicola B. GHG accounts in Italy: alternative frameworks on the basis of producer or consumer responsibility. *Progress in Industrial Ecology*. 2007;4(5):382-397.

Notarnicola B. Strumenti tecnici ed economici di gestione ambientale. *Economia e Commercio*. 1999;10(1):29-44.

Notarnicola B, Huppel G, van de Berg NW. Evaluating options in LCA; the emergence of conflicting paradigms for impact assessment and evaluation. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1998;4(5):289-300.

Notarnicola B, Settanni E, Tassielli G. Life cycle assessment (LCA). In: Fogel D, Fredericks S, Spellerberg I Editors. *The Encyclopedia of Sustainability*, Vol. 6: Measurements, Indicators, and Research Methods for Sustainability. Great Barrington, MA: Berkshire Publishing; 2012. p. 225-227.

Spadaro JV, Rabl A. Estimates of Real Damage from Air Pollution: Site Dependence and Simple Impact Indices for LCA. *The International Journal of LCA*. 1999;4(4):229-243.

Spadaro JV, Rabl A. Air Pollution Damage Estimates: the Cost per kg of Pollutant. *International Journal of Risk Assessment and Management*. 2002;3(1):75-98.

Spadaro JV, Rabl A. Estimating the uncertainty of damage costs of pollution: A simple transparent method and typical results. *Environmental Impact Assessment Review*. 2007;28:166-183.

CRITICITÀ NELLA MISCLASSIFICAZIONE DELL'ESPOSIZIONE

di DOMENICO MARIA CAVALLO*

Durante lo svolgimento delle comuni attività quotidiane, la popolazione è esposta a numerosi agenti potenzialmente nocivi. Qualunque tipo di studio o di considerazione riguardo alle possibili ripercussioni di tali agenti sulla salute pubblica deve necessariamente passare attraverso una valutazione o una stima dell'esposizione. Il fulcro di tale valutazione è riferito al concetto stesso di esposizione: spesso, infatti, vengono misclassificati proprio i concetti di pericolo e rischio, con il significato di esposizione (ad esempio, mediante una banale ricerca sul web è facile imbattersi in numerose definizioni abbastanza discutibili). Nell'analizzare il tema della valutazione dell'impatto economico sugli effetti sanitari, un punto centrale è proprio riferito al concetto di esposizione e, di conseguenza, alle criticità che derivano proprio dalla misclassificazione di tale concetto fondamentale.

In numerosi studi internazionali (come APHEA, MISA, EXPOLIS) si è cercato di attribuire il livello di esposizione alle attività delle persone, in questi casi subentra un altro elemento rilevante che è l'attribuzione della sorgente del contaminante in esame: in presenza di una realtà industriale propriamente detta, dove possono essere identificate delle sorgenti puntuali o specifiche, l'analisi spesso si semplifica, tanto che talvolta possono essere utilizzati dei modelli di simulazione per la stima dell'esposizione (approccio che però non è esule da criticità). Le stesse considerazioni possono risultare invece più complicate qualora si vogliano considerare condizioni espositive più complesse, come ad esempio quelle associate ai cosiddetti "microinquinanti" ambientali (ovvero "inquinanti non

* Dipartimento di Scienza ed Alta Tecnologia - Università degli Studi dell'Insubria (Como). domenico.cavallo@uninsubria.it

convenzionali” presenti nell’aria in quantità molto modeste rispetto ad altri inquinanti ma dotati di tossicità elevata, tale da renderli pericolosi anche a bassissime concentrazioni) o quando si considera un caso di “inquinamento urbano” (quindi associato tipicamente alle sorgenti diffuse del traffico veicolare, delle caldaie, e in genere di fonti di combustione tendenzialmente non industriali). In questo ultimo caso si stanno considerando inquinanti presenti in maniera ubiquitaria in ogni ambiente di vita e potenzialmente affetti da una grande variabilità nelle condizioni e modalità di esposizione. È però evidente che in qualsiasi tipo di contesto, così come all’interno del processo della valutazione del rischio, la centralità della valutazione dell’esposizione (Exposure Assessment) è fondamentale.



La valutazione dell’esposizione rappresenta dunque una fase cruciale nell’analisi della relazione dose-risposta tra una data esposizione ambientale ed un certo effetto sulla salute. Attribuire un livello di esposizione a individui in grado di sperimentare un contatto con inquinanti prodotti da un’ipotetica sorgente da cui deriverebbe un danno causale, e quindi attribuire correttamente il danno sanitario a quella sorgente (derivandone poi eventualmente il costo economico e sociale), permette di fornire elementi fondamentali e utili a mettere in atto efficaci misure di prevenzione per la salute pubbli-

ca. Se l'esposizione viene valutata in modo incompleto o errato, la successiva procedura di valutazione dei rischi per la salute risulterà invece monca o persino priva di significato (Barr & Buckley, 2011). È importante sottolineare che non è corretto parlare di rischio moderato, neglignibile, irrilevante, basso, modesto o moderato, bensì l'unica aggettivazione possibile del rischio deve essere quella di "rischio controllato", in altre parole attuare una corretta gestione del rischio.

Quindi, chi ha in mano le decisioni per la gestione del rischio, deve avere ben chiari questi concetti per la caratterizzazione del rischio a cui si arriva attraverso le famose 4 fasi.

La valutazione dell'esposizione

Il concetto di microinquinante: criticità nelle definizioni e nell'attribuzione delle sorgenti.

Come anticipato nella parte introduttiva, una delle prime criticità che emergono è legata proprio alle definizioni. A questo proposito, cercando sul web emerge che per "microinquinanti organici" si intendono sostanze tossiche anche a basse concentrazioni. Questa definizione è, da un punto di vista tossicologico, quantomeno opinabile. Analizzando più nel dettaglio, si nota che le sottofamiglie di micro inquinanti vengono divise tendenzialmente in organiche e inorganiche, quelle industriali e, più genericamente, quelle antropiche. È importante soffermarsi sulle diossine, affermando che si tratta di sostanze chimiche venute all'attenzione degli studiosi, dei ricercatori e degli operatori della prevenzione dopo l'incidente di Seveso. Inoltre, sempre secondo informazioni bibliografiche disponibili alla popolazione, si scopre che le sorgenti industriali rendono conto di una quantità di diossina che non è globale, ma il 40% può essere mediamente attribuita ad impianti di riscaldamento domestico, ad impianti di combustione del legno (ovviamente legno trattato), al traffico o agli incendi. Quindi, nella definizione di sorgente assume una rilevanza importante la relativa attribuzione. Un'altra categoria di microinquinanti, i cosiddetti inorganici, comprende una serie abbastanza lunga di metalli, fundamentalmente metalli pesanti, spesso al centro dell'attenzione e della relativa discussione in ordine agli impatti ambientali, quindi sanitari. Non è chiaro se il termine "microinquinante", in particolare la radice "micro", sia riferita al criterio di tossicità o al criterio di presenza in termini quantitativi di concentrazione. Probabilmente, vi sono concetti e termini che andrebbero meglio chiariti, anche ai fini della quantificazione dell'impatto. Quindi, nel caso dei microinquinanti deve essere chia-


rito se essi sono di scarsa rilevanza quali-quantitativa, oppure hanno una tossicità talmente elevata tale da essere molto pericolosi e quindi causa di possibile danno anche a bassissime concentrazioni.

Una chiara definizione “universale” di “microinquinante” non esiste se non, in taluni casi definiti, per alcune sorgenti specifiche che possano essere considerate isolate e puntuali. In altre parole, il concetto di sorgente isolata e puntiforme può essere applicato ai vari modelli di simulazione per la stima dell'esposizione (epidemiologici, di dispersione, di esposizione) cui corrispondono livelli di stima più o meno precauzionali, con differenti caratteristiche in termini di accuratezza e precisione. Però un aspetto cruciale è l'attribuzione di un microinquinante o di un contaminante ad una specifica sorgente. Prendendo come esempio gli inquinanti “macro” quali l'NO₂ o il PM₁₀, che riguardano tutti i luoghi di vita, essi rilevano su aspetti di qualità ambientale e conseguentemente sulla qualità della vita della popolazione in termini quantitativi nell'ordine dell'11-12% rispetto alla nostra quotidianità totale. Il rimanente aspetto quali-quantitativo si riferisce a valutazioni di difficile approfondimento all'interno dei luoghi di vita. In realtà, al di là delle aree industriali propriamente dette ed isolate rispetto al contesto urbano, quindi aree dove sussiste eminentemente o quasi esclusivamente una importante e complessa realtà industriale; nelle macro città o nelle metropoli si hanno oggettive difficoltà nel distinguere le provenienze dei contaminanti, quindi vengono spesso confuse le attribuzioni di sorgente con la criticità di includere o meno microinquinanti che sono spesso anch'essi ubiquitari. Per ubiquitari, si intende la loro presenza quasi scontata come fondo ambientale: il PM₁₀ può derivare da tutte le sorgenti, il PM_{2.5} è un sottoprodotto della coagulazione e della condensazione delle particelle al di sotto di un certo diametro aerodinamico ed è connesso anche dalla formazione secondaria dell'NO₂ (cui è altamente correlato). Quindi, se da una parte vi è la riconosciuta presenza di sorgenti emissive (tipicamente camini o ciminiere di origine industriale), dall'altra si è in presenza di difficoltà nell'“isolare” o “enucleare” il contributo di sorgenti emissive quali traffico autoveicolare urbano, impianti per il riscaldamento di abitazioni, uffici, locali commerciali (negozi, ristoranti ecc.) e complessi di comunità (scuole, ospedali ecc.).

Successivamente all'emissione propriamente detta, definibile come un complesso ed articolato insieme di contributi spesso di difficile quantificazione, il passaggio successivo è quello della dispersione degli inquinanti. In questa fase, hanno una rilevanza

determinante concetti come rimescolamenti, turbolenza, temperatura, pressione, inversione termica, velocità e direzione dei venti prevalenti e tutti i numerosi aspetti relativi alla meteo-climatologia.

Un aspetto fondamentale è il criterio dell'ordine di grandezza, che in igiene ambientale ed occupazionale, così come in tossicologia ambientale ed industriale, è assolutamente cruciale. Cioè, si parla di ng/m^3 per il particolato, di pg/m^3 per i metalli pesanti, fino ai fg/m^3 (figura 1). Quindi, l'ordine di grandezza dell'entità della concentrazione è l'obiettivo cui gli approcci modellistici puntano a determinare, almeno in termini di stima orientativa. Per questo diventano assolutamente importanti approfondimenti sull'incertezza e sull'accuratezza dei modelli. L'ordine di grandezza è un aspetto fondamentale anche per la successiva fase della dispersione e propagazione degli inquinanti in aria che è quello delle ricadute al suolo e del successivo passaggio all'interno della catena alimentare.

emissione  dispersione

Gli impianti presentano, in genere, camini con altezze di alcune decine di metri ($> 70 \text{ m}$); alcuni nuovi impianti hanno altezze che superano i 100 m .
L'altezza efficace del camino (geometrica + spinta entalpica), le condizioni geografiche e meteo locali determinano la diluizione della emissione (in generale si possono stimare diluizioni maggiori di $10^5 - 10^6$ nel punto di massima ricaduta, $1-10 \text{ km}$).

Ordini di grandezza delle ricadute al suolo:

ng/m^3 polveri,
 $< \text{pg}/\text{m}^3$ metalli pesanti,
 $<< \text{fg}/\text{m}^3$ PCDDs+PCDFs (I-TEQ)

11

Figura 1-Dall'emissione alla dispersione, ordini di grandezza delle ricadute al suolo.

Il concetto di Exposure Assessment.

L'Exposure Assessment, come viene definito cercando su fonti comunemente accessibili alla popolazione, è una disciplina all'interno delle scienze ambientali e della vita che permette di trovare un legame fra la concentrazione di un contaminante e il contatto con il suo organo target. Questa valutazione non può essere setto-

riale, ma deve sempre seguire un approccio integrato. Per quanto riguarda le vie di penetrazione, ad esempio, la più frequentemente interessata nell'esposizione in ambienti di vita e di lavoro è la via respiratoria, seguita dalla cute. La via di esposizione considerata di minore importanza è rappresentata in genere dall'apparato digerente; in realtà quest'ultima può assumere particolare rilevanza, poiché ad esempio la popolazione generale è esposta a tossici esogeni principalmente per ingestione di cibi o bevande contaminate eventualmente anche lungo la catena alimentare a seguito delle ricadute degli inquinanti emessi, e quindi successivamente immessi nell'ambiente.

Tuttavia quando un organismo vivente è esposto ad un prodotto chimico, si può avere un effetto solo se la sostanza stessa viene assorbita. Definiremo quindi "assorbimento" il passaggio di una sostanza dall'ambiente esterno all'interno dell'organismo esposto e "vie di assorbimento" gli organi, sistemi o apparati attraverso i quali la sostanza esogena penetra nell'organismo. In generale la quantità della sostanza presente nell'ambiente ("dose esterna") che viene effettivamente assorbita dall'organismo ("dose interna") dipende, oltre che dalla quantità stessa con cui si entra in contatto, anche dalle caratteristiche fisico-chimiche della sostanza e da fattori individuali dei soggetti esposti. Le variabili che entrano in gioco quando si considera l'interazione tra sostanza chimica e uomo sono dunque molteplici, ma sostanzialmente riconducibili ai quattro gruppi di seguito indicati:

- Concentrazione ambientale della sostanza: rappresenta la prima variabile da considerare per definire l'entità dell'esposizione che può aver luogo nelle condizioni in esame.
- Durata dell'esposizione: è uno dei fattori più importanti che condizionano l'entità dell'esposizione e, di conseguenza, l'entità dell'effetto tossico. Infatti, l'esposizione è proporzionale alla concentrazione ambientale ed al tempo (esposizione = intensità per durata). Attualmente, i casi di patologie professionali e gli effetti avversi sulla popolazione generale sono per lo più generati da esposizioni prolungate nel tempo ad una sostanza presente a concentrazioni molto lontane da quelle letali e non ad esposizioni sub-acute ed acute, che pure accadono ma che sono sempre di tipo accidentale. Giova ricordare che il rapporto tra la durata dell'esposizione professionale rispetto a quella ambientale, che generalmente occorre negli ambienti di vita, è di circa uno a tre (8/24h).
- Vie di penetrazione: In rapporto alle specifiche caratteristiche chimico fisiche ed alle modalità di esposizione, una sostanza tossi-

ca può penetrare nell'organismo attraverso diverse vie, tra le quali la principale è generalmente rappresentata da quella inalatoria.

- **Velocità di penetrazione:** Un'ultima importante variabile in grado di definire i livelli di esposizione ad una determinata sostanza tossica è rappresentata dalla velocità di penetrazione. In linea generale, penetrano con particolare facilità nell'organismo, attraverso qualsiasi via, le molecole apolari (capaci di diffondere facilmente attraverso il doppio strato lipidico perché la zona interna della membrana è costituita da catene idrocarburiche) e quelle più piccole (caratterizzate dagli ingombri sterici minori).

In prima approssimazione, l'esposizione di un soggetto ad un inquinante può essere dunque definita come il contatto di un soggetto con una data sostanza presente nell'ambiente ad una certa concentrazione e per un certo periodo di tempo. Per questo motivo la valutazione dell'esposizione fonda le sue considerazioni a partire dalla misura delle concentrazioni di tali inquinanti. Il processo che in genere viene utilizzato per descrivere il processo di esposizione (figura 2) in genere considera in primo luogo la sorgente dell'agente chimico e, successivamente il suo "destino ambientale", durante il quale possono intercorrere fenomeni di varia natura e portata (trasporto, diluizione, degradazione, trasformazione, deposizione, bioaccumulo, biomagnificazione, ecc). Gli esseri umani possono quindi venire in contatto con diverse componenti ambientali che contengono un agente chimico o i suoi prodotti di trasformazione (Barr & Buckley, 2011).

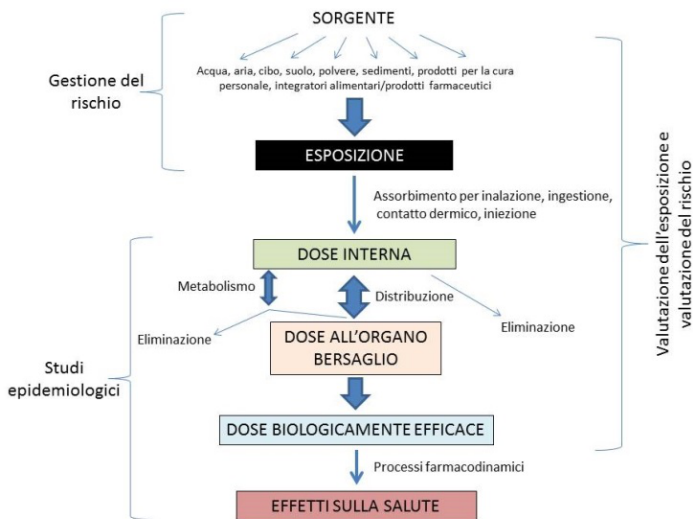


Figura 2-Schema concettuale dei passaggi compresi tra la fase di esposizione e l'effetto (modificato da Barr & Buckley, 2011).

L'importanza della via di esposizione alimentare.

La valutazione dell'esposizione deve essere la più completa possibile, in essa deve essere necessariamente effettuato il Life Cycle Assessment, probabilmente l'approccio migliore che permette di considerare il processo che porta alla contaminazione dell'ambiente entro cui noi viviamo, entro cui noi ci alimentiamo ed entro cui noi espletiamo la nostra vita quotidiana.

Per questo motivo, anche la contaminazione delle derrate alimentari attraverso i cibi o gli animali che vengono successivamente destinati al consumo di carne, sono elementi da considerarsi in modo fondamentale. Spesso vengono consumati prodotti alimentari locali, ma altrettanto spesso i cibi che consumiamo abitualmente hanno provenienza diversa (altri luoghi, paesi, nazioni o, a volte, persino continenti). Quindi, oltre all'esposizione inalatoria e quindi all'impiego della modellistica che porta a determinare le concentrazioni di massa/unità di volume di aria emessa e poi distribuita, dispersa e poi ricaduta è necessario considerare nella valutazione dell'esposizione anche la dose disponibile all'assorbimento per via alimentare, quindi si dovrebbe avere anche un'approfondita conoscenza sia della contaminazione del suolo, sia della contaminazione degli alimenti, ma anche delle informazioni sui consumi alimentari medi della popolazione, perché quasi sempre le derrate alimentari possono avere destini diversi da quelli a cui sarebbero destinate nei luoghi di produzione, quindi anche in questo caso, come accade per la via di esposizione inalatoria, subentrano fattori di confondimento. Ad esempio, in un'area agricola in cui viene prodotto tre o quattro volte il fabbisogno locale, è chiaro che il problema dell'esposizione andrebbe riferito al destino finale della derrata alimentare, quindi non ha molto senso dal punto di vista epidemiologico assegnare un contributo dell'esposizione locale a derrate alimentari che verranno poi trasferite altrove. Quindi questa è un'altra rilevante criticità, che deve essere attentamente considerata nella valutazione degli effetti e conseguentemente delle ricadute economiche anche degli effetti sanitari.

All'interno del Rapporto tecnico dell'Agenzia Europea dell'Ambiente vengono delineati i profili di dispersione e quindi di contaminazione per poi arrivare alla miglior stima possibile della dose disponibile all'ingestione e della dose disponibile all'assorbimento inalatorio. Quindi, i contributi della catena alimentare e la contaminazione dei suoli o delle acque di falda vengono prese in considerazione, comprese le indicazioni utili ad arrivare alla stima dell'esposizione (figura 3) (EEA, 2011).

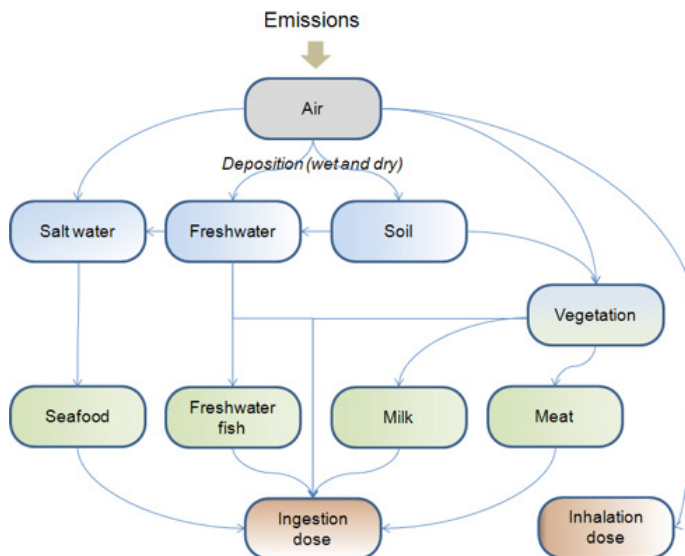


Figura 3-Vie di penetrazione da tenere in considerazione per la stima degli impatti

La corretta individuazione della popolazione di riferimento.

Un altro aspetto di cruciale importanza all'interno della valutazione economica degli effetti sanitari dell'inquinamento atmosferico risiede nella corretta individuazione della popolazione di riferimento. Le aree geografiche possiedono caratteristiche fortemente differenziate tra loro, ad esempio possono essere zone ad alta industrializzazione o ad alta urbanizzazione. È difficile individuare realtà, se non in talune condizioni spesso poco estese, in cui sussista la sovrapposibilità del luogo di residenza rispetto al luogo di svolgimento dell'attività lavorativa.

Le caratteristiche della popolazione di riferimento devono essere accuratamente considerate, tra esse è compresa e ricopre un ruolo primario la condizione di iper-suscettibilità. Ad esempio, si devono distinguere i casi in cui la popolazione è caratterizzata da un'età elevata (non lavorativa) rispetto ai casi in cui la popolazione è più giovane. Il punto basilare è evidentemente la corretta attribuzione dell'entità dell'esposizione dell'uomo. Come già affermato in precedenza, nei casi in cui sussistano le condizioni, vi è la possibilità di

adottare dei modelli di simulazione che permettono di effettuare stime a partire da calcoli più o meno appropriati, più o meno accurati e riproducibili.

Il parallelismo tra le criticità nella valutazione dell'esposizione rispetto a quanto previsto nel Regolamento REACH.

Dal 2006, con l'introduzione del regolamento REACH (Regolamento 1207/2006/EC), delle sue modifiche ed integrazioni, oltre che del regolamento CLP (Regolamento 1272/2008/EC) ed ESDS (Regolamento 453/2010/EC), è possibile avere un nuovo approccio alla sicurezza chimica, valutando la disponibilità e l'utilizzabilità delle sostanze negli ultimi anni, al fine di avere una completa costruzione degli scenari espositivi.

Il regolamento REACH ha come obiettivo il miglior controllo della sicurezza chimica nella vita quotidiana. Esso riguarda sia i lavoratori sia i consumatori, e gli abitanti di una città o di un'area industriale possono tranquillamente essere paragonabili a dei consumatori. Quindi i modelli a recettore, che sono ben definiti e descritti in letteratura, possono essere indubbiamente applicati.

Gli scenari di possibile inquinamento dipendono chiaramente dalle caratteristiche chimico-fisiche dei contaminanti e, anche laddove queste siano sorgenti di combustione, esse sono relativamente verificabili in termini di condizioni e caratteristiche. Esistono numerosi presidi di controllo, in altri termini quelli che all'interno del regolamento REACH vengono chiamati RMM (Risk Management Measures), e che siamo abituati a chiamare sistemi di abbattimento e di controllo delle concentrazioni emissive. Spesso vengono utilizzati dei modelli matematici nella costruzione degli scenari espositivi, ma essi devono essere considerati solo una prima ed orientativa quantificazione dell'esposizione, che deve essere integrata, laddove possibile e fattibile, con verifiche sperimentali mediante misurazioni puntuali numeriche.

Lo scenario di esposizione previsto nel REACH deriva da una cultura tipica dell'igiene occupazionale e descrive le condizioni operative di uso di una sostanza, una miscela o un preparato. Ciò può essere equiparato all'integrazione dei dati monitorati nei differenti microambienti con le attività svolte dai soggetti (Questionari, Time Activity Diary-TAD o Time Location Activity Diary- TLAD), al fine di ottenere una visione più completa dell'esposizione umana e dei fattori che la determinano (Cattaneo et al., 2010). Questo tipo di dati, inoltre, consentono generalmente di raccogliere informazioni de-

mografiche e cliniche della popolazione indagata, così come altre informazioni che possono influenzare l'esposizione (come la prossimità a sorgenti di inquinanti).

Quindi lo scenario espositivo deve raccogliere e tenere in considerazione un insieme di informazioni che descrivono al meglio le condizioni i cui rischi associati possono essere controllati, e questa affermazione vale anche per il fenomeno di contaminazione ambientale da inquinamento antropico e, più nello specifico, da inquinamento industriale. Nel regolamento REACH, nella valutazione dell'esposizione e degli scenari espositivi, viene prevista e fatta l'analisi delle incertezze connesse al modello adottato ed ai parametri di input utilizzati.

Dall'esposizione alla dose

La quantità della sostanza presente nell'ambiente ("dose esterna") che viene effettivamente assorbita dall'organismo dipende, oltre che dalla quantità stessa con cui si entra in contatto, anche dalle caratteristiche fisico-chimiche della sostanza e da fattori individuali. Per quanto riguarda il tratto respiratorio, la penetrazione di gas, vapori, fumi e sostanze particolate (polveri, fibre ecc.) è influenzata da numerosi fattori comprendenti: fattori anatomici da ricercare nella costituzione corporea del singolo individuo, fattori di ordine fisiologico, come ad esempio l'entità della ventilazione polmonare, che può essere condizionata dallo sforzo fisico, dall'età, dal peso corporeo, dall'allenamento ed infine da patologie che possono determinare una maggior o minore penetrazione di sostanze nel tratto respiratorio (per esempio l'eventuale presenza di stenosi nasale, di un'eccessiva produzione di muco, di una riduzione del calibro delle vie aeree).

E' chiaro ed importante ricordare che nessuna sostanza è un veleno come tale ma, in base alle concentrazioni raggiunte a livello degli organi bersaglio, tutte le sostanze possono agire come veleni. Questa concentrazione dipende dalle modalità dell'interazione della sostanza con l'organismo, dalle proprietà fisico-chimiche della sostanza, dai fattori biologici propri dell'organismo ed infine dai fattori ambientali in cui la sostanza esogena viene a trovarsi. Appare quindi determinante la misura o, quantomeno, la miglior stima possibile della concentrazione disponibile all'assorbimento meglio definita come "livello di esposizione".

Ricordiamo inoltre che si definisce "assorbimento" il passaggio di una sostanza dall'ambiente esterno all'interno dell'organismo esposto e "vie di assorbimento" gli organi, sistemi o apparati attraverso i quali la sostanza esogena penetra nell'organismo. L'assorbimento di uno xenobiotico nell'organismo umano dipende da numerose variabili che possono essere schematicamente inquadrare in tre distinti

sottogruppi:

variabili riferite all'ambiente (temperatura e umidità, aerazione, ecc.);

variabili riferite al soggetto esposto (ventilazione polmonare, frequenza cardiaca, condizioni del tegumento cutaneo, condizioni generali di salute, ecc.);

variabili intrinseche della sostanza in esame (caratteristiche chimico-fisiche). Le proprietà chimico-fisiche delle sostanze ne condizionano la tossicità (pericolosità), nonché la possibilità di essere assorbite dall'organismo (rischio).

Infine, il tipo di formulazione della sostanza (polvere, liquido, ecc.), cioè la forma fisica nella quale la sostanza stessa è disponibile all'impiego, e la associazione con altre sostanze, modifica in modo sostanziale la sua disponibilità biologica e rappresenta quindi una caratteristica fondamentale da considerare nella valutazione tossicologica [Campo et al., 2011].

Conclusioni

L'obiettivo nella definizione dell'esposizione è quello di ottenere una caratterizzazione accurata, precisa e biologicamente rilevante nel modo più efficace ed economico. I costi per l'exposure assessment aumentano all'aumentare della accuratezza e della precisione ed è necessario riuscire a trovare un opportuno compromesso costi-benefici [Armstrong, 1996]. Specialmente in ambito ambientale, la stima dell'esposizione riguarda in genere popolazioni molto numerose e per tale motivo la scelta del metodo è determinante perché condiziona la potenza dello studio epidemiologico anche a seconda del tipo di modello utilizzato nella stima dell'errore (classico o Berkson).

L'analisi delle incertezze è, come più volte accennato in questo documento, una criticità abbastanza pesante. Le incertezze, infatti, possono moltiplicarsi tra loro dando luogo ad errori di stima anche di ordine esponenziale. Ad esempio, le incertezze possono essere introdotte dal modello di stima di emissione, dal modello di stima della dispersione, dal modello di stima delle ricadute al suolo e poi dal modello di esposizione, moltiplicando tutti questi fattori si ottengono risultati che possono essere diversi dalla realtà anche per ordini di grandezza.

La stima dell'esposizione è, quindi, un punto centrale di debolezza dell'epidemiologia ambientale. In altre parole, se non si riesce a risolvere i problemi dell'attribuzione dell'esposizione con modelli

che siano il più possibile accurati precisi e che riducano, o quanto meno dichiarino, il livello di incertezza si farà sempre più fatica a prevedere delle situazioni che poi dovranno essere necessariamente verificate.

Le reti fisse di monitoraggio forniscono il primo proxy generico sul livello di esposizione ambientale nelle città o nelle aree rurali o semirurali, ma bisogna poi approfondire con studi impostati secondo il "Micro Environmental Monitoring" o addirittura il "Personal Environmental Monitoring", come è già stato fatto con EXPOLIS già nel 2000 o con PMCare nel 2005 (Jantunen et al., 1998; Schlitt et al., 2008). Probabilmente bisognerà raggiungere un criterio ancora più definito e dettagliato, che ovviamente avrà oggettivi limiti per costi, praticità e realizzabilità. Tuttavia, bisognerebbe lavorare sull'esposizione individuale attraverso la validazione dei modelli sviluppati per prevedere il più precisamente possibile, anche nelle case in cui bambini e anziani permangono per la maggior parte del loro tempo, o nei luoghi di lavoro, quale sia la concentrazione di un contaminante. Oggi ci sono gli strumenti in grado di farlo, sia in termini di misura ponderale delle frazioni più fini del particolato su cui poi analizzare gran parte delle specie chimiche presenti, integrando con sistemi a lettura diretta per la misura della fluttuazione della concentrazione del particolato in continuo.

Si tratta di studi avanzati, che non possono essere proposti come standard di applicazione su questo tema, però sicuramente in tale ottica si dovranno concentrare gli sforzi al fine di giungere ad una validazione sempre più puntuale del livello di esposizione.

Riferimenti bibliografici

Armstrong BG. Optimizing power in allocating resources to exposure assessment in an epidemiologic study. *American Journal of Epidemiology*. 1996;144(2):192-197.

Barr DB, Buckley B. Assessing human exposure to environmental toxicants. In: Nriagu J editor. *Encyclopedia of Environmental Health* [eBook]. Amsterdam ; London : Elsevier Science, 2011.

Campo L, Cattaneo A, Consonni D, Scibetta L, Costamagna P, Cavallo DM, Bertazzi PA, Fustinoni S. Urinary methyl tert-butyl ether and benzene as biomarkers of exposure to urban traffic. *Environment International*. 2011;37:404-411.

Cattaneo A, Taronna M, Consonni D, Angius S, Costamagna P, Cavallo

DM. Personal exposure of traffic police officers to particulate matter, carbon monoxide, and benzene in the city of Milan, Italy. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*. 2010;7(6):342-351.

EEA European Environment Agency. Revealing the costs of air pollution from industrial facilities in Europe (EEA technical Report n .15/2011). Luxembourg: Publications Office of the European Union; 2011. <http://www.eea.europa.eu/media/publications/cost-of-air-pollution>

Jantunen MJ, Hanninen O, Katsouyanni K, Knoppel H, Kuenzli N, Lebre E, Maroni M, Saarela K, Sram R, Zmirou D. Air pollution exposure in European cities: the "EXPOLIS" study. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*. 1998;8(4):495-518.

Schlitt C, Garramone G, Cattaneo A, Peruzzo C, Taronna M, Pulvirenti S, Vercelli F, Cavallo DM. Fine and Ultrafine Particle Levels Determined during Everyday Activities: The PM-CARE Project. In: *Proceedings of 11th International Conference on Indoor Air Quality and Climate: Indoor Air*, Copenhagen, Denmark, 17-22 August 2008. Copenhagen: International Centre for Indoor Environment and Energy, 2008

VALUTAZIONE ECONOMICA DEL DANNO SANITARIO DA INQUINAMENTO ATMOSFERICO: IL CASO DI TARANTO

di PAOLA BIASI*

Abstract

Il framework delineato dalla European Environmental Agency per la valutazione dei costi sanitari imputabili all'inquinamento prevede una serie di step, in cui la quantificazione in termini economici costituisce la fase conclusiva del processo di stima nel percorso delineato dall'Impact Pathway Approach (IPA).

Obiettivo di questo contributo è chiarire il panorama teorico e metodologico in cui si iscrive la quantificazione monetaria del danno sanitario. Verrà quindi chiarito il concetto di esternalità, fondamentale per definire in termini economici il problema dell'inquinamento e del danno ad esso imputabile, e saranno passati in rassegna i principali metodi elaborati in letteratura a partire da tale concetto, usati per la stima dei valori da utilizzare nelle valutazioni. Si passerà poi a chiarire i concetti di Valore della Vita Statistica e Valore degli Anni di Vita utilizzati per quantificare i costi imputabili alla mortalità causata dall'inquinamento, e del Cost of Illness, per i costi legati alla morbilità. Saranno presentati i metodi basati sull'uso indiretto di dati. Infine saranno presentati i risultati legati all'applicazione di tali metodologie di stima in un contesto specifico, quello della città di Taranto. Attraverso lo studio delineato seguendo il framework dell'Impact Pathways Approach, è stato possibile stimare un danno sanitario imputabile all'inquinamento atmosferico pari, in media, a oltre 280 milioni di euro annui.

* Phd in Development Economics, Dipartimento di Scienze Economiche, Università degli studi di Firenze. paola.biasi@unifi.it

Introduzione

La valutazione monetaria degli impatti fisici è certamente complessa, e necessita di una serie di “semplificazioni” nel processo di stima. Vista infatti la necessità di ridurre a una dimensione economica il danno ambientale che, soprattutto quando assume i connotati specifici del danno sanitario, ha innanzitutto una rilevanza etica, può sotto certi aspetti sembrare una forzatura. Nonostante i limiti, questa operazione ha degli indubbi vantaggi. In primo luogo, la quantificazione monetaria è un potente strumento di sintesi; rende possibile infatti ricondurre a un unico metro una serie di impatti eterogenei (i diversi end-points sanitari), che diversamente sarebbero difficilmente comparabili o sovrapponibili. Di conseguenza, un ulteriore punto di forza della quantificazione monetaria risiede nella semplicità di comprensione dei risultati della stima. Stimare una somma di denaro, invece che il numero di casi per una pluralità di end points sanitari, rende più immediata la percezione della dimensione del danno stesso; aumenta quindi il grado di comunicabilità del risultato, anche ad una platea non tecnica.

Infine, da un punto di vista strettamente economico, la quantificazione monetaria del danno ambientale è utile poiché consente di tener conto della dimensione ambientale nell'Analisi Costi Benefici di svariate tipologie di interventi di policy making, siano essi finalizzati alla costruzione di opere pubbliche o all'adozione di regolamentazioni specifiche (ad es., è possibile stimare il danno evitabile mediante l'adozione di misure per migliorare la qualità dell'aria).

Il danno ambientale in prospettiva economica

Per ricondurre a una prospettiva economica il problema del danno ambientale è necessario fare riferimento al concetto di esternalità.

Nella modellistica economica più semplice, l'economia perfettamente concorrenziale è in grado di garantire la perfetta coincidenza tra interesse sociale e individuale. L'equilibrio di domanda e offerta nel mercato di una qualsiasi bene esprime non solo l'equilibrio nello scambio e nella produzione dei beni, ma anche l'equilibrio tra i benefici e i costi che la collettività intende sostenere per dar luogo alla produzione e il consumo di quello stesso bene. La mano invisibile del mercato consente la realizzazione dell'effi-

cienza allocativa, armonizzando gli interessi e le azioni di individui che, guidati dal *self interest*, finiscono per realizzare l'ottimo dal punto di vista sociale. Questa stilizzazione del funzionamento dei sistemi economici è però insufficiente; empiricamente è assodato che la distanza tra obiettivo individuale e scelta socialmente vantaggiose è spesso notevole. Il concetto di esternalità consente di considerare dal punto di vista teorico tale problema. L'esternalità emerge quando una attività economica genera dei costi o benefici che ricadono su soggetti o gruppi differenti da coloro che hanno posto in essere tale attività. Non esiste una compensazione per la variazione (in positivo o in negativo) di benessere indotta (Pigou, 1924). L'esternalità è quindi un sottoprodotto dell'attività economica, una risultante non intenzionale che genera i cosiddetti "fallimenti del mercato", situazioni in cui il libero agire delle forze di mercato genera esiti socialmente inefficienti. Senza forme di regolazione è quindi impossibile eliminare tali esiti dell'attività economica.

L'inquinamento atmosferico è un chiaro esempio di esternalità negativa di produzione (se generato da attività produttive) o di consumo (come ad esempio la mobilità urbana). Esso è infatti un risultato non intenzionale che genera danni, intese come riduzioni di benessere, che ricadono su individui non direttamente coinvolti nei meccanismi decisionali che hanno posto in essere l'attività economica.

Poiché tali risultati non transitano per il mercato, non esiste un sistema di prezzi con cui valutare tali esiti. Conseguentemente, in mancanza del segnale di prezzo, non è possibile indurre l'agente economico a modificare il suo comportamento e considerare, nella formulazione delle sue scelte, il costo sociale da esso generato.

Definito a grandi linee il substrato concettuale su cui si basa la quantificazione monetaria, è opportuno sottolineare che per alcune tipologie di danno provocato la misurazione del valore del danno è agevole: nel caso ad esempio di impatto negativo sulle produzioni agricole in zone inquinate, il danno specifico generato è misurabile considerando il valore di mercato dei prodotti (persi o non vendibili a causa di contaminazione). Per altre categorie di danno il percorso è molto più complesso. Si tratta, infatti, di quantificare il valore di beni non di mercato, come la perdita di biodiversità o la sofferenza causata da malattia o mortalità prematura. Evidentemente, la quantificazione del danno sanitario rientra in questa categoria di più complessa quantificazione.

Trattandosi di esternalità, come chiarito poc'anzi, il punto su cui

focalizzare l'attenzione è la variazione di benessere degli individui colpiti; quindi, è necessario considerare le preferenze degli individui coinvolti e, a partire da queste, valutare l'entità della variazione di benessere indotta dalla presenza dell'esternalità stessa.

Storicamente, in letteratura si sono affermati due tipologie di metodi di stima: quelli basati sulle preferenze rivelate, e quelli basati sulle preferenze espresse. Nel primo caso si estrapolano le preferenze degli individui osservando il loro comportamento in mercati reali in qualche modo legati al valore della risorsa che si vuole stimare (in questa categoria rientrano il metodo edonimetrico e il metodo del costo di viaggio; si veda Tinacci, 2008). Il metodo delle preferenze espresse è invece caratterizzato dalla costruzione di mercati artificiali che inducano gli individui a rivelare le proprie preferenze, e stimarne la *Willingness to pay* o (WTP) *Willingness to accept* (WTA). Si tratta di due concetti fondamentali per effettuare valutazioni economiche nella variazione del benessere individuale. Nel primo caso si stima la disponibilità a pagare, da parte degli individui, per migliorare la loro condizione. Nel caso specifico in esame, si tratta quindi della disponibilità a pagare per evitare i danni subiti a causa della scarsa qualità dell'aria. Discorso analogo per la WTA; si tratta infatti dell'ammontare della compensazione monetaria che l'individuo è disposto ad accettare come risarcimento del danno subito. Tali valori vengono stimati individualmente; successivamente vengono aggregati con opportune operazioni.

A partire da questi riferimenti teorici, sono stati elaborati diversi metodi specifici di stima. L'attenzione è focalizzata sui costi associati all'incidenza di mortalità o malattie di diversa gravità causati o inaspriti dagli inquinanti. I principali sono i seguenti:

- *Avertive behaviours*: questo metodo consiste nel valutare le spese difensive degli agenti, ossia le spese sostenute per evitare o ridurre il rischio di un evento avverso. A partire da tali informazioni è possibile estrapolare la *Willingness To Pay* degli agenti per evitare l'insorgere di malattie o l'incremento del rischio di morte (Blomquist, 2004);

- *Prezzi edonistici*: con questo metodo si parte dall'individuazione di alcuni beni di riferimento, legati in maniera diretta o indiretta a specifiche qualità ambientali; successivamente si esamina il campo di variazione dei prezzi di tali beni. Per chiarire il modo in cui tale metodo viene utilizzato si può fare riferimento al mercato del lavoro: in questo caso si valuta il differenziale salariale tra occupazioni che implicano diversi livelli di rischio per la salute dei lavoratori. Questa base informativa permette poi di quantificare

la compensazione accettata dai lavoratori per svolgere attività più rischiose (Viscusi e Alby, 2003);

- **Contingent Valuation:** basato sulle preferenze espresse, questo metodo consiste nella creazione di mercati artificiali in cui osservare il comportamento degli agenti economici. Si sottopone quindi un campione di individui a domande ad hoc, che permettano di comprendere quali sarebbero state le loro scelte in tali contesti. Questo permette di rilevare le loro preferenze e dedurre la WTP di tali agenti per ottenere un cambiamento ambientale (Mitchell e Carson, 1989).

Per completezza di analisi è opportuno menzionare il metodo Capitale Umano, mediante il quale la stima dei costi imputabili all'inquinamento è limitata alla quantificazione del reddito non prodotto da individui prematuramente deceduti a causa dell'inquinamento stesso. In tal caso quindi il danno è identificato dalla perdita economica *sic et simpliciter*. Lo sviluppo di tecniche più raffinate basate sugli strumenti dell'economia del benessere rendono però superata tale metodologia, almeno per ciò che concerne la stima dei costi associati alla mortalità.

I metodi più utilizzati sono quelli della Contingent Valuation; a differenza degli altri metodi infatti attraverso la valutazione contingente è possibile stimare valori monetari da applicare a qualsiasi categoria di bene, ed è particolarmente indicata nella quantificazione del danno sanitario.

Costi di mortalità: il valore della vita statistica e il valore degli anni di vita persi

La valutazione dei costi di mortalità è senza dubbio l'operazione più complessa, dal punto di vista concettuale, nella stima dei costi imputabili all'inquinamento. Non si tratta, ovviamente, di assegnare un valore economico alla vita umana; consiste invece nel quantificare il valore che gli individui attribuiscono a una variazione della probabilità di sopravvivenza. A partire da questa base informativa basata sulla WTP degli agenti, è possibile quindi considerare le preferenze individuali, e non solo la perdita strettamente economica causata dalla mortalità prematura (Lattarulo e Plechero, 2005). Molto spesso i valori stimati, sebbene abitualmente usati anche per le valutazioni in campo ambientale, derivano da wage-risk studies o da analisi legate alla valutazione dei costi e benefici imputabili a politiche di mobilità e riduzione di incidenti stradali). Come chiarito da Bickel e Friedrich (2005), è

opportuno tenere in considerazione le ambiguità che questo può comportare nella trasposizione e utilizzo dei valori stimati in contesti profondamente differenti. Rispetto alla mortalità imputabile all'inquinamento infatti, la mortalità per incidenti stradali o sui luoghi di lavoro in media comporta una perdita di anni di vita maggiore rispetto a quella legata all'inquinamento. Un ulteriore punto di differenza da considerare consiste nel fatto che lo stato di salute dei soggetti prematuramente deceduti a causa dell'inquinamento è in genere già compromesso (anziani o individui affetti da patologie); ciò non è necessariamente vero negli altri contesti. Infine, il rischio di mortalità prematura imputabile all'inquinamento è sostanzialmente un rischio non volontario. Tutti questi fattori possono influire sulla struttura delle preferenze degli individui e ridurre il margine di affidabilità nell'uso di questi valori per la stima dei costi di mortalità legati all'inquinamento.

In Tabella 1 sono riportati i valori centrali più utilizzati in letteratura e le rispettive fonti; valore minimo e valore massimo sono utilizzati per le analisi di sensitività.

Fonti	Minimo	Centrale	Massimo
<i>EPA - Air Regulations (2008)</i>	0,93	5,12	9,35
<i>Department of Transport (UK) (2007)</i>		1,79	
<i>EU ExternE - CAFE (2005)</i>	0,34	1,05	3,31

Tabella 1: Valori della Vita Statistica (in milioni di euro, prezzi 2000)
Fonte: Romano e Stefani (2009).

Come sottolineato nell'ambito del progetto ExternE (European Commission, 1999), il limite del Valore della Vita Statistica nella quantificazione dei danni da inquinamento è che considera i costi di mortalità in termini di numero di casi. Trattandosi però di mortalità prematura, la quantificazione del danno in termini di anni di vita persi può essere più affidabile. Per questo motivo si fa riferimento, sempre più frequentemente al Valore degli Anni di Vita (VAV). In questo senso il VVS può essere considerato come il valore attualizzato degli anni di vita futuri data la probabilità di sopravvivenza dei soggetti. Avremo quindi che

$$VVS = VAV_r \cdot \sum_{i=a+1}^T {}_aP_i(1+r)^{i-a-1}$$

dove a rappresenta l'età dell'individuo, ${}_aP_i$ è la probabilità, data l'età a di sopravvivere all'anno i , T è il limite superiore di età, r è il tasso di sconto.

Costi di morbilità

Per la valutazione dei costi legati alle malattie imputabili all'inquinamento è necessario considerare tre componenti (Bickel e Friedrich, 2005):

- Costi legati alle risorse direttamente impiegate per far fronte alle malattie; in questa categoria vanno annoverate quindi sia i costi diretti sostenuti dagli agenti sia quelli legati alle spese a carico del sistema sanitario;
- Costi opportunità; si tratta di costi riconducibili alla riduzione della capacità produttiva degli individui causata dalla malattia. Si include anche il valore del *leisure time* perso a causa della malattia stessa;
- Costi legati alla disutilità della malattia; si tratta di costi intangibili causati dalla sofferenza legata alla malattia.

Anche in questo caso ci sono diversi approcci. Il metodo del *Cost of Illness* considera le prime due componenti, stimando in questo modo il costo strettamente finanziario della malattia.

Per poter includere la terza componente è invece necessario considerare la WTP degli agenti, ossia la loro disponibilità a pagare per evitare l'evento avverso. In questo modo si possono quindi considerare le perdite di benessere percepite dagli individui e associate alla malattia stessa.

Per prassi il metodo del *Cost of Illness* viene utilizzato per stimare il valore minimo del costo di ogni specifica patologia da utilizzare nell'analisi di sensitività. Il valore centrale viene invece stimato considerando le tre componenti, e quindi considerando il costo finanziario della malattia e la WTP degli agenti congiuntamente.

Il metodo del benefit transfer

La stima della WTP degli agenti richiede, come chiarito in precedenza, delle indagini ad hoc. Ciò può rendere il processo di stima dei costi dell'inquinamento particolarmente oneroso in termini di risorse e di tempo. Per questo motivo sono spesso utilizzati dei metodi basati sulla rilevazione indiretta dei dati, che consentono, con opportuni correttivi, di utilizzare valori stimati in altri contesti per applicarli alla valutazione dei costi del contesto in esame. Si parla quindi di *value transfer* dallo *study case* al *policy case* (Navrud, 2004). Bickel e Friedrich (2005) richiamano i principali approcci utilizzati in letteratura.

Il metodo più semplice è chiaramente la trasposizione diretta dei valori economici da uno (*simple unit transfer*) o diversi studi rilevanti (*average value transfer*). Se vale l'ipotesi che il benessere sperimentato dall'individuo-medio nel contesto in analisi è equivalente a quello del soggetto-tipo nel contesto in cui è stato effettuato lo studio, allora il valore può essere utilizzato direttamente, senza ulteriori aggiustamenti sul reddito (necessari invece se c'è una sostanziale differenza nei livelli di sviluppo tra i contesti considerati). Ovviamente tale procedura è basata sull'ipotesi che non esistano altri fattori (essenzialmente di tipo sociale e culturale) che rendano profondamente differenti i due contesti e, di conseguenza, la struttura delle preferenze degli individui (Navrud, 2004).

Il *function transfer approach* si basa sull'uso di funzioni che legano la willingness to pay stimata nello study case a una serie di caratteristiche della popolazione considerata. Successivamente viene stimata, attraverso tale funzione, la nuova WTP, adattandola in base alle caratteristiche riscontrate nella popolazione del *policy case*. Si pongono però problemi di specificazione del modello e selezioni di variabili da considerare; non è difficile infatti che alcune di esse possano avere rilevanza diversa nei due contesti considerati; ciò può quindi inficiare la validità dell'adattamento della funzione e quindi la stima finale (Rosenberg e Loomis, 2001).

La Environmental Protection Agency suggerisce una serie delle linee guida da seguire quando la valutazione dei costi economici imputabili all'inquinamento atmosferico è basata sulla rilevazione indiretta dei dati per aumentare l'affidabilità e la trasparenza del processo di stima. Si parte dalla descrizione del *policy case*, per chiarire in che modo le policy di miglioramento ambientale impattano sui soggetti coinvolti; si passa poi alla selezione dei casi di studio da cui desumere i valori economici da utilizzare nella stima. La qualità delle valutazioni basate sull'uso di dati indiretti risente ovviamente della qualità degli studi originari da cui sono tratti i valori. Per questo motivo è preferibile fare riferimento a studi che utilizzano metodologie largamente accettate scientificamente, quali ad esempio quelli pubblicati in rapporti di istituzioni internazionali. I valori desunti da studi accademici infatti utilizzano spesso metodologie non consolidate e "di frontiera". Come evidenziato precedentemente, ogni approccio riconducibile al benefit transfer è caratterizzato da limiti e punti di forza. È quindi necessario chiarire quale tipo di approccio è stato scelto e quanto le ipotesi su cui è basato siano effettivamente sostenibili nel caso in analisi. Infine è consigliabile, per questioni di trasparenza, effet-

tuare una analisi di sensitività che espliciti e quantifichi l'incertezza delle stime.

La stima dei costi sociali dell'inquinamento atmosferico: il caso di Taranto

Sulla base della metodologia fin qui delineata è stata effettuata una stima dei costi sociali dell'inquinamento in un contesto specifico, quello di Taranto, caratterizzato dalla presenza di un massiccio inquinamento atmosferico legato prevalentemente a sorgenti localizzate di natura industriale.

La quantificazione monetaria del danno è stata effettuata utilizzando dati indiretti; in particolare il riferimento è al metodo dello *unit value transfer approach* poc'anzi delineato. Coerentemente con quanto stabilito dall'EPA, i valori utilizzati sono stati desunti da rapporti e studi riconducibili ad istituzioni internazionali². In particolare si fa riferimento al progetto ExternE per la quantificazione monetaria delle esternalità legate alla produzione di energia (Bickel e Friedrich, 2005). Tali valori sono stati ampiamente utilizzati in svariati studi; ad esempio quelli per il calcolo dei costi marginali dell'inquinamento atmosferico, (Holland e Watkiss, 2002) o per il progetto CAFE (Clean Air for Europe) (Krupnik et al., 2004).

I valori monetari sono ovviamente stati adattati considerando la rivalutazione della moneta per adeguare il valore del danno calcolato al periodo in analisi.

La fonte principale per i dati ambientali e sanitari utilizzati nello studio è costituita da due tra i più importanti studi a livello nazionale che hanno analizzato le relazioni tra inquinamento atmosferico e salute: "Metanalisi italiana degli studi sugli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico" (Biggeri et al., 2004) relativo al periodo 1996-2002; il secondo è lo studio dal titolo "Inquinamento atmosferico e salute: sorveglianza epidemiologica e interventi di prevenzione" (Berti et al., 2009), relativo al periodo 2000-2005. Il dataset relativo al capoluogo ionico include dati relativi alla concentrazione di PM10 nell'aria della città di Taranto, oltre che i dati sanitari sulla mortalità raccolti dall'Azienda Sanitaria Locale Taranto/1.

Gli end-points considerati, la popolazione esposta e il tipo di fun-

² In questa sede metodologia, disegno dello studio e risultati sono presentati in forma sintetica. Per riferimenti puntuali alla selezione e discussione dei valori unitari scelti in letteratura, le fonti dei coefficienti di Rischio Relativo e Funzioni di Impatto utilizzati, e i risultati misurati in termini di unità fisiche e monetaria per specifico end-point si rimanda a Biasi P. (2011).

zione concentrazione risposta utilizzati per ogni end-points sanitario considerato sono riassunti nella Tabella 2.

In particolare, per la mortalità sono stati utilizzati coefficienti di Relative Risk (RR) mutuati dalla letteratura epidemiologica; per gli eventi sanitari sono invece state utilizzate Impact Functions (IF). Sulla base di tali dati è stato possibile effettuare il calcolo dei casi attribuibili all'inquinamento in tre scenari controfattuali. Il dato ottenuto è quindi da intendersi come danno economico potenzialmente evitabile con diverse concentrazioni di PM10 nell'aria.

End-points	Tipo di funzione concentrazione-risposta	Popolazione esposta (età)
Mortalità		
Cronica- tutte le cause	RR	≥ 30
Cronica-Tumore al Polmone	RR	≥ 30
Cronica-Infarto	RR	≥ 30
Cronica-Ictus	RR	≥ 30
Acuta-tutte le cause	RR	Tutti
Bronchiti croniche-COPD	IF: Nuovi casi 100.000 individui anno	≥ 27
Attacchi di asma bambini	IF: Incremento giorni uso bronco-dilatatori 1000 individui anno	< 15
Attacchi di asma adulti	IF: Incremento giorni uso bronco-dilatatori 1000 individui anno	≥ 15
Giornate di ridotta attività (RAD)	IF: Incremento in RAD 1000 individui anno	15-64
Giornate di ridotta attività: sintomi minori (MRAD)	IF: Incremento in MRAD 1000 individui anno	15-64
Sintomi respiratori minori (LRS): bambini	IF: Incremento in giorni di sintomi aggiuntivi individuo	4-15
Sintomi respiratori minori (LRS): adulti	IF: Incremento giorni di sintomi aggiuntivi individuo	≥ 15

Tabella 2: Lista degli end-points considerati.

Fonte: Martuzzi *et al.* (2006).

Lo scenario scelto come benchmark prevede una concentrazione controfattuale pari a 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; si considerano quindi i limiti-soglia a tutela della salute umana indicati dalle linee guida della World Health Organization (Krzyzanowsky e Cohen, 2008).

Quando possibile, è stata effettuata una analisi di sensitività, utilizzando diverse stime di costo unitario per specifico end-point, per fornire informazioni sul range di variazione dei valori finali stimati. Alcuni dei risultati ottenuti sono riassunti in Tabella 3.

I risultati presentati consentono di chiarire l'importanza dell'impatto economico che l'inquinamento atmosferico ha nel contesto

analizzato. Ovviamente tale stima rappresenta solo una frazione del costo sociale dell'inquinamento atmosferico: l'arco temporale in cui tale valore è stato stimato è limitato (come già specificato, il periodo dal 2001 al 2005); è stato preso in considerazione un solo inquinante; l'analisi è limitata ad una sola matrice ambientale in un contesto in cui la contaminazione ambientale è molto più pervasiva e complessa. Ciò nonostante, la base informativa fornita dalla stima è di notevole importanza, sia in termini di policy making che di dibattito pubblico.

Per rendere più agevole la visione d'insieme dei risultati della stima, si riportano i valori medi annui stimati per specifico endpoint. Si nota che, per i soli costi di mortalità³, il valore stimato supera i 170 milioni di euro, e oscilla tra un minimo di circa 70 milioni annui a un massimo di quasi 400 milioni. Il valore totale stimato sulla base del valore centrale utilizzato per singolo end-point configura un danno sociale importante a carico della collettività in analisi: in media, oltre i 284 milioni di euro all'anno.

L'analisi del peso relativo dei diversi esiti sanitari sul totale fornisce altre informazioni interessanti (Figura 1). Si nota ad esempio che le giornate ad attività ridotta (Restricted Activity Days, RAD) costituiscono una quota superiore al 13% del totale. La perdita di produttività lavorativa causata da eventi sanitari minori imputabili all'inquinamento rilevata nel contesto analizzato è quindi una voce importante del danno totale, e può, aldilà del danno diretto, avere importanti impatti indiretti in termini sistemici per l'economia del luogo.

³ Il valore è stimato utilizzando il VAV, poiché, come spiegato in precedenza, consente una stima più precisa dei costi di mortalità imputabili all'inquinamento.

End point	Valore centrale	Analisi di sensitività	
		Valore inferiore	Valore superiore
Mortalità cronica (tutte le cause)	149.308.600	66.034.400	344.557.000
Mortalità acuta (tutte le cause)	22.871.400	10.115.200	52.780.200
Bronchiti croniche	23.549.400	4.957.600	
Attacchi d'asma (bambini)	779.945	19.456	
Attacchi d'asma (adulti)	7.888.191	524.697	
RAD	37.511.325	23.919.888	
MRAD	7.283.273		
LRS (bambini)	6.430.081		
LRS (adulti)	28.483.028		
Totale	284.105.243	105.571.241	397.337.200

Tabella 3: Costi medi annui dell'inquinamento atmosferico da PM10 a Taranto.

Fonte: elaborazione dell'Autrice.

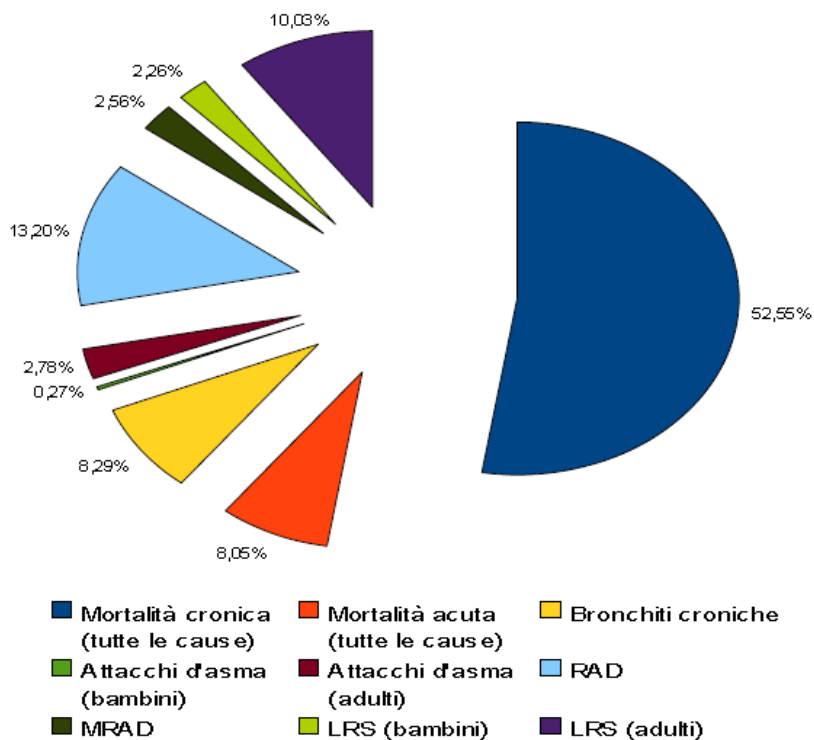


Figura 1: Peso relativo degli end-points sul totale dei costi stimati.
Fonte: elaborazione dell'autrice.

CONCLUSIONI

L'uso di strumenti interdisciplinari per la valutazione del danno imputabile all'inquinamento atmosferico è di fondamentale importanza per chiarire entità e pervasività del danno sociale prodotto dall'inquinamento stesso. Il framework delineato dalla European Environmental Agency ha il merito di contribuire allo sviluppo di tali procedure e tecniche di valutazione. Nonostante le incertezze connesse al processo di quantificazione in termini monetari dei costi sociali dell'inquinamento, la valutazione economica consente di misurare in termini omogenei una pluralità di tipologie di danno sanitario, chiarendone entità, effetti indiretti e peso relativo sul totale dei costi sociali. La possibilità di comunicare con chiarezza i risultati di questo tipo di valutazioni è un vantaggio di non secondaria importanza: in primo luogo per la priorità che tali temi hanno assunto nel dibattito pubblico; allo stesso tempo la valutazione economica può avere un ruolo importante nel definire obiettivi e urgenza di interventi di *policy making* in aree caratterizzate da un pervasivo impatto ambientale di attività inquinanti, come è chiaramente il caso di Taranto analizzato in questo lavoro.

Riferimenti bibliografici

- Berti G, Galassi C, Faustini A, Forastiere F. Inquinamento atmosferico e salute: sorveglianza epidemiologica e interventi di protezione. *Epidemiologia e Prevenzione*. 2009; 33(Suppl.1):1-144.
- Biasi P. Il costo dello sviluppo. L'impatto sanitario del IV Centro siderurgico di Taranto: tesi di laurea in Economia dello Sviluppo Avanzata, Facoltà di Economia, Università degli studi di Firenze, 2011.
- Bickel P, Friederich R. editors. *ExternE. Externalities of Energy: Methodology 2005 Update*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Community, 2005.
- Biggeri A, Bellini P, Terracini B. MISA. Metanalisi italiana degli studi sugli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico 1996-2002. *Epidemiologia e Prevenzione*. 2004;28(Suppl.4-5):1-100.
- Blomquist G. Self-protection and Averting Behaviour, Values of Statistical Lives, and Benefit Cost Analysis of Environmental Policy. *Review of Economics of the Household*. 2004;2:89-110.

US Environmental Protection Agency. Guidelines for Preparing Economic Analysis. External Review Draft. Washington D.C, US Environmental Protection Agency, 2008.

European Commission. ExternE. Externalities of Energy. Vol. 7 Methodology 1998 Update: A Report produced for the EC- DG XII. Bruxelles: Office for Official Publications of the European Communities, 1999.

Holland M, Watkiss P. *BeTa Version E1.02a. Benefits Table Database: Estimates of the Marginal External Costs of Air Pollution in Europe. [Internet]. 2002. Available from: <http://ec.europa.eu/environment/enveco/air/pdf/betaec02a.pdf>*

Krupnick A, Ostro B, Bull K. Peer Review OF The Methodology of Cost-Benefit Analysis of the Clean Air for Europe Programme. Paper prepared for the European Commission, Environment Directorate General. Bruxelles: European Commission, 2004.

Krzyzanowski M, Cohen A. Update of WHO air quality guidelines. *Air Quality, Atmosphere and Health*. 2008;1(1):7-13.

Lattarulo P, Plechero M. Traffico e inquinamento: i danni per la salute dell'uomo e i costi sociali. Firenze, IRPET, 2005.
Available from: http://www.irpet.it/storage/pubblicazioneallegato/50_Interventin.28.pdf

Martuzzi M, Mitis F, Iavarone I, Serinelli M. Health Impact of PM10 and Ozone in 13 Italian Cities. Copenhagen: World Health Organization Regional Office for Europe, 2006.

Mitchell RC, Carson RT, Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method. Washington D.C: Resources for the Future, 1989.

Navrud S. Value transfer and environmental policy. In: Tietenberg T, Folmer H editors. *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2004/2005: a survey of current issues*. London: Edgar Elgar Publishers, 2004.

Pigou AC. *The Economics of Welfare*. London: Macmillan, 1924.

Romano D, Stefani G. Costi sostenuti dalla collettività per omessa adozione di provvedimenti per ridurre l'inquinamento dell'aria nell'area metropolitana di Firenze dal 2002 ad oggi. Consulenza tec-

nica per la Procura della Repubblica presso il Tribunale di Firenze, R.G.N.R 19581-2006. Firenze: Procura della Repubblica presso il Tribunale di Firenze, 2009.

Rosenberger RS, Loomis JB. Benefit transfer of outdoor recreation use values: A technical document supporting the Forest Service Strategic Plan (2000 revision). Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, 2001. Available from: http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr72.pdf

Tinacci Mossello M. *Politica dell'ambiente: analisi, azioni progetti*. Bologna: Il Mulino, 2008.

Viscusi WK, Magat WA, Huber J. Pricing Environmental Health Risks: Survey Assessments of Risk-Risk and Risk-Dollar Tradeoffs for Chronic Bronchitis. *Journal of Environmental Economics and Management*. 1991;21(1):32-51.

VALUTAZIONE DEI POTENZIALI BENEFICI DELLE BONIFICHE IN TERMINI ECONOMICI: ESEMPI DALLA CAMPANIA E DALLA SICILIA

CARLA GUERRIERO*

Introduction

Hazardous waste, defined as any material that poses a substantial threat to human health, can potentially contaminate all the environmental media: atmosphere, groundwater, surface waters and soil, and through these media can be harmful or even fatal for human health. The prolonged exposure to toxic pollutants such as benzene derivatives, dioxins and trichlorophenol has been associated with acute health effects such as narcosis, skin irritation, or respiratory diseases such as asthma and allergies. Hazardous waste exposure has also been associated with chronic health effects such as leukaemia, liver tumour, lymphomas and, in the case of methylene chloride, premature mortality.

Since the case of Love Canal, New York State, in 1980 an increasing number of cases of hazardous waste mismanagement have been reported. Studies suggest that children are the most vulnerable victims of toxic pollutants. Exposure to compounds increases the likelihood of miscarriage and birth defects. In the Love Canal, for instance, birth defects were found to be twice as likely to occur among those living near the dump site (Goldman et al.1985). In Canada, a large study conducted by Goldenberg et al. (1999), suggested that individuals living close to landfill sites have an increased risk of liver, kidney, pancreas cancers and non-Hodgkin's lymphomas.

* London School of Hygiene and Tropical Medicine; Istituto di Fisiologia Clinica CNR Pisa.

Another study conducted by Pukkala (2001) in Finland found that the prevalence of asthma was significantly higher in individuals living near landfill sites.

Lack of resources requires policy makers to prioritise competing alternatives. Despite the potential gains for both environmental and human health, it remains uncertain whether the benefits of interventions to clean-up hazardous sites would outweigh the costs. The analytical tool of cost-benefit analysis provides a powerful and transparent method to evaluate and select risk management strategies. Nevertheless, cost-benefit analysis has rarely been used to assess hazardous waste site cleanup interventions. There are several reasons for this: the effects of hazardous waste exposure are often ignored; there are difficulties in identifying the causal link between waste exposure and health effects; and estimating the value of the potential impacts resulting from cleanup interventions. Costs of cleanup interventions are also subject to great uncertainty because it is difficult to quantify them a priori, especially where more than one media has been affected by hazardous pollutants. The aim of this presentation is to provide an overview of the major steps necessary to conduct a cost-benefit analysis of cleanup interventions and to apply the CBA framework to two practical cases: the case of toxic waste sites in Campania and the remediation of two industrial sites of Gela and Priolo (Guerriero & Cairns 2009; Guerriero et al. 2011).

Steps in conducting Cost-Benefit Analysis of hazardous waste sites.

Cost-benefit analysis evaluates the social gain associated with a given intervention by comparing the benefits (any increase in welfare) and the costs (any decrease in human well being). The aim of cost-benefit analysis is to maximize the net social benefits:

$$\text{Max } B(Q) - C(Q)$$

Cost benefit (CB) analysis is used in environmental regulation to determine acceptable levels of risk. Acceptable risk denotes a level that maximizes the difference between total social cost and total social benefits, or in other words, where the marginal social benefits associated with the risk reduction are equal to the marginal social costs of pollution abatement.

In the case of the cleanup of hazardous waste sites, cost benefit analysis is used both to distinguish between interventions offering higher net benefit (difference between cost and benefits) and

to identify priority sites for intervention, as in the case of the US Superfund. CB analysis involves five steps: quantifying the health outcomes associated with waste exposure before and after regulation (hazardous waste site cleanup); assigning monetary values to the number of cases potentially averted by regulation; quantifying the cost of regulation; accounting for the timing of costs and benefits. The final step of CB analysis is to compare the resulting estimates: present value of benefits and present value of cost.

Step 1: Quantifying health benefits.

Several types of benefits result from hazardous waste cleanup. These are: direct benefits, for example reduction in the number of health effects (e.g. asthma cases, lung cancer, malformations); aesthetic benefits, such as decreases in odour; and indirect benefits, such as productivity increase of real estate properties. This chapter focuses on describing how the direct benefits to human health can be quantified using a damage function approach. The damage function approach framework uses three types of data: environmental data to identify the potential hazards/pollutants present in the hazardous waste sites; epidemiological data to identify and quantify the health effects associated with the regulatory intervention and economic data to assign a monetary value to negative health outcomes associated to waste exposure. The first step involves the estimation of the health effects due to pollutant exposure. The second step evaluates the number of health outcomes that can be averted by site cleanup. And the third step multiplies the estimated number of avoidable health outcomes as a result of the regulatory strategy (number of deaths averted per year) by the economic value per health unit (e.g. value of a statistical life). In the majority of cost benefit analyses conducted to evaluate the effects of an environmental regulatory strategy (e.g. air pollution control intervention) the baseline number of health outcomes attributable to pollution exposure is determined using a dose-response function. This function is “an estimate of risk per unit of exposure to pollutant” (EPA, 2010a). The dose-response functions can have different shapes. They can be linear (any change in the pollutant concentration will produce a corresponding change in the health outcome), non-linear (e.g. it can be a sigmoidal curve that starts with an increasing slope but after reaching a maximum value it levels off) and/or can present a threshold dose. For example a study conducted by Grosse et al. (2002) on the relation-

ship between blood lead level and intelligence quotient (IQ) estimates that there is a linear relationship between the blood lead level and the decrease in IQ points (2.57 IQ points for each 10 mg/dL). Where the effects on health of hazardous waste disposal result from exposure to a single pollutant (e.g. asbestos), the population attributable proportion (PAP), the number of cases that would have not occurred in the absence of pollutant, is estimated using the following formula:

$$PAP = (p - (RR - 1)) / (1 + p * (RR - 1))$$

Where RR is the relative risk of developing the health outcome given pollutant concentration, and p the proportion of the population exposed (e.g. children only). In the majority of cases, identifying the individual pollutants responsible for the health effects observed in the exposed population is problematic. In the case of landfills or illegal waste disposals, impacts are likely to result from different compounds discharged in the same site. Thus, the PAP is estimated using primary epidemiological data with the following formula:

$$PAP = \text{Observed number} - \text{Observed number} / \text{SHR}$$

Where SHR is Standardised mortality/hospitalisation ratios (SMR, SHR) that are estimated by dividing the observed cases (e.g. individuals with lung cancer) by the expected cases.

Step 2. Assigning a monetary value to health benefits

There are two main methods for placing a monetary value on changes in health: the human capital; and the willingness to pay approach. The human capital approach assumes that the value to society of an individual's life can be measured in terms of future production potential. The willingness to pay (WTP) approach measures how much individuals are willing to pay to decrease the likelihood of a negative outcome.

Based on the human capital approach, the Cost of Illness (COI) method is a measure of the monetary losses due to a negative health outcome (e.g. case of liver cancer). The COI has several advantages. It is straightforward and objective as it both considers all the direct monetary costs of a given health outcome and it does not

depend on personal preferences. However, COI tends to underestimate the true value of a health outcome because it does not include the intangible aspects of being ill such as stress, pain and suffering. Additionally, given that the COI values can be estimated only a posteriori it is impossible to elicit with this method the values that individuals assign to future environmental risk reductions. As a result, the most popular approach adopted in cost-benefit analyses is the WTP approach. The WTP method can be divided in two main categories: revealed and stated preferences. The revealed preference method derives values from observed actions of individuals while the stated preference method elicits valuations by asking individuals how much they are willing to pay to reduce the risk of a given health outcome. Contingent valuation and the Hedonic Wage method have been widely used to estimate the value of saving a statistical life. However there is great uncertainty regarding the value to adopt for analysis. Estimates vary dramatically among studies and between regions. The meta-analysis by Mrozc and Taylor (2001), for example, suggested a value of a statistical life (VSL) of \$2.4 million (in 1998 US\$). While in the meta-analysis conducted by Kochi et al. (2006) with an empirical Bayes approach the estimated value of a statistical life was \$5.4 million. As Pearce (2000) suggests, not all deaths are valued equally and different evaluation techniques can lead to different and often misleading estimates of the VSL. For example, it has been shown that adopting the human capital approach for assigning a monetary value to mortality risk would underestimate its cost. Although this method is easier to apply as it relies on a simple calculation of visible and easily quantifiable costs it does not consider individual preferences, and willingness to pay for a risk reduction and individual aversion towards death. Thus, the approach mainly used to estimate the value of a statistical life in environmental health studies has been the willingness to pay approach and in particular, the hedonic wage, and contingent valuation methods. The hedonic wage (HW) method has been widely used in the last decades to estimate the value of a statistical life. The estimation of the WTP (or WTA) in the HW method involves two stages. First, by controlling for productivity and intrinsic quality of the job, the hedonic wage determines the wages associated with the different types of risk according to the equation below:

$$W_k = \alpha + \beta \text{Risk}_k + \sum \lambda_n X_{kn} + \sum \gamma_m D_m + \varepsilon$$

Where W_k is the wage of the worker k , $Risk_k$ is the risk of death of the worker, n describes human capital and demographic characteristics of the individual X_{kn} , and D_m describes the job characteristics of the individual. The coefficient β (occupational fatal risk) of the risk variable is the additional wage the worker would require to assume an incremental risk of death on the job. Thus according to the hedonic wage method the VSL is estimated as:

$$VSL = (\delta w / \delta r) * \text{mean annual wage} * \text{units of fatal risk.}$$

Although this method is widely used in US environmental health studies it presents several disadvantages. The first main disadvantage is that HW does not seem to provide robust and unbiased estimates as it is sensitive to the specification of the wage equation. According to Mrozek and Taylor (2001) studies that control for inter-industry wages have an 85% lower VSL. In addition, it is unclear whether this can be applied only to the occupational risk or whether it can be generalized to the entire spectrum of mortality risks that individuals can face. Another limitation of the HW method is that it doesn't take account of the characteristics of the person who faces the risk of death nor the risk context. The value assigned to a risk reduction with the HW method is the value for a risk that is immediate, or quite soon in time. While, especially in the context of environmental-related health effects the risk is latent for several years. It is likely that the value that individuals assign to reducing the risk of death in the future is lower than their willingness to pay for a current reduction of risk. The contingent valuation method on the other hand is a more flexible tool to elicit individuals WTP for fatal risk reduction. According to this method, individuals are asked how much they would be willing to pay for an improvement in their health status or their willingness to accept values for an increased risk. Compared to the COI, this method has the advantage of taking into account the intangible consequences: premature death, the suffering from an illness. In addition, it can be applied also to individuals who are not in the labour force, and can easily account for different types of risk context. Contextual factors, such as age, health status, income and cultural differences, have been shown to influence how much individuals are willing to pay for a reduction in the risk of an adverse outcome. Several studies demonstrated that older individuals have a decreased willingness to pay for a reduction in mortality risk often referred as the "senior discount" phenomenon. According to Shepard and Zeckhauser (1984) the relationship between VSL and age is not linearly decreasing as might be expected but it

is an inverted U-shaped relationship which means that the WTP increases until individuals are 40-45 (as their savings increase as well as their income level) and after that peak it decreases with age because the income level decreases and also because their probability of survival declines. Also, the nature of health outcome (death from cancers) and the time of death have been proven to affect individual WTP. Several studies report that individual WTP to avert a case of immediate death (road traffic accident) is lower than for chronic degenerative disease because of the fear and the pain associated with it. As Pearce (2000) suggests, the WTP to avoid cancer is higher than with other types of diseases because of the dread and pain effects associated with this pathology. According to the European Commission (2001) in cases of cancer related mortality VSL should be inflated by 50% to account for the "Cancer premium".

Step 3. Cost Analysis

Once the potential benefits arising from remediation have been established, it is necessary to quantify the cost of the cleanup, to decide both the stringency of cleanup standards and who should pay for remediation. It is difficult to evaluate a priori the effectiveness of a given remediation strategy and the cessation lag, the time necessary to observe the improvement in health condition of the population exposed (e.g. decrease in the number of malformations). In general, remediation expenditures can be divided into three main categories: transaction costs borne by agencies (for example EPA in the US superfund) and private parties/polluters (e.g. oil companies); removal actions and long term remediation costs. Long term remediation cost constitutes the bulk of the overall cost and is highly dependent on the degree of permanence attainable with the cleanup intervention and on the size of the area to reclaim. According to Gupta et al.(1998) in the US, it has been estimated that the average cleanup cost is \$27 million per site. However, the cost varies according to the type of media that have been contaminated and to the concentration of compounds in the media. The choice of the technology is also very important. It determines the permanence of the clean-up intervention. In the case of contaminated ground water, the choice of the technology is restricted. The typical method is "to pump and treat" the contaminated water. Following treatment, the water is either released into the aquifer again or released in a river or stream. In the case of contaminated soil remediation there are several alternative op-

tions. The first decision is whether to cap the site. Capping soil is the least permanent option (depends on the shelf life of the cap) and has an average cost of \$79 per cubic yard (1996 values: Gupta et al, 1998). A more permanent option consists of treating the soil in situ (costs \$231 per cubic yard) (Gupta et al 1998). The third and most permanent option is excavation. In the case of excavation, the removed soil can be transferred to another landfill site or can be further treated and the organic element incinerated. Excavation with offsite treatment is the most expensive option with costs per cubic yard \$1,428 (Gupta et al 1998).

Step 4. Time adjustment for benefits and costs.

The cost and the benefit of a hazardous waste site cleanup, especially in the case of permanent cleanup, materialise over lengthy periods. Thus, discounting plays a crucial role in the estimation of the value of future costs and benefits. Where different types of interventions are compared, discounting future costs and benefits to present values renders them more easily comparable. Discounting implies that the further in the future the benefits and the costs occur, the lower the weight that should be attached to them.

Thus, the general formula of discounting is the following (Pearce et al. 2006):

$$W_t = 1/(1+s)^t$$

Where w_t is the discount factor for time t and s is the discount rate. Thus, the conversion of future benefits to a present value can be estimated with the following formula:

$$Present\ Value = \sum Future\ Value_t \times w_t$$

Where economists use discounting to adjust the value of costs and benefits occurring in the future, the standard approach is to assume a constant discount rate common to both costs and benefits. For example, since 1992 the US discount rate suggested as base case for cost-benefit analyses was a fixed at 7% for both cost and benefit estimates. A 3% discount rate was also suggested for sensitivity analysis. The European Commission (2001) recommends for environmental cost benefit analyses the use of a discount rate of 4% and to perform sensitivity analyses using a discount rate of 2 and 4%. However, there has been extensive discussion of whether

the discount rate for health benefits should be lower than that applied to monetary costs. Also, where the effects under consideration are long-lived the case for discount rates declining over time has been made. Mainly due to the lack of empirical studies, there is uncertainty regarding the discount rate to be adopted in the economic evaluation of toxic waste cleanup interventions. A recent study conducted by Alberini et al. (2007) in four Italian cities with significant toxic waste problems applied a contingent choice methodology and evaluated that individuals discount future risk with a 7% rate. Recent studies also suggest that the discount rate might not be fixed and that s should be varying with t . According to Viscusi and Hubert (2006) the discount rate shown for improvements in environmental quality does not follow the standard discounted utility model but its pattern is consistent with the hyperbolic model. Time lag between the cleanup policy and its related benefits is also an important issue. The annual number of health outcomes (for example number of asthma cases) observable in a given area increases after the creation of a waste site which is producing toxic emissions. After a latency period, which denotes the lag between emissions and onset of the negative health effects, the number of health effects will increase at either a proportional or non-proportional rate. Eventually, if both the emission dose and the population exposed remain constant over the years, the incremental number of health outcomes attributable to pollution exposure is likely to remain the same. When a cleanup policy is implemented, there are no immediate reductions in the number of health outcomes. This is referred to as the “cessation lag”. Following the cessation lag, there will be a gradual (proportional/non proportional) decline in the effects of the reduced emission on health up to the point where the number of health outcomes is the same as observed before the creation of the waste site. The formula used to account for both discounting and latency of benefits is the following:

$$\text{Present value of Benefits} = \lambda * X_a * 1/(1+d)^l * (1 - 1/(1+d)^t) / d$$

Where: X_a is the number of health endpoints averted by the cleanup, t is the number of years over which the benefits accrue, and d is the discount rate. λ is the WTP for the health outcome a and latency period l , which is the time occurring between the reduction of the exposure and the improvement in the health of the population.

Step 5. Cost Benefit evaluation

The main condition for the adoption of a clean-up intervention is that the present value of the benefit exceeds the present value of the cost or that the: Net present value >0 . The Net present value (NPV) rule is usually adopted to decide whether to accept or reject an option, to rank different projects and to choose between mutually exclusive projects. An equivalent feasibility test is the benefit cost ratio (BCR) test (Pearce et al. 2006):

$$\text{PVB/PVC} > 1.$$

However, there are differences between the two tests. The first evaluates the excess in benefits and is a more direct way of measuring the social benefits of a cleanup intervention. The second evaluates the benefits per dollar of cost incurred. For example, a cost ratio of 2.2 means that for each dollar invested \$2.20 of social benefit is realized (Pearce et al. 2006). There is general agreement that BCR can be misleading when used outside the rationing context (when only one project should be evaluated: implemented versus rejected).

The case of the two industrial sites of Gela and Priolo

Priolo and Gela, in south-east Sicily, provide extensively documented cases of toxic industrial hot spots where, due to the presence of large petrochemical industrial plants and to widely diffuse environmental pollution, several negative health effects have been observed. High levels of many chemical compounds have been detected in soil, water, groundwater, air sediments, fish and shellfish of both areas. (Cernigliaro et al. 2006; Cernigliaro et al. 2009; Musmeci et al. 2009; National Health Institute 2010). Since the early 1980s, several epidemiological studies have been conducted in Sicily to investigate the health status of the populations living near industrial sites (Taormina et al. 2007; Franco 2001; Fano et al. 2006).

The most recent epidemiological study conducted by the DOE collected mortality data (from 1995 to 2002) and hospital discharges (from 2001 to 2006), for residents in the municipalities included in the high risk areas (Cernigliaro et al. 2006). The health outcomes considered for the evaluation of the health benefits resulting from remediation in Gela and Priolo were: mortality

from all causes, mortality by specific causes (e.g. infectious disease), hospital admission for all causes and disease specific hospital admission (e.g. hospital admission for lung cancer). Standardised mortality/hospitalisation ratios (SMR, SHR) were calculated by dividing the observed cases (e.g. individuals with lung cancer) by the expected cases. Estimates were reported for males and females separately and adjusted by age and socioeconomic deprivation (Cernigliaro et al. 2006). The potential health benefits arising from a reduction in exposure to industrial pollutants are quantified for both Gela and Priolo, by considering the impact on total mortality, total hospital admissions and non fatal cancers. For each of the selected health endpoints the population disease proportion attributable to the environment - the number of health cases that would not have occurred in the absence of the risk factor - was estimated using the following formula:

$$(Observed\ cases_{ab} - Observed\ cases_{ab} / SMR_{ab}\ or\ SHR_{ab}) / n$$

Where: a is the health outcome, b is gender, SMR/SHR is the Standardised Health Ratio obtained from the epidemiological study and n is the number of years over which epidemiological data have been collected. Upper and lower values for each estimate are calculated using the 95% CI of the SHR.

Results from CBA analysis as seen in Table 1, a reduction in exposure to environmental pollution in Priolo would avert 8 (2-11) deaths, 118 (85-151) cases of non-fatal cancer and 692 (587-780) hospital admissions each year; while in Gela would avoid 39 (12-64) premature deaths, 163(134-192) non-fatal cancers and 2,010 (1,912-2,095) hospital admissions each year. Assuming a 20 year cessation lag, a 4% discount rate and that the benefits will last 50 years the potential monetary benefit from abating industrial pollution in Gela and Priolo was estimated for each health outcome separately (Table 1). As expected, due to the many health outcomes each year associated with exposure to pollution the potential monetary benefit of site remediation in Gela and Priolo is high. In Gela it ranges between €2,314 million (the low SHR and low WTP scenario) and €14,093 million (the high SHR and high WTP scenario), with €6,601 as baseline value. In Priolo, where the health outcomes, and in particular the number of premature avoidable deaths are lower, the potential monetary benefits of site remediation would be €3,592 million (3,167-3,802). Given the predicted cost of cleanup policies in the two areas, €774.5 million in Priolo and €127.4 million in Gela, the potential net monetary benefits of reducing industrial pollution exposure were estimated to be €2,817 and €6,521

million respectively. This implies that if the pollution control policies that have already been identified are not effective in reducing the impact of pollution exposure on health, it will be possible to spend up to €6,521 million in Gela and €2,871 million in Priolo for a cost-effective reclamation.

The case of Campania

In the Campania region, in particular in the two provinces of Naples and Caserta, the absence of other types of waste management methods (composting, recycling, incinerators) and the extent of illegal toxic dumping of wastes are the main reasons for the waste crisis which was officially declared by the Consiglio dei Ministri in 1994 and since 2002 has become known worldwide as a "tragedy" (Protezione civile 2006; DPCM 1994). Campania has the highest number of environmental crimes in Italy and it is estimated that 5 million tons of hazardous industrial residuals have been illegally discarded in the region (Mutasem et al. 1997). According to WHO et al. waste-associated health hazards in this region have reached an unacceptable level and the problem now represents a real threat to human health. Since the first research evaluating the relationship between waste exposure and an excess of early mortality and congenital malformation, an increasing number of studies report a statistically significant relationship between waste exposure and human health in Campania (Altavista et al. 2004). The most recent longitudinal study (WHO et al. 2004; 2006) analyses mortality records on twenty causes of death (e.g. all cause mortality, all types of cancers, lung cancer, liver cancer, stomach cancer, non Hodgkin lymphomas) for each of the 196 towns of the Caserta and Naples provinces between 1994-2001. The relative risks of different health outcomes given different levels of waste exposure are estimated by Poisson regression after controlling for socioeconomic factors.

The population attributable proportion (PAP) of the overall cases of premature mortality and fatal cases of cancer due to waste exposure are quantified using the results from this study. The number of cases (e.g. cancers) that would not have occurred in the absence of the environmental risk factor, for each health outcome and level of WI is estimated by the following formula:

$$\text{PAP}_{ab} = \text{Observed number}_{ab} - \text{Observed number}_{ab} / \text{Relative Risk}_{ab}$$

Where a is the health outcome and b is the WI quintile conside-

red and Relative Risk_{ab} the relative risk of developing a given health outcome *a* (e.g. premature death) for each WI quintile *b* after controlling for socioeconomic factors (Cadum et al. 1999;Kunzli et al. 1999). Assuming that the effects of waste exposure on human health are equally distributed over time, the yearly number of health outcomes attributable to waste exposure is given by dividing the PAP of each health outcome by eight (the number of years of the longitudinal study).

Using data from the WHO et al.(2004) Guerriero and Cairns(2009) estimated the present value of the health benefits attributable to reclamation of waste sites assuming benefits arise over a 30 year time frame, a 4% discount rate and 20 years of latency. The results of the analysis are reported in table 2, all costs are expressed in Euros in 2007 prices. The yearly population attributable proportion (for both sexes) is reported for each of the health outcomes. The overall number of waste related deaths (from all causes) per year is 848. The overall benefit given the base case assumptions is €9.4 billion. Although the cases of fatal cancer are significantly lower (less than 50% of the all cause deaths) the overall benefit of preventing 403 fatal cancer cases associated with waste exposure is high: (€6.7 billion). Since the estimated €9.4 billion benefit of reducing 848 deaths does not account for the higher value assigned by individuals to deaths from cancer, a third estimate adjusted for the “cancer premium” is calculated. Further, the benefit per capita (rounded to the nearest thousand) of land reclamation is estimated by dividing the monetary benefit by the population living in the two provinces of Naples and Caserta in 2008

Conclusion

Hazardous waste sites are a major environmental problem. There is a large body of literature showing an association between hazardous waste (mis)management and negative health outcomes. Substances resulting from industrial production (e.g. arsenic, cadmium and mercury) once released into landfills without proper treatment can be fatal for the populations exposed. In the US, the public has ranked toxic wastes sites as the number one national environmental priority. Responding to public concerns, national reclamation projects have been created in several countries, e.g. Superfund program in the US, and programma nazionale di bonifica in Italy. The objective of these programs is collecting public and private resources to prioritize the clean-up of hazardous waste sites.

Cost benefit analysis is a transparent decision informing procedure to prioritize the cleanup of those sites that for a given remediation budget would allow to produce the highest benefit in terms of negative health outcomes averted. Despite the potential benefits resulting from the application of cost benefit analysis in waste management there are few empirical studies using this tool.

Evidence from two studies conducted in Italy suggest that, despite the high cost associated with remediation, there is a strong economic argument for reclaiming the land contaminated with hazardous waste in Campania and in the two industrial areas of Gela and Priolo. The study conducted in Campania suggests that there are estimated to be 848 cases of premature mortality and 403 cases of fatal cancer per year as a consequence of exposure to toxic waste in the two provinces of Naples and Caserta. The present value of the benefit of reducing the number of waste associated deaths after adjusting for a cancer premium is €11.6 billion. This value ranges from €5.4 to €20.0 billion assuming a time frame for benefits of 10 and 50 years respectively. The results coming from the study conducted in the two industrial sites show that that clean-up policies costing up to €6,639 million in Gela and €3,592 million in Priolo would be cost beneficial. These two amounts are notably higher than the funds allocated thus far to clean up the two sites, €127.4 million in Gela and €774.5 million in Priolo, implying that further economic investments - even considerable ones - could still prove cost beneficial.

Table 1. Annual health outcomes attributable to pollution exposure in Gela and Priolo

	Gela		Priolo	
	SHR(95%CI) ^a	Annual Cases	SHR(95%CI) ^a	Annual Cases
Mortality				
Male	106 (102-109)	23 (8-35)	110 (102-118)	8 (2-11)
Female	105 (101-109)	16 (4-29)	NS	NS
Non fatal cancers				

Male	115 (110,5-119,7)	53 (38-67)	116 (111.6-119.8)	69 (53-85)
Female	127 (122,8-131,9)	110 (96-125)	110 (106.3-114)	49 (32-66)
Hospital ad- missions ^b				
Male	121 (119-122)	909 (864-952)	107 (105.7-107.7)	413 (360-482)
Female	124 (122-125)	1,101 (1,048-1,143)	104 (103.5-105.4)	279 (227-298)

a SHR: Standard Health Ratio; b Number of hospital admission for all causes minus cancer-related hospital admissions

Table 2. Monetary Benefits (Million€) of site remediation in Gela and Priolo

Item	Gela	Priolo
All death	2,203 (247-3,933)	455 (41-676)
All Non fatal cancer	4,248 (1,918-10,000)	3,072 (1,372-7,864)
All Hospital admission	149 (149-160)	53 (47-76)
Total benefit	6,639 (2,314-14,093)	3,592 (3,167-3,802)

Table 3. Monetary benefits arising from waste sites reclaim in Campania

Item	PAP per year	Benefits ^a (billion€)	Benefits per person(€) ^b
All causes mortality	848	9.4 (6.3-25.0) ^c	2,300 (1,600-6,200)
All fatal cancers	403	6.7 (4.5-17.0) ^c	1,700 (1,100-4,400)
All cause mortality adjusted for cancer premium	848	11.6 (30.4-7.8) ^c	3,000 (2,000-7,700)

a benefits have been rounded to the nearest million; b benefits per person have been rounded to the nearest hundred ; c Lower and Upper and estimates obtained using lower and upper values suggested by the EC.

References

- Alberini A, Tonin S, Turvani M. The Value of Reducing Cancer Risks at Contaminated Sites: Are More Heavily Exposed People Willing to Pay More? *Risk Analysis*. 2012 Jul; 32(7): 1157-1182.
- Alberini A, Tonin S, Turvani M, Chiabai A. Paying for Permanence: Public Preferences for Contaminated Site Clean-up. *Journal of Risk and Uncertainty*. 2007;35:155-178
- Altavista P, Belli S, Bianchi F, Binazzi A, Comba P, Del Giudice R, et al. Mortalità per causa in un'area della Campania con numerose discariche di rifiuti. *Epidemiologia e Prevenzione* 2004;28(6):311-321.
- Cadum E, Costa G, Biggeri A, Martuzzi M. Deprivation and mortality: a deprivation index suitable for geographical analysis of inequalities. *Epidemiologia e Prevenzione*. 1999 Jul-Sep;23(3):175-187.
- Cori L, Pellegrino V. *Corpi in trappola. Vite e storie tra i rifiuti*. Roma: Editori Riuniti, 2011.
- Cernigliaro A, Pollina Addario S, Cesaroni G et al. Stato di salute nelle aree a rischio ambientale della Sicilia Aggiornamento dell'analisi della mortalità (anni 1995-2002) e dei ricoveri ospedalieri (anni 2001-2006). *Notiziario Osservatorio Epidemiologico Sicilia*, 2008 (Suppl.).
- Cernigliaro A, Pollina Addario S, Fantaci G, Tavormina E, Dardanoni G, Scondotto S. The experience of the Sicilian epidemiology observatory in studying health status of population resident in Gela risk area. In: Musmeci L, Bianchi F, Carere M, Cori L editors. *Environment and health in Gela (Sicily): present knowledge and prospects for future studies*. *Epidemiologia e Prevenzione*. 2009;33(3 suppl 1):84-88.
- Italia. Presidenza del Consiglio dei Ministri. Decreto 11 febbraio 1994. Dichiarazione dello stato di emergenza a norma dell'art. 5, comma 1, della legge 24 febbraio 1992, n. 225, in ordine alla situazione determinatasi nel settore dello smaltimento dei rifiuti solidi urbani nella regione Campania. (*Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana, Serie Generale*, n. 35 del 12 febbraio 1994).

European Union. Recommended interim values for the value of preventing a fatality in DG Environment Cost Benefit analysis, 2001. [Online]. Available from: ec.europa.eu/environment/enveco/others/pdf/recommended_interim_values.pdf

Australia. Environmental Health Standing Committee EnHealth Council. Guidelines for economic evaluation of environmental health planning and assessment Volume 1. Canberra: Department of Health and Ageing and enHealth Council, 2003.

EPA. 2010a. Regulatory Impact analysis [Online]. Available from: <http://www.epa.gov/ttnecas1/ria.html> [Accessed].

EPA. 2010b. Regulatory Impact Analysis for the proposed Federal Transport Rule. Final National Ambient Air Quality Standard for SO₂ [Online]. Available from: <http://www.epa.gov/ttnecas1/ria.html> [Accessed].

EPA. 2010c. Toxicological Profile of Mercury [Online]. Available from: <http://www.epa.gov/mercury/effects.htm> [Accessed].

Franco G. Dati relativi alla sorveglianza epidemiologica delle malformazioni congenite nell'Ospedale di Augusta dal 1980 al 2000. *Report attività ospedaliera*, 2001.

Fano V, Cernigliaro A, Scondotto S, Pollina Addario S, Caruso S, Mira A et al. Stato di salute della popolazione residente nelle aree ad elevato rischio ambientale e nei siti di interesse nazionale della Sicilia. Analisi della mortalità (aa 1995-2000) e dei ricoveri ospedalieri (aa 2001-2003). DOE Notiziario, Osservatorio epidemiologico regionale, Regione Siciliana, numero monografico, luglio 2005.

Gilbreath, J. IOM: The economics of better environmental health. *Environ Health Perspect.* 2007 Feb;115(2):A80-1. Available from: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1817696/>

Goldberg MS, Siemiatyck J, DeWar R, Désy M, Riberdy H. Risks of developing cancer relative to living near a municipal solid waste landfill site in Montreal, Quebec, Canada. *Arch Environ Health*, 1999 Jul-Aug;54(4):291-6.

Goldman LR, Paigen B, Magnant MM, Highland JH. Low Birth Weight, Prematurity and Birth Defects in Children Living Near the Hazardous Waste Site, Love Canal. *Hazardous Waste and Hazardous Materials.* 1985; 2(2): 209-223.

- Grosse SD, Matte TD, Schwartz J, Jackson RJ. Economic gains resulting from the reduction in children's exposure to lead in the United States. *Environmental Health Perspectives*. 2002 Jun;110(6):563-9.
- Guerriero C, Cairns J. The potential monetary benefits of reclaiming hazardous waste sites in the Campania region: an economic evaluation. *Environmental Health*. 2009 Jun;8:28.
<http://www.ehjournal.net/content/8/1/28>
- Guerriero C, Bianchi F, Cairns J, Cori L. Policies to clean up toxic industrial contaminated sites of Gela and Priolo: a cost-benefit analysis. *Environmental Health*. 2011 Jul;10:68. <http://www.ehjournal.net/content/10/1/68>
- Gupta S, Van Houtven G, Cropper M. Do Benefits and Costs Matter in Environmental Regulation? An analysis of EPA decisions under Superfunds. In: Revesz RL, Steward RB editors. *Analyzing Superfund: Economics, Science, and Law*. Washington, DC: Resources for the Future, 1995.
- Gupta S, Van Houtven G, Cropper M. Paying for permanence: an economic analysis of EPA's cleanup decisions at Superfund sites. *The RAND Journal of Economics*. 1996 Autumn;27:563-582.
- Hamilton JT, Viscusi WK. How Costly is "Clean"? An Analysis of the Benefits and Costs of Superfund Remediations. *Journal of Policy Analysis and Management*. 1999 Winter;18(1):2-27.
- Kochi I, Hubbell B, Kramer R. An empirical Bayes approach to combining and comparing estimates of the value of a statistical life for environmental policy analysis. *Environmental & Resource Economics*. 2006;34:385-406.
- Künzli N, Kaiser R, Medina S, Studnicka M, Oberfeld G, Horak F. Health costs due to traffic related air pollution: an impact assessment project of Austria, France and Switzerland. *Air Pollution Attributable Cases: Technical Report on Epidemiology*. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 1999.
- LEGAMBIENTE. Rapporto ecomafia 2003 : i nomi, i numeri e le storie della criminalità ambientale. Napoli : Sistemi editoriali, 2003.
Available from: http://www.legambiente.it/sites/default/files/docs/Rapporto_Ecomafia_2003_0000001890.pdf

Mrozek JR, Taylor M. What determines the value of life? a meta-analysis. *Journal of Policy Analysis and Management*. 2002 Spring;21(2):253-270. Available from: [http://yosemite.epa.gov/ee/epa/eerm.nsf/vwAN/EE-0483-08.pdf/\\$file/EE-0483-08.pdf](http://yosemite.epa.gov/ee/epa/eerm.nsf/vwAN/EE-0483-08.pdf/$file/EE-0483-08.pdf)

Musmeci L, Bianchi F, Carere M, Cori L. Environment and health in Gela (Sicily): present knowledge and prospects for future studies. *Epidemiologia e Prevenzione* 2009;33(3 Suppl 1):7-12.

Mutasem E, Angelos N, Findikakis O, Leckie J. Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling. Department of Civil Engineering, Stanford University, Stanford, California, U.S.A. *Journal of Environmental Management*. 1997;(50):1-25.

Pearce D. Valuing Risks of life and health. Towards Consistent Transfer Estimates in the European Union and Accession States. Report to DGXI, European Commission, Brussels. Brussels: European Commission, 2000. London : University College, 2000 Available from: www.cserge.ucl.ac.uk

Leonardi M, Madeo L, Martini MG, Matteucci M, Trinca S, Cossa L, et al. *Trattamento dei rifiuti in Campania: impatto sulla salute umana: Messa a punto di indicatori sintetici di pericolosità e di esposizione a rifiuti*. Roma: Dipartimento della Protezione Civile; 2006.

WHO - Centro Ambiente e Salute, CNR - Istituto di Fisiologia clinica, ISS - Dipartimento Ambiente e connessa prevenzione primaria, Osservatorio Epidemiologico Regionale Campania, ARPA Campania. *Trattamento dei rifiuti in Campania: impatto sulla salute umana*. Roma: Dipartimento della Protezione Civile; 2007. Available from: http://www.protezionecivile.gov.it/jcms/it/view_dossier.wp?contentId=DOS14955

WHO - Centro Ambiente e Salute, CNR - Istituto di Fisiologia clinica, ISS - Dipartimento Ambiente e connessa prevenzione primaria, Osservatorio Epidemiologico Regionale Campania. *Trattamento dei rifiuti in Campania. Impatto sulla salute umana. Studio Pilota*. Roma: Dipartimento della Protezione Civile; 2004. Available from: www.protezionecivile.it/cms/attach/editor/rischi-nucleare/Sintesi_dei_risultati_e_indicazioni_preliminari.pdf

WHO - Centro Ambiente e Salute, CNR - Istituto di Fisiologia clinica, ISS - Dipartimento Ambiente e connessa prevenzione primaria, Osservatorio Epidemiologico Regionale Campania, ARPA Campania. *Trattamento dei rifiuti in Campania: impatto sulla salute umana*.

Studio di correlazione tra il rischio ambientale da rifiuti, mortalità e malformazioni congenite. Roma: Dipartimento della Protezione Civile; 2007. Available from: http://www.protezionecivile.gov.it/resources/cms/documents/Studio_di_correlazione.pdf

Pukkala E, Ponka A. Increased incidence of cancer and asthma in houses built on a former dump area. *Environmental Health Perspectives*. 2001 Nov;109(11):1121-1125.

Revesz RL. Environmental Regulation, Cost-Benefit Analysis and the discounting of Human lives. *Columbia Law Review* 1999 May;99(4):941-1017.

Saviano R. *La Bellezza e l'Inferno*. Milano: Mondadori, 2009.

Shepard D, Zeckhauser RJ. Survival versus Consumption. *Management science*. 1984;30(4):423-439.

Tavormina E, Fano V, Cernigliaro A. Salute riproduttiva nelle aree ad elevato rischio ambientale della Sicilia. Primi risultati. *Notiziario dell'Osservatorio Epidemiologico Regionale*. 2007:36-41.

Available from: <http://www.epicentro.iss.it/regioni/sicilia/pdf/OE2007.pdf>

Viscusi WK, Huber J. Hyperbolic Discounting of Public Goods. *Harvard Law School John M. Olin Center for Law, Economics and Business Discussion Paper Series*. 2006;(2):Paper 543. Available from: http://lsr.nellco.org/cgi/viewcontent.cgi?article=1331&context=harvard_olin.

Viscusi WK, Aldy JE. The value of a statistical life: A critical review of market estimates throughout the world. *The Journal of Risk and Uncertainty*. 2003;27:1; 5-76,.

Winpenny JT. *Values for the Environment. A Guide for Economic Appraisal*. London: HMSO, 1991.

Zimmerman R. Social Equity and Environmental Risk. *Risk Analysis*. 1993;13(6):649-666.

STUDI EPIDEMIOLOGICI E VALUTAZIONE DI IMPATTO SANITARIO ED ECONOMICO: UNA LETTURA CRITICA DELLE ESPERIENZE DISPONIBILI

di FRANCESCO FORASTIERE*

Ringrazio Giorgio Assennato e ARPA Puglia per l'invito a questo incontro. Ci sono stati ieri numerosi spunti per la discussione, e nella mia presentazione di oggi cercherò di riprendere alcuni aspetti critici per quanto riguarda il disegno e l'interpretazione degli studi epidemiologici e la valutazione dell'impatto sanitario dell'inquinamento ambientale. Non mi occuperò dei temi relativi all'impatto economico sul quale abbiamo già avuto delle eccellenti relazioni.

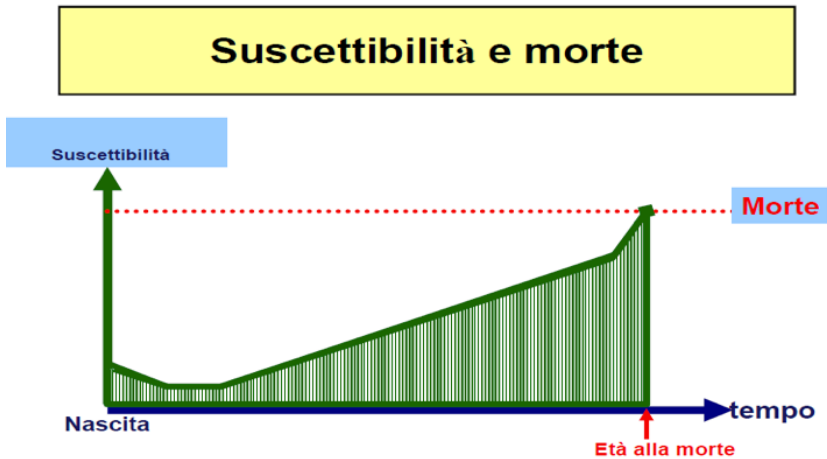
Nella mia presentazione vorrei affrontare 1. il tema della dimensione temporale degli effetti sanitari, 2. Le relazioni causa-effetto e le prove di efficacia disponibili sugli effetti della rimozione del rischio, 3. le problematiche relative agli studi epidemiologici nei siti contaminati, ed infine, 4. la valutazione integrata dell'impatto ambientale e sanitario (i problemi relativi alla funzione esposizione -risposta e la valutazione dell'incertezza).

Molto spesso si parla della dimensione temporale degli effetti dell'inquinamento ed è nota la distinzione degli effetti a breve ed a lungo termine. In realtà si tratta di concetto non facile ed ho chiesto al collega Nino Künzli di Basilea di poter usare le sue diapositive relative ad un articolo comparso sull'*American Journal of Epidemiology*¹ alcuni anni fa in cui il concetto è ben espresso.

* Dipartimento di Epidemiologia del Servizio Sanitario del Lazio.
e-mail: f.forastiere@deplazio.it

¹ Künzli N, Medina S, Kaiser R, Quénel P, Horak F Jr, Studnicka M. Assessment of deaths attributable to air pollution: should we use risk estimates based on time series or on cohort studies? *Am J Epidemiol.* 2001 Jun 1;153(11):1050-5. Available

Nel grafico sull'asse delle x abbiamo il tempo dalla nascita e sull'asse delle y abbiamo il grado di compromissione della salute per un certo individuo. Questa linea (la compromissione di salute) sale progressivamente fino ad arrivare a toccare la linea che rappresenta la morte. E allora nella vita dell'individuo il rischio di morire è un po' più alto alla nascita, poi decresce e poi lentamente aumenta fino ad arrivare al momento finale. Il rischio di morte è dunque ovviamente molto più elevato nelle età più avanzate.



Bene, e il contributo dell'inquinamento qual è? Pensiamo ad una persona che a una certa età, diciotto anni, inizia a fumare; nel momento in cui inizia a fumare la sua probabilità di morte aumenta rispetto ad un non-fumatore e la sua età alla morte è anticipata rispetto a una persona che normalmente non fuma. Se pensiamo all'inquinamento abbiamo una situazione simile: una persona è esposta all'inquinamento durante tutto il corso della vita, e a causa dell'inquinamento contrae una malattia cronica come la BPCO, e quindi la sua probabilità di morte è aumentata, la sua vita si accorcia, magari di pochi mesi, ma si accorcia (effetto a lungo termine). Nello stesso individuo però ci potrà essere un episodio di riacutizzazione della malattia (una bronchite acuta) che insorge a causa di un aumento improvviso dell'inquinamento (un picco), che porterà a morte l'individuo ancora prima del giorno in cui il soggetto sarebbe morto, in sostanza la sua morte sarà ancora più anticipata (effetto a lungo e a breve termine). Vi può essere una situazione molto più semplice in cui una persona ha altri fattori di rischio di carattere personale - diabete, colesterolo, ipertensione -

che aumentano la probabilità di morte; tuttavia un picco di inquinamento può far sì che la morte venga anticipata, per esempio per un infarto; la morte sarà attribuibile dunque ad un fattore ambientale scatenante (effetto a breve termine). Le evidenze relative agli effetti dell'inquinamento, soprattutto le evidenze relative agli effetti delle polveri PM10 o PM2.5, sono ormai accreditate non solo nella letteratura scientifica ma anche da organismi internazionali come l'American Thoracic Society, l'American College of Cardiology, l'EPA negli USA, e l'Organizzazione Mondiale della Sanità.

Alle persone in qualche modo scettiche, a chi che asserisce "ma l'inquinamento non è tangibile, non può avere gli effetti che voi epidemiologi predicate", "non sono altro che artefatti dell'analisi statistica", presento di solito i risultati di uno studio che fu pubblicato nel 2007 sul *New England Journal of Medicine*². Anche io ero un po' scettico allora ma questo studio ha contribuito a togliere i dubbi residui: si tratta di soggetti che avevano avuto in passato un infarto del miocardio ed un comitato etico ha dato il parere positivo affinché gli sperimentatori esponessero queste persone a fumi diesel mentre pedalavano durante il test da sforzo con il cicloergometro. Gli stessi soggetti, secondo una metodologia cross-over, venivano esposti ad aria pulita.

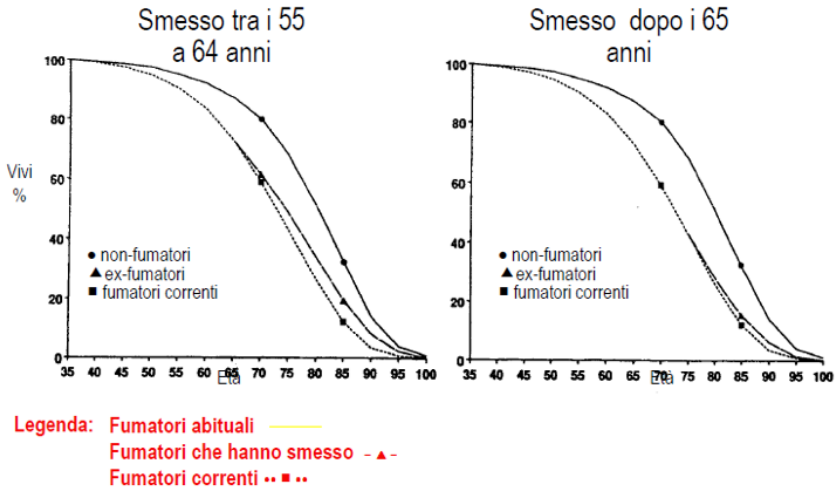
Non appena aumenta l'esercizio fisico, vi è un aumento della frequenza cardiaca, ma l'aumento della frequenza cardiaca è parallelo sia nei soggetti esposti ad aria pulita sia nei soggetti esposti a diesel. Finisce l'esercizio e lentamente le persone recuperano la frequenza cardiaca normale. Quindi non c'è nessuna differenza fra esposti ad aria pulita ed a fumi diesel per quanto riguarda la frequenza cardiaca. Ma diverso è il risultato relativo a quello che è un segno clinico cardiologico molto rilevante, il sottoslivellamento del tratto ST, un segno precoce di ischemia coronarica. Appena inizia lo sforzo i soggetti che respirano aria pulita non hanno il segno di ischemia, invece i soggetti esposti a fumi diesel presentano durante lo sforzo fisico i segni elettrocardiografici tipici della ischemia. Questa è una dimostrazione, in un campione della popolazione selezionato di persone ovviamente molto suscettibili, che l'esposizione a fumi diesel aumenta la probabilità di ischemia cardiaca. E' uno studio discutibile dal punto di vista etico ma molto convincente nel chiarire gli effetti dell'inquinamento sulle condizioni coronariche.

² Mills NL, Törnqvist H, Gonzalez MC, Vink E, Robinson SD, Söderberg S, Boon NA, Donaldson K, Sandström T, Blomberg A, Newby DE. Ischemic and thrombotic effects of dilute diesel-exhaust inhalation in men with coronary heart disease. *N Engl J Med*. 2007 Sep 13;357(11):1075-82. Available from: <http://www.nejm.org/doi/full/10.1056/NEJMoa066314>.

Sulla base di uno studio di Pope del 2009³ si può fare una interessante analogia tra gli effetti della esposizione a fumo passivo e quelli dell'inquinamento atmosferico.

La stima dell'esposizione a PM2.5 è espressa in funzione logaritmica: alle basse dosi abbiamo l'inquinamento atmosferico e l'esposizione al fumo passivo, e alle alte dosi abbiamo invece il fumo attivo di sigaretta. La relazione con gli eventi coronarici è di tipo lineare. Esiste dunque un'analogia degli effetti, con ordini di grandezza diversi, per quanto riguarda il fumo attivo, il fumo passivo e l'esposizione agli inquinanti

Se c'è un'analogia tra l'esposizione al fumo di sigaretta e l'esposizione all'inquinamento atmosferico dovrà esistere una analogia tra quello che succede quando si smette di fumare e quando si diminuisce il proprio livello di esposizione ad inquinanti.



Credo che tutti i medici conoscano lo studio epidemiologico dei medici inglesi di Doll con 40 anni di follow-up⁴.

Per i soggetti che non hanno mai fumato questa è la distribuzione della età di morte, questi sono invece i soggetti che hanno continuato a fumare e questi sono i soggetti che hanno smesso di fumare. Osservate la diversa età alla morte. Quindi smettere di fumare significa guadagnare in termine di vita, sempre, anche se si

³ Pope CA 3rd, Burnett RT, Krewski D, Jerrett M, Shi Y, Calle EE, Thun MJ. *Cardiovascular mortality and exposure to airborne fine particulate matter and cigarette smoke: shape of the exposure-response relationship*. Circulation. 2009 Sep 15;120(11):941-8

⁴ Doll R, Peto R, Wheatley K, Gray R, Sutherland I. Mortality in relation to smoking: 40 years' observations on male British doctors. BMJ. 1994 Oct 8;309(6959):901-11. Available from: <http://www.bmj.com/content/309/6959/901.long>

smette in età adulta avanzata, tra i 55 e i 64 anni. Evidenze analoghe esistono per quanto riguarda il divieto di fumo nei luoghi pubblici. Il divieto di fumo è stato introdotto in diversi Paesi. In Italia, da quando è stato applicato il divieto di fumo (10 gennaio del 2005) si è osservata una drastica riduzione nella frequenza dell'infarto del miocardio nella popolazione. C'è una relazione temporale immediata: al cessare dell'esposizione c'è un chiaro guadagno di salute. Gli effetti non sono molto ritardati ma si verificano in un tempo relativamente breve. Quindi il guadagno sanitario della rimozione del rischio per le malattie cardiovascolari è immediato, non bisogna aspettare 10, 15, 20 anni come può succedere per i tumori. Per le malattie cardiovascolari, e in maniera analoga per le malattie respiratorie, ad un intervento di rimozione del rischio si associa un guadagno di salute. Gli esempi sono molti, non mi dilungo, ma sottolineo che vi è una evidenza molto forte di relazione causale tra i livelli correnti di inquinamento atmosferico e malattia cardiorespiratoria e c'è anche un'evidenza molto forte di effetti positivi, ovvero migliorare la condizione ambientale significa anche migliorare lo stato di salute della popolazione.

Ora vediamo il secondo punto, è quello specifico della epidemiologia in aree industriali e nei siti contaminati. Il tema è molto rilevante, soprattutto in Italia perché i siti contaminati sono numerosi. Sono stati pubblicati di recente i risultati dello studio nazionale "Sentieri" che ha fornito dati e indicazioni sullo stato di salute della popolazione nei siti contaminati. Si tratta di situazioni in cui le fonti di esposizione sono varie, gli inquinanti sono diversi, le modalità di esposizione sono molteplici - non è soltanto l'aria ma è anche l'acqua, il suolo e il cibo. La contaminazione è avvenuta per una durata di tempo variabile, la dimensione della popolazione esposta è difficile da quantificare e vi è un problema sociale specifico non solo in Italia ma anche in altri Paesi. Le persone che vivono in prossimità dei siti contaminati sono di stato sociale più basso, sono persone in cui le risorse economiche e culturali sono più modeste. Inoltre, le persone che vivono in prossimità o nei luoghi più contaminati sono sottoposte o hanno avuto nel tempo anche delle esposizioni in ambienti di lavoro potenzialmente nocive per la salute.

Quindi ogni studio epidemiologico nei luoghi contaminati in Italia è difficile e complesso. Lo studio epidemiologico nei siti contaminati deve comprendere sia la valutazione degli effetti acuti (e nella valutazione degli effetti acuti abbiamo bisogno della variabilità giornaliera temporale degli inquinanti - questa immagine è la variabilità giornaliera dell'inquinamento atmosferico che ci permette di osservare se all'aumentare della concentrazione di in-

quinante vi è un effetto sanitario) sia la valutazione degli effetti cronici. Il disegno dello studio nella valutazione degli effetti cronici prevede il contrasto spaziale: abbiamo bisogno della geografia dell'inquinamento atmosferico per paragonare, in questo caso a Roma, chi vive in aree più esposte e chi vive in aree meno esposte.

Lo studio epidemiologico ha dunque bisogno dell'intero corredo degli strumenti epidemiologici: avremmo gli studi ecologici che lavorano sui comuni o su piccole entità geografiche come le sezioni di censimento, abbiamo gli studi trasversali di biomonitoraggio, gli studi di coorte e gli studi caso-controllo. E abbiamo ancora gli studi sugli effetti a breve termine: le serie temporali o i case-crossover, o i panel studies (indagine di un gruppo di persone che viene seguita nel tempo). Sono stati pubblicati ad aprile scorso i risultati di Sentieri. Sentieri ha valutato la mortalità in 44 siti inquinati italiani, in totale 298 comuni: si tratta di uno studio ecologico perché l'unità di osservazione è rappresentata dal Comune. Il passo successivo è la transizione dalla dimensione comunale a quella del quartiere o di un'area geografica più dettagliata. Qual è il ruolo del biomonitoraggio? Nella situazione epidemiologica italiana purtroppo le esperienze di biomonitoraggio sono molto ridotte. Questo riflette uno dei tanti paradossi italiani: se qualche Autorità Sanitaria Locale vuole fare uno studio di biomonitoraggio sugli animali questo è facile perché si rivolge all'Istituto Zooprofilattico, e l'Istituto Zooprofilattico è competente per quanto riguarda il biomonitoraggio animale. Quindi, se vogliamo in qualche modo misurare il PCB nel latte di mucca questo non è un problema. Se vogliamo misurare il contaminante ambientale nell'aria, nel suolo o nell'acqua questo non è un problema, perché sono competenti le ARPA regionali che hanno i laboratori per farlo. Ma se si vogliono fare misure di biomonitoraggio umano ci sono pochissime strutture pubbliche disponibili. In molte regioni Italiane non abbiamo una struttura competente responsabile del biomonitoraggio umano. Ma perché il biomonitoraggio umano è importante? Perché spesso è possibile trovare sull'uomo la "firma" della sorgente dell'inquinamento. Un esempio è la nostra esperienza dell'inquinamento chimico della Valle del Sacco. Si tratta di un'area a sud di Roma dove agli inizi degli anni '90 furono scoperti dei fusti tossici provenienti dall'impianto chimico della ex SNIA BPD, una grande industria chimica localizzata a Colleferro che produceva, tra l'altro, insetticidi. Quando si scavò ancora furono trovate due grandi discariche di questi rifiuti tossici. Si trattava di uno scarto della produzione del lindano (organo-clorurato prodotto dall'azienda

chimica), il betaesaclorocicloesano. Quando questo composto è stato misurato prima nel latte di mucca e poi nel sangue degli abitanti ci si è resi conto che i rifiuti tossici erano percolati dalla discarica al fiume; il fiume aveva esondato e contaminato le aree coltivate a foraggio; le persone che vivevano in prossimità e che avevano mangiato cibi prodotti localmente avevano un livello di contaminazione più alta per quel tossico ambientale. Quindi, in questo caso, si è potuta riconoscere l'origine della contaminazione. Gli studi di biomonitoraggio sono essenziali per il riconoscimento della origine dell'inquinamento e per quantificare l'entità della contaminazione.

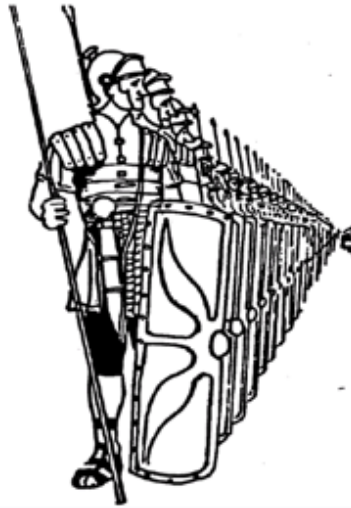
Lo studio epidemiologico che in questo momento è al centro dell'attenzione degli epidemiologi ambientali è lo studio di coorte.

Cohort study

It comes from Latin
"cohort":

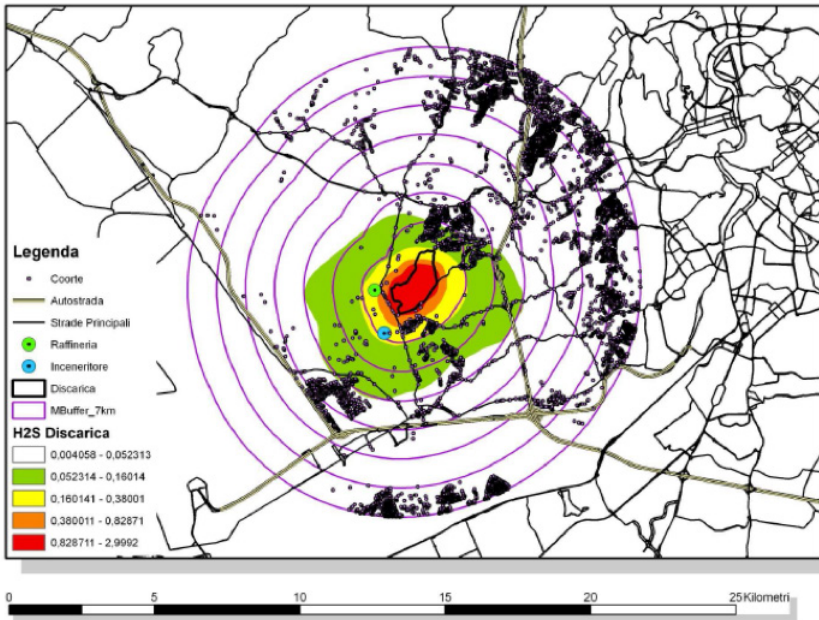
Division of Roman soldiers
("Originally, the cohort
was a sub-unit of a Roman
legion, usually consisting
of 480 legionaries
including six centurions")

A group of people sharing
a specific feature and
progressing throughout
time



L'immagine illustra l'origine della parola coorte: la coorte dei soldati romani. Lo studio di coorte è importante per l'epidemiologia ma ha bisogno di un'alta qualità nella valutazione dell'esposizione. Ieri si è parlato a lungo della disponibilità dei modelli di dispersione, e credo che le avvertenze del collega, ingegner Sozzi, sulla manifesta complessità dei modelli di dispersione debbano essere sottolineati. Ci sono esempi molto buoni di utilizzo di modelli per inquinamento da particelle sia da fonti fisse che da fonti mobili. Ieri il collega Sozzi aveva già illustrato questa situazione nella città di Roma: nell'immagine successiva è raffigurato il grande raccordo

anulare, i puntini sono la popolazione e vi sono localizzati la discarica di Malagrotta, la raffineria e l'inceneritore.



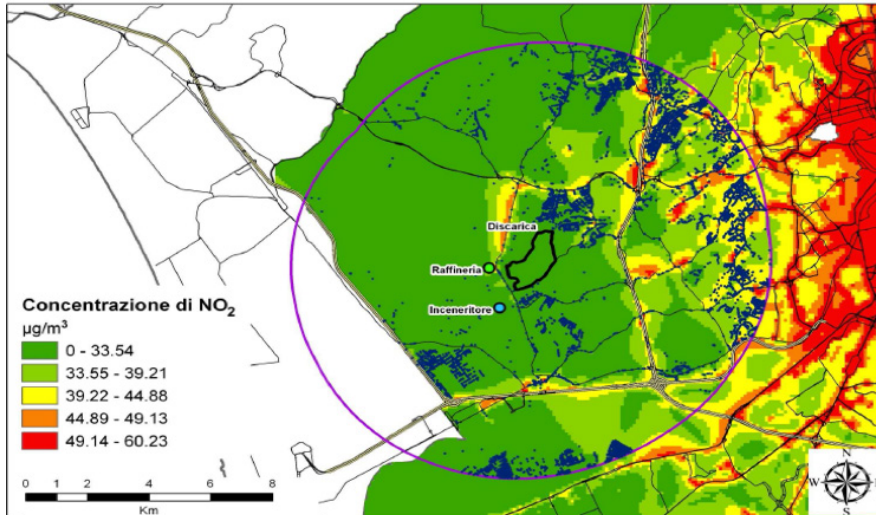
H2S from the landfill

Questi sono i risultati del modello di dispersione relativo all'idrogeno solforato: abbiamo considerato l'idrogeno solforato come marcatore perché ampiamente percepito dalla popolazione. Si tratta della impronta ambientale della discarica e abbiamo potuto collocare la popolazione a seconda di gradienti diversi di esposizione.

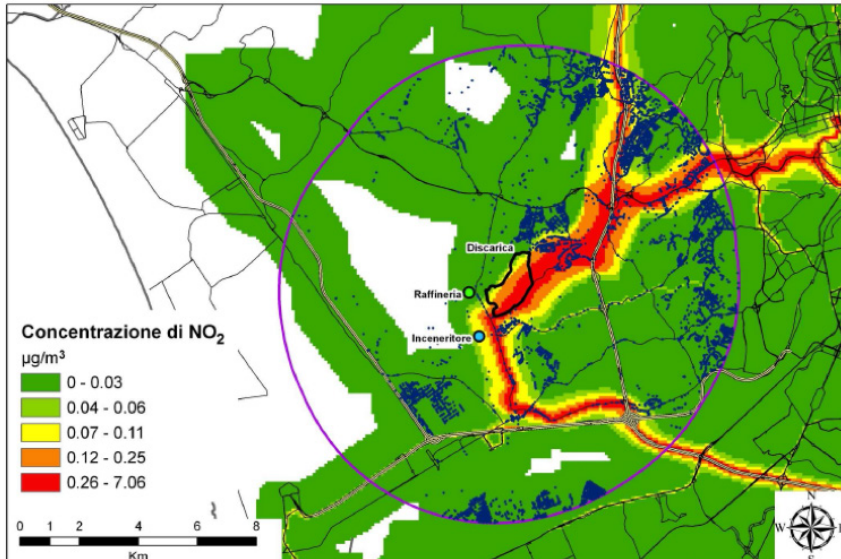
I modelli di dispersione sono molto utili per l'epidemiologia ambientale per la valutazione di esposizione e di altri fattori ambientali rilevanti. Sempre nella stessa situazione di Roma, vi mostro un'altra immagine: vi sono raffigurati la discarica, la raffineria e l'inceneritore, mentre vedete in rosso i livelli di concentrazione di biossido di azoto dovuto al traffico veicolare. Quindi, quando si valuta lo stato di salute della popolazione che vive intorno alla discarica bisogna anche conoscere quali sono le esposizioni nell'area di riferimento. Chi vive lontano dalla discarica ha meno esposizione ad H2S però ha un livello maggiore di esposizione a biossido di azoto ed altri inquinanti dal traffico.

Ma c'è anche un fattore in più che abbiamo considerato: questo è il biossido di azoto che si libera dal traffico dei mezzi pesanti: sono gli automezzi dell'AMA, quelli che portano i rifiuti alla di-

scarica. Cioè, non solo dobbiamo considerare l'ossido di azoto prodotto dal traffico generale di Roma, ma c'è anche un contributo specifico dovuto al traffico pesante che conferisce alla discarica.



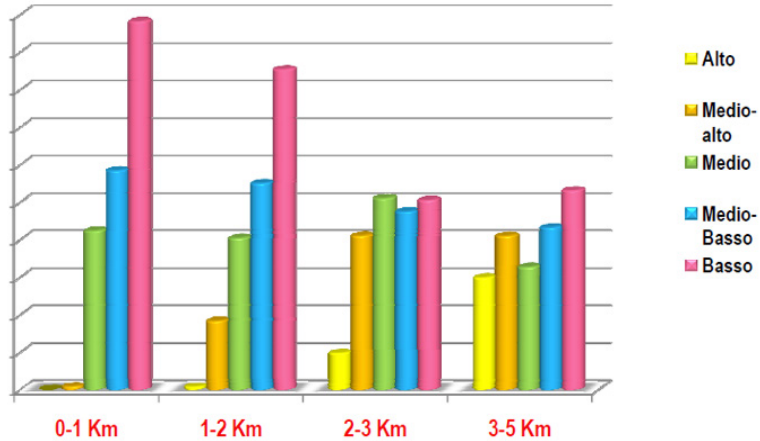
N02 da traffico



N02 da mezzi pesanti

Un altro dei temi che nella valutazione epidemiologica è quello relativo alla distribuzione della popolazione per caratteristiche so-

ciali. Chi è in condizioni socio-economiche più basse ha un rischio di mortalità dal 20 al 35% più elevato di chi vive in condizioni socio-economiche migliori. In epidemiologia ambientale questa differenza deve essere considerata altrimenti i risultati saranno falsati.



Come esempio considerate le discariche che sono presenti nel Lazio e la distribuzione della popolazione per strato sociale a vari km di distanza dall'impianto. In giallo le persone di livello socio-economico alto e in violetto quelli di status socio-economico basso. In prossimità della discarica, non trovate nessuno in posizione socio-economica alta e prevale la posizione socio-economica bassa o molto bassa. E questo gradiente si equilibra allontanandosi dai siti di discarica. I siti di discarica sono esempio generale a rappresentare i siti contaminati e industriali e vedono una distribuzione sociale della popolazione molto diversa a seconda della vicinanza all'impianto; di questa distribuzione della popolazione bisogna tener conto nell'analisi epidemiologica.

Il modello di studio epidemiologico ambientale che si è andato consolidando in Italia ha una fase importante di preparazione della coorte. Si definisce il dominio, vi è un lavoro insieme alle anagrafi comunali per raccogliere i dati di popolazione, la georeferenziazione (la localizzazione sulla mappa di tutti gli indirizzi, a questa mappa corrisponde anche una mappa del livello socio-economico). C'è un lavoro importante che deve essere fatto da esperti ambientali, di solito ARPA, di integrazione delle conoscenze emissive, meteorologia, orografia per costruire i modelli di dispersione che devono essere validati attraverso piani di monitoraggio ambienta-

le. Quindi vi è l'attribuzione alla coorte di popolazione dei livelli espositivi e il follow-up; in taluni casi sarà possibile disporre di dati relativi alle esposizioni lavorative. Questo è un modello di studio che può essere proposto per i siti contaminati nella situazione italiana. Questo modello di studio deve tener conto dei cambiamenti temporali delle esposizioni e delle variabili di confondimento.

Se questa è lo studio epidemiologico, che esperienza esiste già sulla valutazione di impatto ambientale e sanitario?



High priority list of environmental stressors	Medium priority list of environmental stressors:
Benzene Dioxins (including furans and dioxin like PCBs) Second-hand smoke (SHS) Formaldehyde Lead Transport noise Ozone Particulate matter Radon	1,2-Dichloroethane Accidents - domestic Accidents - traffic Acrylamide Arsenic Chlorination by-products Carbon monoxide (CO) Damp housing Foodborn epidemics Indoor insecticides Methyl mercury UV radiation Waterborne epidemics

Questo lavoro del 2010⁵, primo autore finlandese, è un tentativo di stimare il carico di malattia in sei paesi europei rispetto a diversi fattori di stress ambientale, alcuni di alta priorità, altri di priorità meno elevata. Questi i risultati: la parte più rilevante dei fattori di impatto è rappresentata dal PM2.5, ovvero il fattore ambientale che comporta un carico di malattia più rilevante in assoluto, cioè i 3/4 dell'intera torta. Seguono con dimensioni molto più piccole, l'esposizione al fumo passivo, il piombo, il radon, il rumore ambientale, le diossine, l'ozono, il benzene e la formaldeide. Questa è la graduatoria delle priorità risultante dal primo tentativo di stima di impatto e di stress ambientale in Italia.

⁵ Hänninen O, Knol A editors. European Perspectives on Environmental Burden of Disease: Estimates for Nine Stressors in Six European Countries. Helsinki: National Institute for Health and Welfare (THL), 2011. Available from: http://files.kotisivukone.com/nastatutkimus.kotisivukone.com/tiedostot/hanninen_-_knol_edo_-_european_perspectives_on_environmental_burden_of_disease.pdf

Non-discounted values

		Certainty of the assessment		
		High	Medium	Low
Public health impact	High	Particulate air pollution (6000-10 000)		
	Medium	Second hand smoke (600-1200) Radon (600-900)	Traffic noise (500-1100) Lead (100-500)* Ozone (40-200)	Dioxins (=500)
	Low	Benzene (2-4)		Formaldehyde (0-2)*

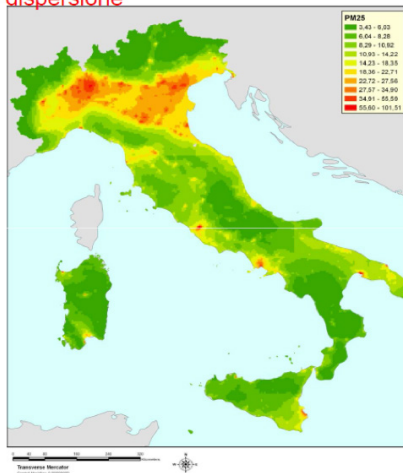
Gli autori hanno messo in questa immagine due elementi: il livello di certezza (alta certezza e bassa certezza) e l’impatto di sanità pubblica: vedete che le stime per inquinamento atmosferico sono molto solide e hanno un impatto molto alto.

Accennavo prima al termine “Valutazione integrata dell’impatto ambientale e sanitario”, questo approccio ci chiama a un’integrazione, al lavoro comune, tra chi si occupa di ambiente e chi si occupa di salute. A questo stiamo lavorando per un progetto che è stato finanziato dal CCM, dal Centro Controllo Malattie del ministero della Salute, per valutare l’impatto dell’inquinamento atmosferico in Italia. Questa che vedete è il risultato del modello di dispersione condotto dall’ENEA (gruppo di Gabriele Zanini), il “modello MINNI”, che ha una griglia di 4x4 km in Italia e ci fa vedere l’asimmetrica distribuzione geografica dell’inquinamento atmosferico nel nostro Paese.

Modello di dispersione

Rappresentazione modellistica della concentrazione media annuale di PM2.5 in Italia, griglia 4*4 km.

Modello MINNI (Modello Integrato Nazionale). Zanini et al. 2011



E, se dovessimo collocare la popolazione per i livelli di PM 2.5, sappiamo che il 25% della popolazione italiana vive al di sopra dei 25 microgrammi/metro cubo (25 microgrammi/metro cubo sono attualmente i valori di legge), il 25% della popolazione italiana vive al di sopra dei valori di legge e questa distribuzione è completamente asimmetrica: nel nord è il 40%, al centro l'11%, e al sud il 12%. Il problema italiano più grande è rappresentato ovviamente dalla pianura Padana.

Il termine "Valutazione integrata dell'impatto ambientale e sanitario" viene dal progetto INTARESE e qui c'è l'indicazione del sito che contiene una serie di linee-guida e modalità operative.



Integrated Assessment of Health Risks of Environmental Stressors in Europe

INTARESE

Health impact assessment of waste management facilities in three European countries

Forastiere et al, EH, 2010

A 5-year Integrated Project
Sponsored by funding under the Sixth Research Framework Programme of the European Union



Il modello di valutazione di impatto per la sua prima parte è sostanzialmente uguale a quello epidemiologico: anche per la valutazione di impatto abbiamo bisogno della stima della popolazione, della distribuzione della popolazione per livello socioeconomico, abbiamo bisogno dei modelli di dispersione, soltanto che invece di avere uno studio epidemiologico per valutare la relazione dose-risposta prendiamo i dati di letteratura. È molto più facile perché sostanzialmente non ci impegniamo in uno studio epidemiologico ma prendiamo a prestito la relazione dose-risposta, la funzione di rischio, che viene da un'altra sede, da un'altra popolazione. Il problema di fondo è: quali funzioni dose-risposta scegliamo? Ovviamente vi sono tante opzioni ma la situazione

può essere diversa. Questo è lo studio europeo sugli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico, questa è la graduatoria, queste sono le stime di rischio se prendo Atene, Lione o Roma, Milano e Torino e questo se prendo Helsinki o queste se prendo la Germania dell'est. Allora, la scelta della funzione dose-risposta è in qualche modo cruciale. In ultimo, nella nostra valutazione di impatto dobbiamo considerare sempre che ci sono, all'interno della popolazione, dei sottogruppi di popolazione che sono particolarmente compromessi. La nostra valutazione di impatto, per un'area particolarmente contaminata e quando la distribuzione sociale della popolazione è particolarmente diversa, non possiamo usare la stessa funzione dose-risposta che usiamo per la popolazione in generale. Cioè, gli aspetti di vulnerabilità e suscettibilità sociale devono essere considerati.

In ultimo, volevo fare una considerazione sull'esperienza che abbiamo avuto nella valutazione dell'impatto sanitario dei rifiuti in tre Paesi europei, il lavoro è stato pubblicato un paio di anni fa su *Environmental Health*⁶, e la nostra domanda era: ma nella valutazione di impatto, rispetto agli inceneritori che sono stati costruiti negli anni sessanta, qual è il nostro approccio? È qual è l'impatto delle esposizioni passate per quanto riguarda l'oggi e il domani? Qual è l'impatto dell'esposizione corrente sull'oggi e sul domani? O qual è l'impatto futuro di impianti nuovi sulla situazione di domani?

Sono domande assolutamente diverse, e uno dei problemi di fondo che abbiamo in Italia è che spesso e volentieri si applicano stime di impatto di situazioni future utilizzando algoritmi e conoscenze che riguardano situazioni del passato. E questa diapositiva molto bella da Murray ci dice che se ci troviamo nella situazione di oggi, e l'esposizione è avvenuta nel passato e questi sono il numero dei casi di malattia, se oggi improvvisamente interveniamo rimuovendo quella causa di esposizione ambientale, nel futuro comunque si manifesteranno dei casi che sono l'espressione dell'esposizione nel passato. Quindi, anche nel fermare l'esposizione oggi e nell'intervenire nell'esposizione oggi, negli anni futuri avremo dei casi di malattia che si riferiscono all'esposizione nel passato.

Ieri Fabrizio Bianchi sottolineava il problema dell'incertezza. E, come lui diceva, bisogna però darci delle dimensioni dell'incertezza. Innanzi tutto, vediamo il problema dell'incertezza all'inter-

⁶ Ranzi A, Fano V, Erspamer L, Lauriola P, Perucci CA, Forastiere F. Mortality and morbidity among people living close to incinerators: a cohort study based on dispersion modeling for exposure assessment. *Environ Health*. 2011 Mar 24;10:22.

no della nostra valutazione di impatto. Il primo aspetto è quello dell'identificazione delle fonti di incertezza, della caratterizzazione dell'incertezza in termini di direzione e grandezza, e un ultimo aspetto è quello della nostra chiarezza nel riportare l'incertezza. Ovviamente, nessuna valutazione di impatto può essere in qualche modo letta se non c'è una valutazione dell'incertezza. Il metodo semplice che ho trovato molto utile è quello che ci ha consigliato la IPCC nei documenti - questo è il documento del 2007 - sul *climate change*. È quello di usare una terminologia basata sulla probabilità. Nessuno dirà: domani piove. "C'è un'alta probabilità che domani piova", o "c'è una moderata probabilità che domani piova". E allora, per esempio, nella nostra valutazione sui rifiuti, abbiamo dato un valore di alta confidenza su alcuni aspetti ma abbiamo anche dato un livello di confidenza più basso su altri aspetti e sulla valutazione complessiva.

C'è un ultimo punto sull'incertezza: per chi non lo conosce, vi consiglio il libro di David Michaels: *Doubt is Their Product: How Industry's Assault on Science Threatens Your Health*⁷.

David Michaels lo ha scritto nel 2008, adesso è il Direttore Generale della OSHA, Occupational Safety and Health Administration degli Stati Uniti, e dice: stiamo attenti perché una cosa è l'incertezza nello studio, e un'altra cosa è l'incertezza che viene fabbricata da chi ha interessi specifici.

Quindi, distinguiamo i livelli di incertezza e difendiamoci dall'incertezza fabbricata.

⁷ Michaels D. *Doubt is Their Product: How Industry's Assault on Science Threatens Your Health*. Oxford: Oxford University Press; 2008.

VALUTAZIONI INTEGRATE DI IMPATTO E APPROCCIO FULL CHAIN

di FABRIZIO BIANCHI*

Ringrazio molto di questo gradito invito e ringrazio anche di avermi collocato in un punto che ritengo perfetto, perché vengo dopo l'amico dottor Forastiere che ha fatto una importante presentazione completa di tutti gli aspetti positivi, dei limiti e dei punti critici degli studi epidemiologici e del loro uso. Inoltre il collega Forastiere ha toccato il tema della valutazione integrata di impatto ambientale sulla salute, sul quale è impegnato col suo gruppo di ricerca, chiarendo bene le differenze tra studi epidemiologici classici e valutazione di impatto.

Il mio intervento quindi può dedicarsi al tema dell'uso dei risultati ai fini delle decisioni, argomento al quale mi sono sempre dedicato cercando di riflettere e dare un contributo su cosa e quanto sia davvero entrato nelle decisioni, e sul perché - la maggior parte delle volte - questo non sia successo.

Sulla interfaccia tra scienza e decisioni o scienza e politica (*science-policy interface*) sono stati fatti molti progressi, soprattutto al di fuori del nostro Paese, ma molto rimane da fare in particolare nel caso delle aree a rischio, com'è il caso del sito di interesse nazionale per le bonifiche di Taranto.

A titolo di premessa va precisato che per politica, traduzione italiana imperfetta di policy, intendo la sfera delle decisioni con cui un soggetto, che è titolare di funzioni di governo, che sia il governo centrale, regionale o locale, cerca di raggiungere obiettivi pre-stabiliti per il bene collettivo.

Inoltre ritengo fondamentale partire dai concetti di prevenzione e promozione della salute. Prevenire vuol dire precedere qualcuno o qualcosa giungendo prima, anticipare qualcuno o qualcosa agendo o parlando prima di altri, impedire che qualcosa o qualcu-

* Responsabile progetto nazionale ambiente e salute del CNR, UO Epidemiologia ambientale e registri di patologia, Istituto di Fisiologia Clinica CNR, Pisa.

no si manifesti, provvedendo adeguatamente in anticipo. E' dunque un'espressione che implica un forte slancio verso qualcosa che non conosciamo, ma che potrà accadere nel futuro, e questo è importante perché il nostro lavoro di epidemiologi è trapiantato alla prevenzione. Un'epidemiologia non ancorata alla prevenzione è un'epidemiologia accademica, che può produrre anche dei risultati pregevoli, ma difficilmente in grado di generare misure tese a eliminare o almeno ad attenuare le cause che hanno prodotto quei risultati. Il termine invece di promozione della salute è stato introdotto da Lalonde, ministro della salute del Canada negli anni '80, è stato adottato dall'OMS dalla conferenza per la promozione della salute di Alma Ata e inserito poi nella carta di Ottawa dell'86. La promozione della salute è il processo che permette agli individui e alla comunità di accrescere il controllo sugli elementi determinati dalla salute e quindi di incrementare la propria salute accentuando il concetto di partecipazione e di *empowerment*.

Quindi, già dalla costituzione dell'organizzazione mondiale della sanità del 1948 e poi con la carta di Ottawa, l'obiettivo di anticipare e prevenire per impedire sintomi e malattie è stato affiancato da quello di promuovere la salute e il benessere in ogni sua dimensione sviluppando migliori condizioni di vita. Si parlava di sintomi e non solo di malattie, in sintonia con la definizione di salute dell'OMS, che non significa solo essere liberi da malattie, ma anche essere in stato di benessere psico-fisico¹.

In questa accezione di salute si inserisce la visione della stima dell'impatto di salute prevenibile e non di fermarsi alla stima del danno già avvenuto. Il altre parole, da un danno che è già avvenuto e che quindi possiamo misurare, possiamo stimare l'impatto futuro e tentare di evitarlo/attenuarlo.

In questo percorso occorre avere grande riguardo all'incertezza delle stime, un'entità che va individuata alle fonti e si può e si deve misurare.

Quindi, la valutazione di impatto sulla salute, o VIS, come strumento di prevenzione e di equità. Questa nozione è ben chiarita da quanto il premio Nobel Amartya Sen scriveva nel 2006: "il punto di vista che mette al centro l'equità della salute consente un'ottica più ampia, perché ingloba non solo le cure, ma anche fattori come l'accesso a una buona alimentazione, l'epidemiologia sociale, l'inquinamento, le politiche sanitarie, la sicurezza sul lavoro e altre considerazioni"².

¹ WHO. The Ottawa Charter for Health Promotion. Geneva: World Health Organization, 1986.

² Sen AK. Scelta, benessere, equità. Bologna: Il Mulino; 2006. p.486.

Senza parlare esplicitamente di valutazione di impatto sulla salute, Amartya Sen richiama chiaramente la valutazione come strumento per e di equità.

Dunque la VIS è inequivocabilmente uno strumento per la sanità pubblica. In effetti, la valutazione degli effetti sulla salute di azioni, progetti, specifici avvenimenti, rappresenta uno degli obiettivi e delle funzioni tradizionali della sanità pubblica, non è una novità. La novità della procedura di VIS risiede nel proporre un percorso integrato e procedure per effettuare valutazioni improntate al rispetto dei valori di fondo della democrazia, dell'equità, dello sviluppo sostenibile, e dell'uso etico delle prove scientifiche. Questi richiami e molto di più sono contenuti nel libro prodotto dalla Regione Emilia Romagna nell'ambito del progetto MONITER "La valutazione di impatto sulla salute: un nuovo strumento a supporto delle decisioni" (http://www.arpa.emr.it/cms3/documenti/moniter/quaderni/02_VIS.pdf)

La VIS è un percorso che per essere realistico e non solo dichiaratorio deve essere imperniato su caratteristiche niente affatto scontate: la prima è la consultazione di tutti i soggetti potenzialmente coinvolti e la necessità di un dialogo che sia informato e consapevole; poi, l'esame delle alternative esistenti è fondamentale per massimizzare gli effetti positivi sulla salute e minimizzare quelli negativi; segue la proposta di strumenti di valutazione e monitoraggio nel tempo degli effetti previsti; infine è cruciale il coinvolgimento dei decisori e la richiesta di assunzione di responsabilità sulle raccomandazioni.

L'insieme di questi quattro elementi rende chiaro quale sia la partita in gioco. Tra gli argomenti pongo l'accento sulla rilevanza di valutare diverse alternative. Infatti, troppo spesso non abbiamo alternative da valutare ma ci si trova di fronte a una sola opzione. E' questo uno scenario negativo perché l'assenza di opzioni diverse non permette di fare valutazioni comparative e quindi di prendere decisioni sul migliore scenario possibile. Quando si progetta una VIS occorre progettare le fasi fino dai primi passi. Il primo è la consultazione di tutti i soggetti potenzialmente coinvolti, a cominciare dalla già citata necessità di un dialogo che sia informato e consapevole. Poi, l'esame delle alternative esistenti per massimizzare gli effetti positivi sulla salute e minimizzare quelli negativi. Segue la proposta di strumenti di valutazione e monitoraggio nel tempo degli effetti previsti, e ancora il coinvolgimento dei decisori e la richiesta di assunzione di responsabilità sulle raccomandazioni. Se uno mette insieme questi quattro elementi ha chiaro quale sia la partita in gioco. Segnalo il tema delle alternative: troppo spesso non abbiamo alternative da valutare, mentre averle è importante

perché la valutazione comparativa consente di prendere decisioni su ipotesi diverse.

Quando si progetta la valutazione di una VIS il primo passo porta a riflettere proprio sulle premesse, perché diverse impostazioni guidano verso l'inclusione di aspetti diversi, o a dare ad essi diverso peso. Ci può essere una forte attenzione all'equità, cioè su come determinanti sociali di salute vengono influenzati dal progetto in esame, in tal caso le raccomandazioni ai decisori verteranno su come evitare o mitigare effetti diminuendo le disuguaglianze di salute. Si ricorda che la minimizzazione di differenze e diseguità è uno degli obiettivi fondamentali per i quali la "Carta di Goteborg" è stata messa a punto.³ Ci può essere anche una forte attenzione alla sostenibilità, cioè al consumo di risorse, all'uso del territorio, alla conservazione delle biodiversità. Ma quel che conta è che questi due indirizzi, all'equità e alla sostenibilità, possono convivere piuttosto che essere separati.

E' evidente che anche se i valori non sono posti volutamente in competizione tra loro, una maggiore o minore consapevolezza del loro legame con le scelte può comportare scenari anche molto diversi tra loro. Per questo la VIS pone molta attenzione al legame tra chi è incaricato della valutazione e i soggetti fruitori, con l'obiettivo dichiarato di mantenere i valori strettamente connessi agli scopi della valutazione e alla dimensione etica del percorso e delle scelte. Questo è il motivo per il quale nella procedura si cerca di tenere insieme i portatori di interessi o *stakeholders*, per non mettere in contrapposizione soggetti che devono essere attori del percorso.

In una frase, bisogna fondere il ciclo delle azioni di sanità pubblica col ciclo del percorso decisionale, e farlo all'interno di un processo di pianificazione. Questa attività è complessa specie in un paese come il nostro, caratterizzato da debolezza nella valutazione e pianificazione. Essere deboli sulla pianificazione rende difficile fondere il ciclo delle azioni con il ciclo delle decisioni, o in altre parole, accentua il rischio di separazione tra studio e relative raccomandazioni e ambiti decisionali.

Si possono fare studi per valutare l'impatto sulla salute ma non fare il percorso di VIS, cioè il percorso che include al proprio interno, fin dal primo momento, tutti quelli che sono interessati alle decisioni. Studi che calcolano indicatori di impatto, esempio il ri-

³ Lehto J, Ritsatakis A. Health impact assessment for intersectoral health policy: a discussion paper for a conference on health impact assessment: from theory to practice. Gothenburg 28-31 October 1999. Copenhagen: World Health Organization Regional Office for Europe; 1999.

schio attribuibile, sono in rapida crescita, ma anche percorsi di VIS stanno registrando notevoli progressi.

La VIS è uno strumento che cerca di mettere insieme stime multiple di impatto, influenzare le decisioni, e coinvolgere gli stakeholders; per questo si dice che sia uno strumento tridimensionale.

Uno strumento che richiede un nuovo modo di pensare e di operare, un vero e proprio cambio di paradigma da parte di tutti gli attori in gioco, dei decisori, dei comitati, dei cittadini, e anche ricercatori che troppo spesso si pongono al di fuori o al di sopra delle questioni. Attenzione quindi ai punti chiave del processo valutativo: preparazione del lavoro con i diversi attori già nella fase iniziale della VIS, per esplicitare i valori in gioco e trovare il consenso sugli obiettivi, e poi identificazione del gruppo degli esperti per definire scopi, protocollo di studio, fasi del percorso e rapporto finale. Molte volte si saltano questi due passaggi iniziali, col risultato che si decide di fare degli studi o di usare degli approcci che poi non hanno il consenso, un elemento che verrà fuori o durante il percorso o alla fine del lavoro. Questo limite avrà conseguenze soprattutto al momento della presa delle decisioni e tutto sarà più difficile perché la mancanza di accordo sulle premesse potrà creare contrasto e conflitti, come i fatti prevalentemente mostrano. Questo è il motivo per migliorare e strutturare il coinvolgimento degli stakeholders pubblici e privati nei processi decisionali, e rafforzare la componente di valutazione quantitativa degli impatti ambientali sulla salute.

L'obiettivo è quello di produrre raccomandazioni per i decisori politici basate sulle valutazioni qualitative e quantitative, dando conto del livello di incertezza scientifica.

Sono disponibili numerosi strumenti di calcolo per effettuare la valutazione integrata di impatto, cito *Dynamo* e *INTARESE*, prodotto dall'omonimo progetto presentato da Forastiere. Ma la VIS prima di arrivare all'uso dei software ha bisogno di valori dichiarati in modo netto e trasparente.

Sono gli interessi e gli obiettivi a determinare il contenuto dei pensieri e delle affermazioni, oltre che naturalmente delle azioni, ed è per questo che è necessario partire dalla esplicitazione degli interessi in gioco e degli obiettivi, in altre parole dei valori. Dev'essere chiaro sin dall'inizio se ci sono conflitti di interesse e quali sono le poste in gioco.

La VIS è il dispositivo per formalizzare un procedimento molto complesso, fatto di elementi diversi, per creare una correlazione tra natura e azioni. Natura significa il contesto dove noi agiamo,

studiamo, facciamo le cose. E qui entra in gioco la questione della responsabilità: le azioni delle persone e le pratiche delle istituzioni dovrebbero essere valutate, così come la corrispondenza alle motivazioni per le quali sono state intraprese.

Questo permette, tra l'altro, di identificare profili di responsabilità, individuale, istituzionale, di impresa, e quindi responsabilità sociale e sviluppo sostenibile.

(si veda ad esempio il libro di Sachs del 2012 ⁴)

Mentre per gli eventi naturali siamo in grado di fornire una spiegazione o formulare ipotesi sullo stato delle cose, le azioni si collocano in un punto strategico in cui il corso del mondo può essere modificato e indirizzato secondo le intenzioni delle persone e delle istituzioni.

Due sono i punti rilevanti sul piano epistemologico:

- la possibilità di imprimere al corso delle cose una determinata direzione, che non è affatto scontato che sia una sola, elemento che include la possibilità di prendere diverse direzioni; - la libertà che tale possibilità comprende.

- se collochiamo la sfida su ambiente e salute nel periodo storico in cui viviamo, propongo cinque elementi di riflessione necessari, ancorché non sufficienti, per poter accettare la sfida della tutela di ambiente e salute, e occupazione:

- ◊ fare evolvere da valutazione ambientale e valutazione sanitaria separate a Valutazione Integrata di Impatto Ambientale sulla Salute o VIAS;

- ◊ includere i portatori di interessi nel processo istruttorio, valutativo e decisionale;

- ◊ permettere il feed-back dalle decisioni agli effetti;

- ◊ usare nuovi indicatori di carico di malattia (benessere secondo l'OMS, quali ad esempio gli anni di vita corretti rispetto alla disabilità, gli anni di vita persi, indicatori che sono più adatti a fare valutazioni di qualità che non valutazioni di malattia;

- ◊ ragionare per catena-lunga o catena-completa, quella che viene chiamata full-chain approach: effetti avversi-fattori di rischio-determinanti di salute-politiche per incidere positivamente sul carico di malattia e poter svolgere in modo compiuto valutazioni di efficacia e di efficienza del sistema.

⁴ Sachs JD. Il prezzo della civiltà. La crisi del capitalismo e la nuova strada verso la prosperità. Torino: Codici; 2012.

Nuovi strumenti per un nuovo scenario

Lo strumento DYNAMO (scaricabile liberamente) è adatto al calcolo delle stime di impatto sanitario associato a cambiamenti nell'esposizione a fattori di rischio, in particolare legati agli stili di vita:

- sperimenta gli impatti determinati dalla variazione dell'esposizione ad un fattore di rischio della popolazione in esame, analizzando gli effetti di più malattie associate al fattore di rischio, quindi supera il concetto fattore di rischio-malattia, sposando il concetto della co-azione di più fattori di rischio su più malattie.
- consente di definire scenari alternativi confrontabili in diversi intervalli temporali scelti dall'utente. E qui sarebbe bene che non fosse il ricercatore a fare questa scelta ma i diretti interessati alla presa di decisione.

E' di interesse generale capire come funziona il modello logico, che sostanzialmente opera attraverso le seguenti fasi:

- definisce lo Scenario di riferimento: esposizione della popolazione ai fattori di rischio;
- definisce lo Scenario (o gli Scenari) di intervento: quindi situazione con differenti alternative di esposizione al fattore di rischio o ai fattori di rischio;
- simula la proiezione degli Scenari nel tempo attraverso step intervallari della misura che possono essere ad esempio di anno in anno;
- definisce gli Scenari, di riferimento e di intervento, attraverso indicatori demografici, quindi prevalenza del fattore di rischio e indicatori di salute;
- rende possibile il confronto tra i differenti scenari in maniera dinamica nel tempo.

Risulta chiaro l'interesse di avere i risultati di un modello che produce confronti tra scenari diversi dinamici, cioè che si muovono nel tempo.

L'implementazione del modello multi-stage richiede dati, stratificati per età e sesso, relativi a: popolazione, mortalità generale, proiezione dei nati, prevalenza del fattore di rischio, incidenza e prevalenza delle malattie, associazioni di rischio con il fattore in esame e pesi di disabilità, tutte informazioni che molto spesso sono in nostro possesso o recuperabili.

Il modello INTARESE (Integrated Assessment of Health Risks of Environmental Stressors in Europe), mirato alla valutazione integrata ambiente-salute, è basato sulla definizione degli scenari e delle possibili fonti emmissive e sulla caratterizzazione della popolazione potenzialmente esposta. Esso necessita di:

- simulazione modellistica per la stima dell'esposizione;
- revisione sistematica della letteratura per scegliere adeguate funzioni esposizione-risposta, e da qui l'importanza di studi epidemiologici ben disegnati e ben condotti per produrre buone funzioni esposizione-risposta;
- conoscenza dei tassi di base delle malattie ritenute sensibili;
- valutazione critica del livello di incertezza del processo.

Per effettuare studi evoluti e per applicare questo nuovo approccio e i relativi strumenti nelle aree con siti inquinati sarebbe utile, probabilmente indispensabile, disporre di un centro ambiente e salute (CAS).

Un CAS può essere quell'anello mancante necessario per ottimizzare le risorse esistenti a livello nazionale e locale, per fare evolvere il sistema nel suo complesso, e per garantire un punto di vista e un operato esenti da conflitto di interesse e orientati all'interesse collettivo.

L'approccio full-chain è pensato proprio per incidere sulle politiche, come è emerso dal Progetto Europeo RAPID "Risk Assessment from Policies to Impact Dimension", al quale abbiamo recentemente partecipato.

Il costruito è lineare ma non per questo semplice: le policies e le strategie influenzano largamente i determinanti di salute, i determinanti esplicano il loro impatto su un ampio range di differenti fattori di rischio che producono effetti diretti sulla salute umana.

L'obiettivo principale è sviluppare metodologie per effettuare la "full chain risk Assessment", cioè una valutazione del rischio a catena lunga, e implementarle su casi-studio di diverso livello di interesse e di rilevanza, che siano regionale, nazionale o comunitario.

Quindi l'approccio "full-chain" parte dalle policy, va ai determinanti di salute e poi ai fattori di rischio, poi verifica gli effetti sulla salute, oppure può procedere anche al contrario, partire dagli effetti di salute, vedere quali sono i fattori di rischio incidenti e quali i determinanti di salute corrispondenti, e risalire alle politiche che possono incidere positivamente. Ma se siamo tutti di principio d'accordo su questa "full-chain" non è tuttavia retorico porsi alcune

domande: quante volte il percorso non viene completato? quante volte non si parte dagli effetti o viene saltata la fase di riconoscimento del fattore di rischio o dei determinanti di salute, perché non vengono identificate le politiche o non si effettua alcun feed-back?

Una cosa appare spesso evidente: le decisioni non sono basate su evidenze e questo non può essere ritenuto indipendente da quanto sopra.

Su questo il progetto RAPID ha svolto una serie di workshop nelle 6 nazioni partecipanti, sono stati analizzati casi-studio, è stata fatta una lista di valutazione, messa a punto di strumenti, metodi, linee-guida, raccomandazioni su come fare il feedback e definiti i due approcci di valutazione:

- quello top-down analizza l'impatto di una policy già esistente sui determinanti di salute, e poi l'impatto sulla prevalenza dei fattori di rischio e infine l'impatto di questi sugli esiti di salute.
- quello bottom-up effettua la valutazione partendo dagli outcome fino alle policy esistenti o non esistenti, e quindi necessarie.

L'approccio top-down è rilevante per valutazione di impatto partendo da una policy esistente, mentre il bottom-up è rilevante per inserire la salute nell'agenda partendo da condizioni critiche di salute.

Tutti i materiali sono contenuti nel volume dedicato al progetto RAPID⁵ e più sinteticamente nell'articolo di *Ádám et al 2014*⁶.

Sul piano più strettamente epidemiologico una questione cruciale è quanta e quali tipi di evidenza siano necessari o sufficienti per decidere azioni di sanità pubblica, in particolare di prevenzione primaria.

Descrivere i fenomeni (compito abbastanza facile) e identificare le cause (compito tutt'altro che facile) sono condizioni necessarie ma non sufficienti a incidere su quei fenomeni e su quelle cause. D'altra parte, pensare a una prevenzione basata su un trasferimento automatico delle prove non solo è irrealistico ma è anche riduttivo, poiché è innegabile che sulle decisioni agiscono molteplici

⁵ Gulis G, Mekel O, *Ádám B*, Cori L editors. *Assessment of Population Health Risks of Policies*. New York: Springer, 2014.

⁶ *Ádám B*, Molnar A, Adany R, Bianchi F, Bitenc K, Chereches R, Cori L, Fehr R, Kobza J, Kollarova J, Kræmer SRJ, Linzalone N, Majdan M, Mekel O, Mochungong PIK, Otorepec P, Pastuszka J, Sierig S, Zurlyte I and Gulis G. *Assessment of health risks of policies*. *Environmental Impact Assessment Review*. 2014 September;48:47-52.

elementi anche extra-scientifici.

Gli studi epidemiologici sono intrinsecamente connessi alla prevenzione delle malattie, e il loro interesse risiede in una dimensione applicativa. In questa prospettiva, gli studi epidemiologici concorrono ai processi decisionali anche quando le evidenze prodotte sono parziali e non definitive.

Ai processi decisionali concorrono molte valutazioni, scientifiche ed extra-scientifiche, compresa la percezione del rischio, che molte volte è trascurata.

A tale proposito è da rilevare che:

- Le motivazioni extra-scientifiche che sono adottate debbano essere dichiarate in modo trasparente, perché possano poi essere valutate;
- Il contributo delle evidenze epidemiologiche ai processi decisionali deve essere commisurato alla qualità delle evidenze stesse, compresa la caratterizzazione dei margini di incertezza, perché questo dà una misura dell'affidabilità.

Quanto e come le componenti scientifiche ed extra-scientifiche concorrano alle decisioni di sanità pubblica non è definibile sulla base di una funzione di relazione fissa, ancorché complessa, bensì da molte funzioni che entrano in gioco a seconda delle condizioni politiche, sociali e culturali. In questo contesto di complessità e di incertezza si colloca l'approccio precauzionale anche applicato alla pianificazione della ricerca scientifica.

Gli approcci, i metodi e gli strumenti qui presentati potranno essere di sicuro interesse per affrontare in modo scientificamente rigoroso i problemi di impatto sulla salute nelle aree ad alto rischio ambientale e per supportare decisioni basate sulle prove scientifiche.