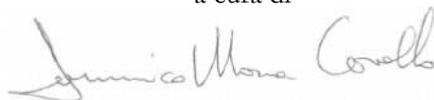


Rapporto di Valutazione del Danno Sanitario (VDS) ai sensi del Decreto Direttoriale MATTM n.188 del 27 maggio 2019 Rapporto complessivo Anno 2021

OSSERVAZIONI e COMMENTI

a cura di

A handwritten signature in black ink, appearing to read "Domenico Maria Cavallo".

Prof. Domenico Maria Cavallo
Ordinario di Medicina del Lavoro
Università degli Studi dell'Insubria - Dipartimento di Scienza e Alta Tecnologia

A handwritten signature in black ink, appearing to read "Andrea Spinazzè".

Prof. Andrea Spinazzè
Associato di Medicina del Lavoro
Università degli Studi dell'Insubria - Dipartimento di Scienza e Alta Tecnologia

A handwritten signature in black ink, appearing to read "Carlo La Vecchia".

Prof. Carlo La Vecchia
Ordinario di Statistica Medica
Università degli Studi di Milano - Dipartimento di Scienze Cliniche e di Comunità

Como, 30 Novembre 2021

Melete srl | Start up dell'università degli Studi dell'Insubria
Sede Legale: via Valleggio 11, 22100 – Como (CO) (c/o DiSAT – Università degli Studi dell'Insubria)
e-mail: info@meletenet.it | PEC melete@mailcertificata.biz | Sito web: www.meletenet.it
C.F./P.I. 06289750967 - CODICE SDI: M5UXCR1

RIFERIMENTI

Decreto di Autorizzazione Integrata ambientale DVA-DEC-2011-450 del /8/2021, decreto di Riesame DVA-DEC-2012-547 del 26/10/2012 e DPCM 29/09/2017 per l'esercizio dell'impianto siderurgico Arcelor Mittal Italia S.p.A., sito in Taranto (TA).

ID 90/10212: Autorizzazione Integrata Ambientale di cui al DPCM 29 settembre 2017 per lo stabilimento siderurgico Acciaierie d'Italia S.p.a. di Taranto (ex ILVA S.p.A. in A.S.) – Conclusione dell'attività di cui all'Art. 2, comma 3, del d.d. n. 188 del 27/05/2019 con riferimento allo scenario emissivo ante-operam correlato alla produzione di 6 milioni di tonnellate/anno di acciai. Riunione del 28 maggio 2021 del Gruppo di Lavoro. Richiesta di Chiarimenti ed istanza di accesso a documenti amministrativi.

PREMESSA

Con riferimento al Rapporto di Valutazione del Danno Sanitario (VDS) ai sensi del Decreto Direttoriale MATTM n.188 del 27 maggio 2019 (Rapporto complessivo Anno 2021), Acciaierie d'Italia S.p.A. ha precedentemente trasmesso comunicazione (Dir. 314/2021 del 22/06/2021) a ILVA S.p.A. in Amministrazione Straordinaria, sottoponendo alcune osservazioni sui modelli e i criteri adottati nelle valutazioni di danno sanitario. Queste osservazioni si riferiscono in particolare a dubbi sia di carattere giuridico che di natura tecnica rispetto alla suddetta VDS2021. ILVA S.p.A. in A.S. ha successivamente trasmesso la medesima Dir. 314/2021 ai Componenti del Gruppo di Lavoro.

Il testo che segue riprende i commenti di cui al punto precedente (riquadri bordati in rossa)¹ e presenta ulteriori osservazioni e commenti al Rapporto complessivo (Anno 2021) sulla “**Valutazione del Danno Sanitario (VDS) ai sensi del Decreto Direttoriale MATTM n.188 del 27 maggio 2019**” (in seguito anche “Rapporto”) effettuata da ARPA Puglia, AReSS (Agenzia Regionale per la Salute ed il Sociale) Puglia, e ASL di Taranto.

Il rapporto valuta gli impatti sulla salute relativi ad uno scenario emissivo correlato alla produzione di 6 milioni di tonnellate/anno di acciaio (Autorizzazione Integrata Ambientale secondo il DPCM del 29 settembre 2017 dello stabilimento siderurgico di interesse strategico nazionale Acciaierie d'Italia S.p.A. ex-ArcelorMittal Italia S.p.A. di Taranto).

Per comodità di analisi e di riferimento al Rapporto le osservazioni ed i commenti vengono presentati in ordine cronologico.

¹ [Nota Bene. In questa relazione non si affronteranno problematiche relative alla valutazione della esposizione (emissioni, immissioni, caratterizzazione degli inquinanti, ...). Tutti i risultati proposti dal Rapporto che emergono da calcoli nei quali sono utilizzati valori di esposizione saranno considerati per principio esenti da critiche riferite alle esposizioni stesse ed i commenti offerti non entreranno nel merito della valutazione della esposizione]

COMMENTO

“Sotto il profilo Giuridico, il Gestore ribadisce che non è legittimo fare riferimento al rapporto trasmesso (da) ARPA Puglia, AReSS e ASL Taranto con nota prot. 36872 del 18 maggio 2021, in quanto predisposto con i criteri di valutazione del danno sanitario di cui alla L.R. Puglia 21/2012 (e relativo regolamento 24/12) e delle Linee guida per la valutazione integrata di impatto ambientale e sanitario (VIAS del 22/4/2015 del Consiglio federale Ispra Agenzie ambientali).

La VDS relativa ad impianti di interesse strategico nazionale, quale quello di Taranto può essere effettuata esclusivamente sulla base dei criteri metodologici specifici, stabiliti con D.I. del 24 aprile 2013 (come previsto dall'art.1-bis del D.I. 207/12, convertito dalla legge 231/12 e come ha chiarito il TAR Lazio con le sentenze 13 agosto 2014, nn. 8982 e 898., passato in giudicato). I criteri indicati dal D.I. del 24 aprile 2013 prevedono una metodologia per il rapporto di VDS basata su dati osservati e non più su stime modellistiche, consentendo così il concreto bilanciamento degli interessi in gioco. Il riesame dell'AIA dello stabilimento di Taranto può essere avviato solo in esito alla VDS predisposta ai sensi del D.I. del 24 aprile 2013, come precisato dall'art. 1, comma 7 del D.L. 61/2013 e dal D.P.C.M. 14 marzo 2014

Sotto altro profilo, neppure i criteri dettati dalle “linee guida per la valutazione integrata di impatto ambientale e sanitario” possono trovare applicazione nel caso in specie, non essendo lo stabilimento soggetto a VIA, VAS o VIS e mancando qualsivoglia base normativa che possa renderle applicabili. Infine, anche i criteri per la valutazione di impatto sanitario trovano applicazione solo per i progetti indicati dall'art. 23, comma 2, D.Lgs. 152/2006 (raffinerie e centrali termiche > 300 MW), quindi non agli impianti siderurgici.

Il Rapporto in oggetto presenta innanzitutto la “*Base concettuale*” del lavoro svolto (pag. 12 e seguenti) e propone alcune considerazioni che meritano qualche riflessione.

Si dice: “*La Valutazione del Danno Sanitario (VDS) è la declinazione operativa della procedura di Valutazione di Impatto Sanitario (VIS) in ambito di Autorizzazione Integrata Ambientale*”. Non è dato sapere a quale normativa l'affermazione faccia riferimento, perché non risulta (a chi scrive) che in ambito di Autorizzazione Integrata Ambientale (AIA) sia prevista una Valutazione di Impatto Sanitario (VIS). Occorre fare quindi un minimo di chiarezza terminologica per evitare confusione nelle attività che devono essere condotte.

In termini generali l'esecuzione di una VIS è prevista nella procedura di Valutazione di Impatto Ambientale (VIA) ma non nella procedura di Autorizzazione Integrata Ambientale: dire quindi che “*La Valutazione del Danno Sanitario (VDS) è la declinazione operativa della procedura di Valutazione di Impatto Sanitario (VIS) in ambito di Autorizzazione Integrata Ambientale*” è un non senso e genera solo confusione perché induce a pensare che nell'AIA sia prevista una VIS e che tale VIS possa essere condotta nella forma di una VDS. Lo anticipiamo (per rafforzare l'idea che VDS e VIS sono diverse), ma lo vedremo poi più avanti, che anche in termini di formule di calcolo vi è una differenza, sottile e poco rilevante dal punto di vista numerico ma concettualmente molto significativa, tra le due attività.

Ciò premesso, che per quanto riguarda lo stabilimento siderurgico di Taranto in ambito di Autorizzazione Integrata Ambientale sia prevista dalle normative vigenti una Valutazione di Danno Sanitario (VDS) è invece pacifico, ma tale indicazione (che non riguarda in generale le procedure di AIA) non autorizza ad affermare che nell'AIA la VDS è la declinazione operativa della VIS: la VDS è una metodologia autonoma regolata dalle normative vigenti (*DECRETO 24 aprile 2013: Disposizioni volte a stabilire i criteri metodologici utili per la redazione del rapporto di valutazione del danno sanitario (VDS) in attuazione dell'articolo 1-bis, comma 2, del decreto-legge 3 dicembre 2012, n. 207, convertito,*

con modificazioni, dalla legge 24 dicembre 2012, n. 231), e che vede a Taranto una specifica applicazione attraverso la Legge Regionale 24 luglio 2012 n. 21 ed il Regolamento Regionale n. 24 del 3 ottobre 2012. Che poi la VDS (che come valutazione di danno sanitario non può che riferirsi al passato) applicata nel caso pugliese contenga anche elementi riconducibili alla VIS e venga utilizzata per una stima degli impatti futuri associati all'AIA non autorizza a dire che nell'AIA la VDS è la declinazione operativa della VIS: è sufficiente uno sguardo sintetico (il semplice indice, ad esempio) alle “*Linee guida per la valutazione di impatto sanitario (D.lgs. 104/2017)*” predisposte dall'Istituto Superiore di Sanità (Rapporto ISTISAN 19/9, Decreto Ministero della Salute 27 marzo 2019 e successiva pubblicazione in *Gazzetta Ufficiale Serie Generale* n. 126 del 31 maggio 2019) per rilevare la distanza tra i due approcci, non fosse altro che per registrare almeno la quantità di argomenti che devono essere presenti in una VIS e che sono assenti nella VDS condotta da ARPA-AReSS-ASL di Taranto.

Sempre a pag. 12 del Rapporto, a proposito della VDS, vengono riportate le espressioni che seguono:

- ✓ *deve consentire di definire un assetto regolatorio tale da prevenire effetti indesiderati nella popolazione residente nelle aree limitrofe e potenzialmente esposte a fattori di rischio derivanti dal funzionamento dello specifico insediamento industriale*
- ✓ *assicurare che i provvedimenti autorizzativi ambientali siano predisposti in modo da garantire la prevenzione degli*
- ✓ *effetti avversi sulla salute*
- ✓ *La valutazione degli impatti deve essere quindi implementata a scopi preventivi, per guidare la definizione di un quadro prescrittivo che, al netto delle incertezze presenti in qualunque metodo di valutazione, sia utile a non determinare un impatto sanitario aggiuntivo sulla popolazione esposta*
- ✓ *A questo scopo è necessario definire delle soglie operative di accettabilità, come indicato anche nelle Linee Guida sulla Valutazione di Impatto Sanitario dell'Istituto Superiore di Sanità (Rapporto ISTISAN 19/9), che stabiliscono l'entità dell'esposizione massima "tollerabile", ovvero superata la quale devono essere adottate strategie di ulteriore contenimento del rischio*

Appare evidente, dalle frasi citate, la differenza tra il concetto deducibile dalle prime tre espressioni e quello deducibile dall'ultima. In sintesi, le prime tre frasi (“*prevenire effetti indesiderati*”, “*prevenzione degli effetti avversi*”, “*non determinare un impatto sanitario aggiuntivo*”) indicano che la VDS deve fornire informazioni affinché si possano adottare politiche tese ad evitare effetti avversi sulla salute, a non determinare impatti sanitari aggiuntivi; la quarta espressione, invece, introduce l'idea della accettabilità, della tollerabilità del rischio: si tratta di concetti ed obiettivi del tutto diversi. Per evitare effetti avversi sulla salute e non determinare impatti sanitari aggiuntivi non è necessario effettuare alcuna valutazione di impatto o di danno sanitario (a prescindere dalla metodologia utilizzata): è sufficiente osservare i valori delle emissioni (o, per essere più precisi: delle immissioni [in seguito anche: esposizioni]) potenzialmente dannose perché esistendo delle relazioni (funzioni di rischio, funzioni concentrazione-rischio) crescenti tra le esposizioni allo studio e gli effetti avversi sulla salute, un aumento delle esposizioni aumenterà necessariamente l'occorrenza di eventi avversi e, analogamente, una diminuzione delle esposizioni diminuirà l'occorrenza di eventi avversi. Del tutto differente è invece l'idea che l'impatto sanitario (o il danno sanitario) possa essere calcolato, valutato, e giudicato accettabile e tollerabile per la popolazione ovvero che indichi la necessità di interventi di mitigazione e/o riduzione della esposizione.

Chi scrive ritiene che la valutazione dell'impatto sanitario si debba eseguire proprio per fornire elementi quantitativi utili per giudicare attorno alla accettabilità di un intervento, mentre è una azione del tutto superflua se l'obiettivo è quello di evitare effetti avversi sulla salute e non determinare impatti sanitari aggiuntivi. Del resto, che l'obiettivo della valutazione di impatto debba essere quello di determinare

L'accettabilità e tollerabilità dell'intervento ovvero l'indicazione della necessità di attività che mitigino le emissioni (immissioni) è ribadito anche nel Rapporto quando a pag. 47 si scrive *“Il valore di rischio ottenuto, espresso per milione, va confrontato con i criteri di accettabilità del rischio, ovvero con la soglia oltre la quale è necessario adottare strategie di ulteriore contenimento del rischio, modulando i limiti emissivi autorizzativi, ovvero intervenendo sulle modalità di gestione/condizioni di esercizio (tecnologie, volumi autorizzati, ecc.). L'US-EPA ipotizza un valore “de minimis” pari a 10^{-6} , con interventi discrezionali nel range 10^{-4} e 10^{-6} e un intervento pianificato in caso di rischio superiore a 10^{-4} ”*.

Non è chiaro come sia stata effettuata la valutazione del rischio epidemiologico, ossia se sia stato sommato al rischio epidemiologico degli anni 2015-2017 (che tiene conto delle emissioni di PM₁₀ e PM_{2.5} 2015-2017 con prescrizioni DPCM 2017 non attuate un contributo aggiuntivo dovuto alle emissioni dello stabilimento di PM₁₀ e PM_{2.5} secondo i dati forniti, poiché in tale caso risulterebbe sovrastimato ILCR.

A pag. 57 (5.2.2 *Tassi di mortalità di background nella popolazione*) il Rapporto intenderebbe descrivere come è stato valutato il tasso di mortalità annuale di background nella popolazione ai fini del calcolo dei casi attribuibili. In realtà il paragrafo non esplicita mai come sia stato determinato tale tasso ma si limita da una parte a definire le patologie di interesse per l'analisi (mortalità non accidentale, tumore del polmone, malattie dell'apparato cardiovascolare, malattie respiratorie) e dall'altra a descrivere come i decessi siano stati attribuiti ai diversi territori (linkage con l'archivio anagrafico e attribuzione del quartiere di residenza al momento del decesso) e come sono stati computati (numero medio di decessi, con età maggiore di 30 anni nel periodo 2015-2017, per patologia di decesso): quanto descritto vale per il numeratore del tasso (i decessi), manca invece qualsiasi riferimento al denominatore del tasso stesso (la popolazione) ed a come sia stato calcolato.

A prescindere dalla mancanza di dettagli a proposito del calcolo del tasso annuale di background, l'argomento di quale tasso utilizzare nella formula dei decessi attribuibili merita un approfondimento.

La formula per il calcolo del danno riportata in precedenza:

$$\text{Decessi Attribuibili} = \text{AF} * \text{C} * \text{B}_0 * \text{P}$$

in termini matematici dice che la variazione di esposizione (C) dovuta all'opera agisce (con l'aiuto del coefficiente AF – che dipende solo da RR) modificando (aumentando o diminuendo) il tasso annuale di occorrenza di background di una determinata patologia (B₀), che moltiplicato poi per la popolazione (P) produce il numero di casi attribuibili all'opera in valutazione per quella patologia. In altre parole: per la patologia i-esima la variazione di esposizione determinata dall'opera agisce (con la forza data da RR) sull'intero tasso annuale di occorrenza di background (B₀) della patologia. E' corretta questa impostazione? Se il tasso B₀ fosse causato solo da fattori di rischio che fanno parte delle esposizioni C modificate dall'opera l'impostazione sarebbe corretta. Ma succede così? *“these rates are also determined by exposures other than the one of interest”* dice la WHO (World Health Organization: Air Quality Guidelines for Europe. Second Edition. WHO Regional Publications, European Series No 91. Copenhagen, WHO, 2000: pag. 25).

Facciamo il caso, per essere esemplificativi, che le esposizioni associate all'opera siano costituite da PM_{2.5} e che la patologia di cui si vogliono calcolare i casi attribuibili sia il tumore del polmone. Quanta parte di B₀ (tasso annuale di mortalità per tumore del polmone) è generata da fattori diversi dal PM_{2.5}? 80%, 90%, 95%: senza entrare nel merito è certamente la parte di gran lunga più rilevante. Ma se questa larga parte di B₀ non è influenzata dalla variazione di esposizione legata al progetto (PM_{2.5}) ma è modificata da altro (esempio: fumo), senza che vi sia interazione tra particolato e questo altro (fumo), perché deve entrare nei calcoli dei casi attribuibili alle emissioni di PM_{2.5}?

La formulazione matematica del problema (si veda l'allegato per la dimostrazione completa) è elementare se si pensa, ad esempio, che il tasso B₀ sia composto da un tasso B_{E0} (a seguito dei fattori di rischio-esposizioni – esempio PM_{2.5} - legati all'ILVA) e da un tasso B_{A0} (a seguito di tutti gli altri fattori di rischio,

fumo e altri), senza interazione tra i fattori che producono B_{E0} e quelli che producono B_{A0} : solo per il tasso B_{E0} varrà la formula

$$\text{Decessi Attribuibili}_E = AF * C * B_{E0} * P$$

mentre il tasso B_{A0} , per via della definizione del pedice A (altri fattori di rischio), rimarrà necessariamente invariato.

L'utilizzo del tasso annuale di background B_0 invece del tasso B_{E0} (tasso di background dovuto ai soli fattori di rischio legati alle emissioni ILVA in valutazione, esempio $PM_{2,5}$) genera pertanto una sovrastima dei casi attribuibili alle emissioni ILVA, sovrastima che sarà tanto più grande quanto più B_0 è maggiore di B_{E0} (la situazione esemplificata in precedenza, $PM_{2,5}$ e tumore del polmone, è emblematica del fatto che la sovrastima può raggiungere valori enormi: oltre il 1000%). La sovrastima dei Decessi Attribuibili E è analoga sia che C aumenti (e quindi Decessi Attribuibili $E > 0$, casi in più) sia che C diminuisca (Decessi Attribuibili $E < 0$, casi risparmiati). La stessa situazione si presenta per tutte le patologie per le quali qualche fattore di rischio non fa parte di quelli correlati all'opera in valutazione (e non interagisce con questi), e nel caso allo studio vale pertanto per tutte le patologie esaminate (mortalità non accidentale, tumore del polmone, malattie dell'apparato cardiovascolare, malattie respiratorie) perché tutte ammettono fattori di rischio che non sono correlati alle immissioni ILVA in valutazione.

Questa dimostrazione della inadeguatezza sostanziale dell'uso di B_0 (tasso annuale di background per una determinata patologia) per stimare i casi attribuibili ad un'opera, pone il problema di stimare B_{E0} (tasso annuale di background per una determinata patologia dovuto ai soli fattori di rischio modificabili dalle immissioni ILVA in valutazione). Non è questo il luogo per affrontare il problema: qui è sufficiente segnalare che proprio per la patologia considerata nella VDS sull'ILVA (tumore del polmone in relazione alle immissioni di $PM_{2,5}$) la sovrastima è enorme: è infatti ragionevole ipotizzare che B_{E0} sia almeno minore di $B_0/10$, e che pertanto

$$\text{Decessi Attribuibili}_E < \text{Decessi Attribuibili} / 10$$

e tutto ciò a prescindere dalla forma matematica che si vuole attribuire al coefficiente AF (coefficiente, costante per una singola patologia, che dipende solo da RR).

[Nota Bene. È stato qui utilizzato il valore 10 come ragionevole ipotesi di quanto il tasso per il tumore del polmone di background B_{E0} sia minore del tasso B_0 . In realtà, secondo quanto indicato, ad esempio, dalla Associazione Italiana per la Ricerca sul Cancro nel proprio sito (<https://www.airc.it/cancro/informazioni-tumori/corretta-informazione/inquinamento-atmosferico>: “allo smog è attribuibile l'8 per cento dei casi”) si tratta molto verosimilmente di una sottostima della reale differenza tra i due tassi (per questo si è usata l'espressione “sia almeno minore di”)]

Il rischio cancerogeno inalatorio determinato non ha mostrato valori di criticità, ma è evidente come siano state effettuate valutazioni che tendono a sovrastimare ampiamente le valutazioni [...]

Considerato che la massima concentrazione media annuale modellata di PM₁₀ associata allo stabilimento siderurgico è ampiamente inferiore rispetto alle concentrazioni medie annue misurate e ancor più rispetto ai limiti di legge, sembra evidente come vi possano essere sul territorio altre fonti più importanti che devono essere considerate.

Nel rapporto VDS 2021 non ci sono informazioni, dati e modalità di calcolo della Population Weighted Exposure PWE) sia per PM₁₀, che per PM_{2.5}.

Il decreto Interministeriale del 24 aprile 2013 prevede che il rischio cancerogeno cumulato dei diversi inquinanti sia calcolato tenendo conto delle sostanze che agiscono sullo stesso organo bersaglio. Il rapporto VDS 2021 per il rischio cancerogeno cumulato a pag. 47 riporta “secondo una modalità additiva i rischi delle sostanze sono stati combinati per ottenere la mappa del rischio cancerogeno totale”. Non appare chiaro il criterio di cumulo del rischio cancerogeno delle singole sostanze.

(Pag. 46: **Tabella 5.1 Unit risk ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁻¹ e classificazione IARC delle sostanze considerate.**)

Nell'ambito della valutazione del rischio tossicologico cancerogeno (5.1.5 *Caratterizzazione del rischio cancerogeno per esposizione inalatoria*: pag. 47) il Rapporto presenta i risultati emergenti applicando la classica e nota metodologia EPA per il risk assessment e si dice “Per entrambi i sotto-scenari emissivi considerati si osserva un rischio cancerogeno inalatorio inferiore a 1:10.000, ma compreso nel range 1:1.000.000-1:10.000, per il quale l'adozione di interventi per la riduzione dell'esposizione deve essere valutata discrezionalmente, in relazione al contesto. I valori massimi di rischio entro/fuori il perimetro dello stabilimento siderurgico sono rispettivamente: 93,5/ 71,5 $\times 10^{-6}$ per il sotto-scenario UCL95, 88,2 / 67,5 $\times 10^{-6}$ per il sotto-scenario KM Mean”: non sono riportati però nel Rapporto i valori di esposizione che sono stati utilizzati nelle formule (così come non sono riportati i dati e modalità di calcolo della Population Weighted Exposure PWE) sia per PM₁₀, che per PM_{2.5}) e pertanto non è possibile una valutazione completa e pertinente del risultato proposto.

Ricavando, al contrario, il valore della esposizione utilizzata per il calcolo dei rischi dalle formule applicate, e cioè risolvendo per E la relazione $R = UR \times E$, si ottengono (con la precisione permessa dai valori numerici riportati nel Rapporto) i valori di esposizione presentati nelle tabelle che seguono, rispettivamente per l'Area di massimo impatto INTERNO al perimetro AMI e per l'Area di massimo impatto ESTERNO al perimetro AMI:

Scenario 6 Mt/a					
Area di massimo impatto INTERNO perimetro AMI					
	Sotto-scenario UCL95	Sotto-scenario KM Mean		Sotto-scenario UCL95	Sotto-scenario KM Mean
Inquinante	Rischio cancerogeno (per milione)	Rischio cancerogeno (per milione)	UR	Esposizione $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Esposizione $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Benzene (C6H6)	0,14	0,14	6,00E-06	0,023333	0,023333
Naftalene (C10H8)	0,00	0,00	8,70E-05	-	-
BaP	19,00	18,98	8,70E-02	0,000218	0,000218
As	7,88	6,85	1,50E-03	0,005253	0,004567
Cd	1,22	1,02	1,80E-03	0,000678	0,000567
Cr(VI)	62,67	59,08	4,00E-02	0,001567	0,001477
Ni	2,47	1,97	4,00E-04	0,006175	0,004925
Pb	0,10	0,08	1,20E-05	0,008333	0,006667
Diossine	0,02	0,02	3,80E+01	5,56 x 10⁻¹⁰	5,56 x 10⁻¹⁰
PCB	-	-	1,00E-04	-	-

Scenario 6 Mt/a					
Area di massimo impatto ESTERNO perimetro AMI					
	Sotto-scenario UCL95	Sotto-scenario KM Mean		Sotto-scenario UCL95	Sotto-scenario KM Mean
Inquinante	Rischio cancerogeno (per milione)	Rischio cancerogeno (per milione)	UR	Esposizione $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Esposizione $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Benzene (C6H6)	0,16	0,16	6,00E-06	0,026667	0,026667
Naftalene (C10H8)	0,00	0,00	8,70E-05	-	-
BaP	21,54	21,53	8,70E-02	0,000248	0,000247
As	5,28	4,55	1,50E-03	0,003520	0,003033
Cd	0,83	0,68	1,80E-03	0,000461	0,000378
Cr(VI)	41,92	39,20	4,00E-02	0,001048	0,000980
Ni	1,70	1,34	4,00E-04	0,004250	0,003350
Pb	0,07	0,06	1,20E-05	0,005833	0,005000
Diossine	0,03	0,02	3,80E+01	7,89 x 10⁻¹⁰	5,56 x 10⁻¹⁰
PCB	-	-	1,00E-04	-	-

Analogamente, parlando della valutazione del rischio tossicologico non cancerogeno (5.1.3 *Stima del rischio non cancerogeno per via inalatoria*), a pag. 52 del Rapporto si dice che “L’Hazard Index è stato calcolato per singolo apparato” e che “**Si sono ottenuti HI inferiori a 1 per tutti gli organi bersaglio considerati, e in particolare gli HI massimi riscontrati sono pari a 0,19 per lo scenario KM Mean e pari a 0,20 per lo scenario UCL95**”. Anche in questo caso non sono stati indicati i valori di esposizione che sono stati utilizzati per il calcolo, valori che non è possibile dedurre (analogamente a quanto fatto in precedenza) dai risultati di HI perché il Rapporto non contiene i dettagli sufficienti per effettuare il calcolo a ritroso.

Esposizione aggregata e rischio cumulativo

Come riportato anche nel Rapporto ISTISAN 19/9 “La valutazione di rischio cumulativo, generalmente piuttosto complessa, è stata presa in considerazione da varie Istituzioni (WHO, ATSDR, U.S. EPA, Comitati Scientifici della UE, EFSA) che hanno prodotto una ricca documentazione sull’argomento. In questi documenti si descrivono approcci a fasi successive (tier) con diversi livelli di approfondimento.

Tra questi, si considera particolarmente interessante l'approccio descritto nel documento del Scientific Committee on Health and Environmental Risks (SCHER) della EU (*Scientific Committee on Health and Environmental Risks; Scientific Committee on Emerging and Newly Identified Health Risks; Scientific Committee on Consumer Safety. Toxicity and assessment of chemical mixtures. Brussels: European Union; 2012*)”

Altri riferimenti utili in questo senso sono un documento dell'EFSA focalizzato sulla armonizzazione della valutazione del rischio per la salute dell'ambiente, dell'uomo e degli animali in caso di esposizione a miscele (*EFSA Scientific Committee, 2019. Guidance on harmonised methodologies for human health, animal health and ecological risk assessment of combined exposure to multiple chemicals. EFSA Journal 2019;17(3):5634, 77 pp. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5634>*) e un analogo documento pubblicato da OECD (*OECD (2018), Considerations for Assessing the Risks of Combined Exposure to Multiple Chemicals, Series on Testing and Assessment No. 296, Environment, Health and Safety Division, Environment Directorate*)

Sempre richiamando il Rapporto ISTISAN 19/9 “la composizione di miscele di origine ambientale può variare quali/quantitativamente nel tempo, pertanto non avendo caratteristiche costanti, molti degli approcci descritti in letteratura si basano sulla conoscenza delle proprietà tossicologiche dei singoli componenti e sono per questo indicati come approcci component-based. Solo nel caso in cui non sia nota la composizione della miscela, dovranno essere utilizzati dati sulla miscela stessa. Poiché alcuni studi hanno indicato che a concentrazioni dei singoli componenti di una miscela, tipiche dei livelli ambientali, generalmente inferiori o vicini al valore del NOAEL, le interazioni sono assenti o trascurabili, l'additività di dose è considerato come l'approccio di riferimento. L'approccio dell'additività di dose si applica a sostanze chimiche che abbiano lo stesso meccanismo di azione, lo stesso bersaglio tossicologico e/o proprietà tossicocinetiche comparabili, e si basa sull'assunzione che i diversi componenti si comportino come se rappresentassero diluizioni diverse dello stesso inquinante. In questo ambito molto importante sta diventando l'attività di identificazione dei gruppi di sostanze (grouping), alla quale molte istituzioni (EFSA, OECD ed ECHA) stanno dedicando documenti specifici. L'approccio dell'additività è usato anche se gli inquinanti non hanno in comune il MoA, ma non ci sono evidenze o ipotesi di interazione tra loro, per cui si può ipotizzare che svolgano una azione indipendente l'uno d'altro. L'additività di dose non si usa se esistono evidenze o ipotesi di interazione, che richiedono una valutazione specifica caso per caso. Per interazione si intende l'insieme dei fenomeni che comportano una deviazione rispetto all'additività e danno luogo ad una risposta maggiore (sinergismo) o minore (antagonismo) di quella ottenuta dalla somma degli effetti dovuti a ogni singolo componente. Nel caso di esposizione congiunta a più cancerogeni genotossici, può essere calcolato il margine di esposizione totale (MoET), come il reciproco della somma dei reciproci dei MoE delle singole sostanze (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/chemical-mixturesin-water/en/)”

In questo ambito, i metodi che applicano l'additività di dose e che sono più frequentemente utilizzati sono il *Relative Potency Factor* (RPF), il *Toxic Equivalent Factor* (TEF) e l'*Hazard Index* (HI). I primi due approcci sono stati già utilizzati in ambito regolatorio per valutare gli effetti cumulativi della classe dei pesticidi organofosforici e per i vari congeneri di diossine e PCB-diossina simili. Uno dei componenti, quello con il profilo tossicologico più studiato (per avere una curva dose-risposta disponibile) e generalmente più sfavorevole, viene utilizzato come composto di riferimento (o indice) e il valore di TEF o RPF degli altri componenti è stimato per confronto con quello della sostanza di riferimento: la tossicità della miscela si ottiene sommando i prodotti ottenuti moltiplicando i TEF o RPF relativi a ciascun componente per la concentrazione del componente in miscela.

Quando non siano disponibili dati meccanicistici sufficienti per un corretto grouping e all'applicazione di RPF o TEF è possibile applicare il modello dell'HI, o indice di pericolo: è un numero adimensionale, corrispondente alla somma dei rapporti tra la concentrazione nella miscela e i valori di riferimento disponibili relativi alla tossicità (NOAEL, ADI, RfD o RfC) di ciascun componente, che rappresentano la potenza relativa. Un valore di $HI < 1$, suggerisce che non sono attesi effetti specifici dovuti alla miscela, mentre un $HI > 1$ rappresenta un campanello di allarme ed è necessario porre particolare attenzione agli effetti della miscela per capire se ci possano essere problemi sanitari legati alla presenza di componenti che interagiscono tra di loro.

È bene notare che la derivazione dell'HI è stata più volte revisionata dall'EPA per poter incorporare eventuali informazioni disponibili su interazioni tra composti chimici diversi. Sulla base di adeguate evidenze sperimentali (WoE) è possibile modificare il calcolo di HI introducendo un fattore che rappresenti una stima qualitativa (o semiquantitativa) dell'interazione osservata (M). L'implementazione del modello di HI si basa sull'osservazione che la grande maggioranza delle interazioni descritte negli studi sperimentali è dovuta ad alterazioni della tossicocinetica di uno o più componenti, che determina cambiamenti nella dose interna della specie tossica nel sito di azione. Inoltre, si può considerare che, se uno dei componenti dà un contributo dominante alla tossicità complessiva (per concentrazione e/o hazard relativo) l'influenza delle interazioni dovute ad altri componenti è minore e quindi si «pesa» la rilevanza dei singoli componenti. Nonostante il raffinamento, l'HI fornisce comunque solo un'indicazione numerica del grado di rischio potenziale della tossicità dovuto a esposizioni combinate, con fonti di incertezza non trascurabili (le incertezze insite nella derivazione dei valori di riferimento dei singoli componenti sono variamente combinati e potenzialmente amplificati dal calcolo).

Quindi nel complesso l'approccio HI fornisce un indice trasparente di rischio accettabile; inoltre, non richiede un'analisi approfondita delle caratteristiche tossicocinetiche e tossicodinamiche (né una valutazione degli endpoint tossicologici specifici) di ciascuna sostanza chimica nella miscela. Per questo motivo, applicando HI, è possibile considerare contemporaneamente sostanze chimiche appartenenti a gruppi diversi e quantificare facilmente il contributo percentuale di ciascuna sostanza, che a loro volta consentono di identificare le sostanze chimiche target per la gestione del rischio (OECD, 2018).

Questo approccio presenta tuttavia alcuni inconvenienti: HI potrebbe essere eccessivamente conservativo, che allo stesso tempo può essere visto come un vantaggio, soprattutto nel caso in cui la miscela in esame sia complessa e poco caratterizzata da un punto di vista tossicologico. Inoltre, HI è un approccio piuttosto semplificato, che non considera le interazioni chimiche e le differenze tossicocinetiche o tossicodinamiche. Sono disponibili approcci più complessi, ma richiedono ipotesi diverse e caratterizzazioni tossicologiche più profonde e più difficili da applicare, se non per esigenze specifiche.

Nello studio in oggetto è stato applicato il metodo HI per la valutazione dei rischi non cancerogeni (e si sono ottenuti HI inferiori a 1 per tutti gli organi bersaglio), mentre per il rischio cancerogeno “secondo una modalità additiva i rischi delle sostanze sono stati combinati per ottenere la mappa del rischio cancerogeno totale” (e per entrambi i sotto-scenari emissivi considerati si osserva un rischio cancerogeno inalatorio inferiore a 1:10.000, ma compreso nel range 1:1.000.000 – 1:10.000, per il quale l'adozione di interventi per la riduzione dell'esposizione deve essere valutata discrezionalmente): per quanto esposto, un approccio che garantisca una caratterizzazione di maggiore dettaglio sarebbe auspicabile.

La valutazione epidemiologica per PM₁₀ e PM_{2.5} è stata effettuata con funzioni concentrazione-risposta ricavate dalla letteratura facendo riferimento allo studio condotto da Chen e Hoek (nota a margine di pagina 58 del rapporto VDS2021); il riferimento a queste informazioni non appare calzante al caso in esame, poiché tali funzioni sono state elaborate per contesti urbani e non contemplano contesti industriali. Oltremodo non è chiaro perché la scelta sia ricaduta sullo studio di Chen e Hoek anziché sui risultati dello studio sulla coorte di Taranto (2016)

L'approccio appare anche in contrasto con quanto riportato nella linea guida ISTISAN19/9 laddove è riportato che "l'approccio epidemiologico è limitato dalla disponibilità di valutazioni solide sulle reazioni epidemiologiche di dose-risposta". Quanto sopra riportato è richiamato nel capitolo 6.4 "Incertezza nella stima con approccio epidemiologico" del rapporto VDS2021 dove è riportato che "la stima dei decessi attribuibili nella popolazione all'esposizione delle concentrazioni degli inquinanti provenienti da uno specifico impianto si basa sulla disponibilità di robuste FCR, che, a oggi, riguardano prevalentemente le misurazioni degli inquinanti in contesti urbani e non industriali. L'inquinamento emesso da una sorgente industriale ha una composizione e quindi, un profilo tossicologico sicuramente differente rispetto a quello riscontrabile in un contesto urbano". È evidente come la VDS 2021 non abbia potuto considerare funzioni dose-risposta di contesti industriali.

Per quanto riguarda le Funzioni Concentrazione-Risposta (FCR) da utilizzare nella stima epidemiologica (5.2.3 *Funzioni Concentrazione- Risposta (FCR)*, pag. 58 e segg.), il Rapporto considera come preferibili quelle prodotte per aggiornare le *Air Quality Guidelines* dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) per gli inquinanti in studio, pubblicate sulla rivista *Environmental International* (Chen J, Hoek G: Long-term exposure to PM and all-cause and cause-specific mortality: A systematic review and meta-analysis. *Environ Int* 2020; 143 (Oct): 105974. doi: 10.1016/j.envint.2020.105974. Epub 2020 Jul 20. PMID: 32703584), ma presenta come analisi di sensibilità anche quelle derivate dallo studio di coorte residenziale nell'area di Taranto, Statte e Massafra pubblicato nel 2016 (Alessandrini ER, et al, Gruppo di Lavoro per la conduzione di studi di epidemiologia analitica: Studio di coorte sugli effetti delle esposizioni ambientali sulla morbosità e mortalità della popolazione residente a Taranto. MACROAREA 3 - LINEA DI INTERVENTO 3.4. Rapporto conclusivo. Agosto 2016). Lo studio epidemiologico è stato condotto dal Dipartimento di Epidemiologia del Servizio Sanitario Regionale del Lazio e dalla ASL di Taranto in collaborazione con ARPA Puglia e ARES Puglia nel quadro delle attività del Centro Salute ed Ambiente Puglia) e quelle già adottate nello studio VIAS condotto nel 2019 (Galise I, et al: L'impatto ambientale e sanitario delle emissioni dell'impianto siderurgico di Taranto e della centrale termoelettrica di Brindisi. *Epidemiol Prev* 2019; 43 (5-6): 329-337).

Mentre è sicuramente discutibile la scelta di utilizzare le FCR prodotte da Chen perché riferite a dati che riguardano tutto il mondo e per i quali si può sicuramente discutere quanto siano rappresentativi (o non rappresentativi) del territorio tarantino e della situazione di esposizione che lo caratterizza (per altro è lo stesso Rapporto che, a pag. 70, all'interno del paragrafo che valuta l'incertezza insita nelle valutazioni condotte afferma: "La stima dei decessi attribuibili nella popolazione all'esposizione delle concentrazioni degli inquinanti provenienti da uno specifico impianto si basa sulla disponibilità di robuste FCR, che, a oggi, riguardano prevalentemente le misurazioni degli inquinanti in contesti urbani e non industriali?"), è apprezzabile che sia stata condotta una analisi di sensibilità con l'uso non solo della letteratura internazionale ma anche dello studio di coorte specificamente condotto a Taranto. In proposito, da una parte si osserva che le stime dello studio coorte di Taranto (tabella 9.1, pag. 81) sono più basse di quelle prodotte da Chen (tabella 5.7, pag. 59), e volendo essere precisi si deve aggiungere che la stima prodotta per il tumore del polmone (l'unica patologia presa poi in considerazione nei criteri di accettabilità del rischio stimato con l'approccio HIA [5.2.6 *Criteri di*

accettabilità del rischio stimato con l'approccio HIA: stima dell'Incremental Lifetime Cumulative Risk]) nemmeno raggiunge la significatività statistica (ma il Rapporto evita di metterlo in evidenza), dall'altra si registra uno strano utilizzo dell'intervallo di confidenza della FCR per il tumore del polmone perché, dato che il limite inferiore dell'intervallo propone un valore di RR che è inferiore ad 1, anziché presentare il corrispondente valore negativo che ne emergerebbe inevitabilmente per i casi attribuibili il Rapporto preferisce omettere il valore (si veda la tabella 9.4 a pag. 84): con tale omissione non si dà reale conto del valore dei casi attribuibili e del loro intervallo di confidenza e troncando arbitrariamente la coda di sinistra dell'intervallo si fornisce l'errata informazione che tali casi siano sempre superiori a zero.

La stima dell'impatto sanitario con approccio epidemiologico dell'esposizione cronica a particolato fine PM_{10} e $PM_{2,5}$ (5.2 *Stima dell'impatto sanitario con approccio epidemiologico*, pag. 55) ha interessato la popolazione residente nei comuni di Taranto, Statte e Massafra, ed è stata effettuata con la ben nota formula (pag. 59):

$$\text{Decessi Attribuibili} = AF * C * B_0 * P$$

dove C è la PWE (Population Weighted Exposure) stimata per il $PM_{2,5}$ e il PM_{10} ; B_0 è il tasso annuale di mortalità di background dell'esito sanitario considerato nella popolazione; P è la popolazione esposta; decessi attribuibili sono gli eventi di decesso attribuibili ogni anno alle esposizioni C.

Nota Bene. Nel grafico di pag. 55 (vedi la figura che segue) al posto di C (Population Weighted Exposure) è usato il termine ΔC ; al posto di B_0 (tasso annuale di mortalità di background dell'esito sanitario considerato) è usato il termine B; al posto di P (popolazione esposta) è usato il termine P_{exp} ; al posto di AF è usato il termine A.



Il termine AF nella formula di pag. 59,

$$\text{dove AF} = \frac{\exp \frac{\ln(RR)}{10} - 1}{\exp \frac{\ln(RR)}{10}}$$

corrisponde al termine A della figura precedente,

dove $A = RR - 1$ [in realtà, per una corrispondenza perfetta tra le due formulazioni, la formula di A in figura dovrebbe essere: $A = (RR - 1)/10$]

ma è evidente la differenza delle due formule e necessita pertanto di essere spiegata.

AF rappresenta, come dice il Rapporto (pag. 59), la proporzione della mortalità nella popolazione esposta attribuibile all'inquinamento atmosferico per incremento unitario di PM_{2,5} e di PM₁₀; e (trasformazione logaritmica a parte) deriva dalla nota formulazione della proporzione attribuibile di popolazione PAF (Hänninen O, et al: *Environmental burden of disease in Europe: assessing nine risk factors in six countries. Environ Health Perspect* 2014;122(5): 439-446):

$$\text{PAF} = (RR - 1) / RR.$$

A, come dice la figura, rappresenta l'eccesso di rischio nella popolazione esposta attribuibile all'inquinamento atmosferico.

La differenza di struttura della formula, che sarà matematicamente dimostrata in allegato per non appesantire la lettura del presente commentario, corrisponde ad una grossa differenza concettuale e rileva (come si è già anticipato) nella differenza computazionale tra VDS e VIS: AF corrisponde all'idea che l'impatto è già avvenuto (danno, VDS) ed è quindi già presente nel tasso di mortalità annuale di background (B₀), A corrisponde invece all'idea che l'impatto deve ancora avvenire (impatto, VIS) e si aggiungerà a B₀.

Dal punto di vista operativo le diverse formulazioni portano a risultati differenti, e le differenze dipendono dal valore di RR (le differenze aumentano man mano che ci si allontana dal valore di RR = 1). Per il range di valori di interesse per il caso allo studio la tabella che segue riporta le differenze riscontrate:

RR	(RR-1)/10	$\{(RR-1)/(RR)\}/10$	$\{Exp[(LnRR)/10]-1\}/Exp[(LnRR)/10]$
0,9	-0,0100	-0,0111	-0,0106
0,91	-0,0090	-0,0099	-0,0095
0,92	-0,0080	-0,0087	-0,0084
0,93	-0,0070	-0,0075	-0,0073
0,94	-0,0060	-0,0064	-0,0062
0,95	-0,0050	-0,0053	-0,0051
0,96	-0,0040	-0,0042	-0,0041
0,97	-0,0030	-0,0031	-0,0031
0,98	-0,0020	-0,0020	-0,0020
0,99	-0,0010	-0,0010	-0,0010
1	0,0000	0,0000	0,0000
1,01	0,0010	0,0010	0,0010
1,02	0,0020	0,0020	0,0020
1,03	0,0030	0,0029	0,0030
1,04	0,0040	0,0038	0,0039
1,05	0,0050	0,0048	0,0049
1,06	0,0060	0,0057	0,0058
1,07	0,0070	0,0065	0,0067
1,08	0,0080	0,0074	0,0077
1,09	0,0090	0,0083	0,0086
1,1	0,0100	0,0091	0,0095
1,11	0,0110	0,0099	0,0104
1,12	0,0120	0,0107	0,0113
1,13	0,0130	0,0115	0,0121
1,14	0,0140	0,0123	0,0130
1,15	0,0150	0,0130	0,0139
1,16	0,0160	0,0138	0,0147
1,17	0,0170	0,0145	0,0156
1,18	0,0180	0,0153	0,0164
1,19	0,0190	0,0160	0,0172
1,2	0,0200	0,0167	0,0181

Ciò premesso, non risulta chiaro dal Rapporto come sia stato sviluppato in dettaglio il calcolo dei casi attribuibili (danno): in particolare, se esso sia avvenuto per singolo indirizzo di georeferenziazione (e poi sommato sugli indirizzi del quartiere Tamburi e sull'intera area), per singola sezione di censimento (e poi sommato sulle sezioni del quartiere Tamburi e sull'intera area), o direttamente per il quartiere Tamburi e per il totale del territorio. Da una parte l'uso del concetto di PWE, e dall'altra quanto riportato a proposito della esposizione media della popolazione (5.2.1.2 *Esposizione media della popolazione: "A partire dalla coorte dei residenti al 01.01.1998 e delle persone che sono successivamente entrate per nascita o immigrazione fino al 31.12.2010 nei comuni di Taranto, Statte e Massafra è stato calcolato il numero medio di abitanti con età maggiore di 30 anni nel 2013 (n. 174.190), con un focus sul quartiere Tamburi (n. 10.991), situato a ridosso dello stabilimento siderurgico"*), farebbero propendere più per la terza alternativa che per le altre due.

Il modello di dispersione utilizzato (SPRAY) non consente di considerare l'effetto di barriera costituito dalle strutture esistenti con particolare riferimento agli ostacoli (coperture parchi primari, barriere frangivento, etc.) che si interpongono tra le attività dello stabilimento siderurgico ed il quartiere Tamburi costituendo elementi che certamente riducono l'apporto delle emissioni; non potendo tale aspetto essere tenuto debitamente in considerazione nel modello è ragionevole considerare un elemento di riduzione delle emissioni che tenga conto di tale effetto di barrieramento.

Oltre a quanto nel commento qui sopra richiamato, a pag. 30 del Rapporto, parlando dell'area presa in esame dalla VDS (**4. MODELLISTICA; 4.6 Dominio di simulazione**) si dice che “*Il dominio di simulazione del modello di dispersione comprende un'area di estensione pari a 35km x 35km, centrata sull'area industriale di Taranto*”: nessun argomento però è fornito a sostegno di questa scelta, che pertanto risulta non motivata e discutibile.

Nello studio di Chen e Hoek succitato è riportato al paragrafo 2.1.1 che non vi sono state restrizioni sull'età, mentre nel rapporto VDS 2021 è stata considerata la popolazione di Taranto, Statte e Massafra con età maggiore di 30 anni (dati anno 2013). Inoltre, a apagina 81 della VDS 2021 è riportato "Si precisa che i RR da studio di coorte sono riferiti alla popolazione totale e non a quella con più di 30 anni" che sembra aggiungere elementi di incertezza.

Non è stato riportato nella tabella 9.4 della VDS 2021 il valore di ILCR sia per l'area di Taranto che per il quartiere Tamburi in corrispondenza dello studio di coorte di Taranto che si riferisce alla situazione locale a differenza di Chen e Hoek che considera dati di diverse parti del mondo e tenuto conto dello studio di coorte di Taranto (vedasi tabelle 9.1 della VDS 2021) sono più basse di quelle prodotte da Chen e Hoek.

Nel caso dell'approccio tossicologico una volta stimato il rischio (inalatorio per il caso in esame) si adottano criteri di accettabilità di tale rischio, criteri che sono differenti per il rischio non cancerogeno e per quello cancerogeno (5.2.6 *Criteri di accettabilità del rischio stimato con l'approccio HLA: stima dell'Incremental Lifetime Cumulative Risk*, pag. 64 e segg.).

Per il rischio non cancerogeno si calcola l'Hazard Index (HI), ottenuto come somma degli Hazard Quotient (HQ) per ogni inquinante i:

$$HI = \sum_i HQ_i = \sum_i [C_i / (RfC_i \times 1000)]$$

dove:

C_i = concentrazione di esposizione del singolo inquinante ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

RfC_i = concentrazione di riferimento (mg/m^3): quantità massima di sostanza che può essere inalata giornalmente e per tutta la vita senza comportare apprezzabili rischi per la salute umana.

Poiché ogni inquinante può agire su diversi apparati, il calcolo dell'Hazard Index (HI) viene calcolato per singolo apparato. Se HI risulta inferiore ad 1 si ritiene il rischio non cancerogeno accettabile.

Per il rischio cancerogeno, per ogni inquinante si calcola R_i (rischio cancerogeno lifetime) ottenuto come prodotto tra la concentrazione di esposizione C_i (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) e la Inhalation Unit Risk (UR_{inal} , in $\mu\text{g}/\text{m}^3$), e poi si sommano gli R_i per tutti gli inquinanti:

$$R = \sum_i R_i = \sum_i (C_i \times UR_{\text{inal}})$$

Anche per questo caso sono disponibili criteri di accettabilità del rischio. Ad esempio, l'US-EPA ipotizza un valore di R pari a 10^{-6} come soglia al di sotto della quale non si deve intervenire, degli interventi discrezionali di contenimento del rischio (modulazione dei limiti emissivi, interventi sulle modalità di gestione, ...) se R cade nell'intervallo tra 10^{-4} e 10^{-6} e un intervento invece pianificato qualora il rischio risultasse superiore a 10^{-4} . Se seguiamo invece il DM 24 aprile 2013 (**Disposizioni volte a stabilire i criteri metodologici utili per la redazione del rapporto di valutazione del danno sanitario (VDS) in attuazione dell'articolo 1 -bis, comma 2, del decreto-legge 3 dicembre 2012, n. 207, convertito, con modificazioni, dalla legge 24 dicembre 2012, n. 231**) "Per rischio $< 10^{-5}$, non sono necessari interventi di contenimento delle emissioni. Per rischio compreso tra 10^{-5} e 10^{-4} è necessario valutare quantitativamente il contributo dell'impianto/i dello stabilimento. Tale contributo dovrà essere inferiore al 10%, diversamente sarà necessario riaprire la procedura di ALA e prescrivere ulteriori interventi di adeguamento/mitigazione delle emissioni. Per rischio $\geq 10^{-4}$, sarà necessario riaprire la procedura di ALA e prescrivere ulteriori interventi di adeguamento/mitigazione delle emissioni ed in aggiunta dovrà essere previsto un intervento più generale sull'intera area".

[Nota Bene. A pag. 82 (9. ANALISI SENSIBILITÀ PER LA **STIMA DELL'IMPATTO SANITARIO CON APPROCCIO EPIDEMIOLOGICO**, 9.1. Risultati) il Rapporto afferma: “Considerando il RR riferito all’associazione tra esposizione a PM₁₀ e tumore del polmone da studio di coorte e il suo limite di confidenza superiore (con il limite inferiore non è possibile effettuare stime essendo inferiore a 1)”. L’affermazione è chiaramente errata: non è affatto vero che con un RR “inferiore a 1” “non è possibile effettuare stime”; è vero invece che con un RR “inferiore a 1” le stime prodotte sono negative, cioè non si tratta di casi aggiuntivi ma di casi risparmiati]

Per l’approccio epidemiologico ad oggi non esistono indicazioni né dal punto di vista normativo e nemmeno dalla letteratura scientifica. Per il caso di Taranto allora è stata sviluppata con il Rapporto una metodologia, mai applicata (a conoscenza di chi scrive) in altri contesti, per identificare un valore di rischio cancerogeno lifetime (per il tumore del polmone) da confrontare con le indicazioni EPA o con quelle del DM 24 aprile 2013. Nulla invece dice il Rapporto a proposito della valutazione epidemiologica del rischio non cancerogeno (mortalità non accidentale, malattie dell’apparato cardiovascolare, malattie respiratorie).

La metodologia proposta (pag. 65) prevede il calcolo del *Incremental Lifetime Cumulative Risk* (ILCR) per il tumore del polmone, associato all’esposizione a PM_{2,5} e PM₁₀, con la formula:

$$ILCR = P_{cri(30-74)} * \left[\exp \frac{\ln(RR)}{10} - 1 \right] * C$$

dove “ $P_{cri(30-74)}$ è il rischio cumulativo di morire per tumore del polmone tra 30 e 74 anni, calcolato a partire dai tassi medi di mortalità età-specifici per classi quinquennali osservati nell’area in studio nel periodo 2015-2017”. $P_{cri(30-74)}$ è una incidenza cumulativa, dove $P_{cri(30-74)}$ (secondo la classica formula dell’epidemiologia) è dato (per classi di età di larghezza 5 anni) da:

$$P_{cri(30-74)} = 1 - \exp \left(-5 * \sum_{j=i}^k t_{5j} \right)$$

Il dettaglio delle formule è riportato in allegato.

Si fa innanzitutto osservare che la struttura della formula si presenta (si veda, in particolare, la quantità entro la parentesi quadra), trasformazione logaritmica a parte, nella forma della valutazione prospettica (VIS: $[(RR-1)/10]$) e non in quella della valutazione retrospettiva (VDS: $\{[(RR-1)/RR]/10\}$); in secondo luogo, nella formula al posto del termine B_0 (tasso annuale al background) è presente il termine $P_{cri(30-74)}$ (rischio cumulativo tra 30 e 74 anni); infine, nella formula di ILCR non è presente la popolazione esposta P perché ILCR è un rischio e la popolazione P serve invece per passare dal rischio attribuibile al calcolo dei casi attribuibili.

Con l’adozione di questa metodologia il Rapporto ritiene di avere individuato una strada per valutare la accettabilità del rischio lifetime derivante dalle stime epidemiologiche, e per questo mette a confronto il valore di ILCR per il tumore del polmone (per l’intera area allo studio e per il quartiere Tamburi) con i criteri di accettabilità del rischio indicati in precedenza per il rischio cancerogeno (EPA e/o DM 24 aprile 2013).

La metodologia di calcolo di ILCR ed il confronto dei risultati da essa emergenti con gli usuali criteri di accettabilità del rischio sono aspetti rilevanti di metodo che, come detto, sono stati applicati per la prima volta in una VDS: è evidente che la metodologia dovrà passare al vaglio della comunità scientifica e per

tale motivo è stata pubblicata (Galise I, et al: L'impatto ambientale e sanitario delle emissioni dell'impianto siderurgico di Taranto e della centrale termoelettrica di Brindisi. *Epidemiol Prev* 2019; 43 (5-6): 329-337). Per parte nostra ci sembrano di rilievo le osservazioni che seguono:

- ✓ La metodologia EPA, per la parte cancerogena, è stata sviluppata con riferimento al totale dei tumori, mentre la proposta contenuta nel Rapporto fa riferimento al solo tumore del polmone. Inoltre la metodologia EPA contiene una proposta anche per la parte non cancerogena, mentre il Rapporto nulla dice a proposito delle patologie non oncologiche
- ✓ La finestra temporale considerata da EPA per la valutazione lifetime va da 0 a 70 anni, la finestra temporale considerata nel Rapporto va da 30 a 74 anni
- ✓ La pubblicazione della WHO che è stata presa come base dal Rapporto per lo sviluppo della metodologia (World Health Organization: *Air Quality Guidelines for Europe. Second Edition. WHO Regional Publications, European Series No 91. Copenhagen, WHO, 2000: pagg. 25 e seg.*) evidenzia quattro assunzioni che devono essere rispettate affinché l'approccio considerato sia valido:
 - Il RR è una funzione della dose cumulativa
 - Non c'è una soglia per i cancerogeni considerati
 - L'estrapolazione lineare verso zero della relazione dose-risposta fornisce una stima conservativa della vera funzione di rischio se la curva dose-risposta vera, ma ignota, ha una forma sigmoidale
 - I tassi di background età-specifici si modificano nel tempo per un fattore costante
 assunzioni la cui ricorrenza deve essere valutata nella situazione allo studio.
[Nota Bene. Come mostrato in appendice, ulteriori assunzioni sono necessarie per la applicazione della metodologia proposta].
- ✓ Il calcolo del rischio cumulativo a partire dai tassi medi età specifici porta ad una sovrastima del rischio cumulativo (Schouten LJ, et al: *Cancer incidence: life table risk versus cumulative risk. J Epidemiol Community Health* 1994; 48(6): 596-600).

In aggiunta, valgono anche per il calcolo del rischio cumulativo $P_{cri(30-74)}$ le osservazioni critiche svolte in precedenza a proposito di quale tasso di background deve essere utilizzato: se i tassi B_{0j} (dove il pedice j indica le singole classi di età considerate nel calcolo) utilizzati nel Rapporto ovvero i tassi B_{E0j} che sarebbe invece corretto usare. Anche per ILCR, come per i casi attribuibili, i calcoli fatti nel Rapporto conducono ad una importante sovrastima: se è infatti ragionevole ipotizzare che i tassi B_{E0j} (dove j rappresenta le classi di età tra 30 e 74 anni) siano almeno minori dei tassi $B_{0j}/10$, ne risulta che $ILCR_{(30-74)E}$ è almeno 10 volte più piccolo del $ILCR_{(30-74)}$ indicato nel Rapporto.

Ancora una volta si deve segnalare che la mancanza di informazioni di dettaglio sui tassi di background per età B_{0j} utilizzati nella stima di $ILCR_{(30-74)}$ non permette di approfondire ulteriormente la valutazione dei risultati presenti nel Rapporto.

A pag. 65 e segg. (5.2.7 *Valutazione dell'accettabilità del rischio*) sono riportati i risultati della valutazione epidemiologica lifetime nel modo che segue: “*l'esposizione lifetime alle concentrazioni di PM_{10} stimate per l'area di Taranto pari a $0,35 \mu g/m^3$ è associata al rischio di sviluppare 5,7 decessi per tumore polmonare ogni 100.000 abitanti; per l'area del quartiere Tamburi, l'esposizione lifetime alle concentrazioni di PM_{10} di $1,61 \mu g/m^3$ è associata al rischio di sviluppare 2,7 decessi per tumore polmonare ogni 10.000 abitanti, in eccesso rispetto alla soglia definita di 1:10.000*”, “*Analogamente, per l'esposizione lifetime alle concentrazioni di $PM_{2,5}$ stimate per l'area di Taranto pari a $0,18 \mu g/m^3$ è associata al rischio di sviluppare 4,4 decessi per tumore polmonare ogni 100.000 abitanti; per l'area del quartiere Tamburi,*

L'esposizione lifetime alle concentrazioni di PM_{2,5} di 0,77 µg/m³ è associata al rischio di sviluppare 1,9 decessi per tumore polmonare ogni 10.000 abitanti, in eccesso rispetto alla soglia definita di 1:10.000", e quindi "le stime per l'intera area di Taranto si collocano nel range in cui l'adozione di misure di contenimento dell'esposizione della popolazione assume una valenza discrezionale, laddove, per l'area del quartiere Tamburi, è necessario implementare interventi specifici finalizzati a ridurre l'esposizione della popolazione".

Non si può effettuare un confronto delle stime di rischio per gli effetti non cancerogeni tra il metodo tossicologico e quello epidemiologico perché per queste seconde non vi è una proposta quantitativa nel Rapporto: il confronto invece è possibile (nell'ipotesi che la metodologia adottata per le stime epidemiologiche sia ritenuta valida) per gli effetti cancerogeni. Riassumendo le due valutazioni:

- ✓ Valutazione tossicologica del rischio cancerogeno (pag. 47): *"Per entrambi i sotto-scenari emissivi considerati si osserva un rischio cancerogeno inalatorio inferiore a 1:10.000, ma compreso nel range 1:1.000.000-1:10.000, per il quale l'adozione di interventi per la riduzione dell'esposizione deve essere valutata discrezionalmente, in relazione al contesto. I valori massimi di rischio entro/fuori il perimetro dello stabilimento siderurgico sono rispettivamente: 93,5 / 71,5 × 10⁻⁶ per il sotto-scenario UCL95, 88,2 / 67,5 × 10⁻⁶ per il sotto-scenario KM Mean"*
- ✓ Valutazione epidemiologica del rischio cancerogeno (pag. 66): *"le stime per l'intera area di Taranto si collocano nel range in cui l'adozione di misure di contenimento dell'esposizione della popolazione assume una valenza discrezionale, laddove, per l'area del quartiere Tamburi, è necessario implementare interventi specifici finalizzati a ridurre l'esposizione della popolazione".*

Le due conclusioni per il rischio cancerogeno appaiono sostanzialmente simili per l'area di Taranto (*"l'adozione di interventi per la riduzione dell'esposizione deve essere valutata discrezionalmente, in relazione al contesto"*) ma sostanzialmente differenti per il quartiere Tamburi (*"l'adozione di interventi per la riduzione dell'esposizione deve essere valutata discrezionalmente, in relazione al contesto"*, per la valutazione tossicologica; *"è necessario implementare interventi specifici finalizzati a ridurre l'esposizione della popolazione"*, per la valutazione epidemiologica). Se però, per la valutazione epidemiologica si fossero utilizzati i corretti valori dei tassi di background per età per il tumore del polmone (B_{E0}), e si sarebbero ottenuti quindi stime di ILCR circa 10 volte più basse, per l'area di Taranto si sarebbe raggiunta la stessa conclusione (*"l'adozione di interventi per la riduzione dell'esposizione deve essere valutata discrezionalmente"*) mentre per il quartiere Tamburi si passerebbe dalla conclusione che *"è necessario implementare interventi specifici finalizzati a ridurre l'esposizione della popolazione"* alla conclusione che *"l'adozione di interventi per la riduzione dell'esposizione deve essere valutata discrezionalmente"*. Si tratta quindi di un cambiamento rilevante e non si può di certo accettare che la decisione che ne consegue (dal punto di vista degli interventi da adottare) possa dipendere dall'uso errato di un tasso di background.

ULTERIORI COMMENTI TECNICI E DI TIPO GENERALE

- ✓ La relazione tra esposizione al particolato ed insorgenza di tumore del polmone è considerata lineare al di sopra di una determinata soglia (diversa per PM₁₀ e PM_{2,5}). Il concetto di soglia, però, non è stato considerato nelle valutazioni effettuate nel Rapporto, probabilmente anche alla luce della osservazione presente nel Rapporto a pag. 64 secondo la quale, a parere degli Autori del Rapporto, “*Studi successivi hanno evidenziato una relazione lineare tra le concentrazioni di PM_{2,5} nel range misurato anche nelle due aree in esame e la mortalità per tumore del polmone*” (a supporto di questa considerazione vengono citate due pubblicazioni: Di Q, et al: Air pollution and mortality in the medicare population. N Eng J Med 2017; 376(26): 2513-2522; Pinault LL, et al: Associations between fine particulate matter and mortality in the 2001 Canadian Census Health and Environment Cohort. Environ Res 2017; 159: 406-415).
- ✓ Per come sono state condotte le analisi per la VDS (e quindi il danno osservato) è sottintesa la sostanziale concomitanza temporale tra l'esposizione e gli effetti. Se si escludono però le patologie acute che sono comprese nell'insieme delle patologie studiate (e che sono una decisa minoranza in termini di numerosità) per tutte le altre patologie è noto il fenomeno della latenza (distanza tra il momento della azione della causa ed il momento della insorgenza dell'effetto). Ad esempio, la latenza tipica di un tumore del polmone è dell'ordine di un paio di decenni. Ciò significa che i decessi che sono stati osservati nel periodo allo studio sono conseguenza prevalentemente di esposizioni del lontano (decenni) passato, esposizioni che non sono state considerate nel Rapporto.
- ✓ Nel considerare i risultati della trattazione in oggetto, è necessario considerare alcune note di cautela: innanzitutto i dati presentati hanno un valore descrittivo, volto a illustrare le differenze nella mortalità o nell'incremento di rischio di osservare patologie selezionate per l'area oggetto di studio. Nel determinare reali cambiamenti nello stato di salute - eventualmente attribuibili all'impatto dell'impianto in oggetto - è necessario inoltre ricordare che (i) che le patologie considerate sono in genere multifattoriali, e che (ii) i tempi tra esposizione e latenza sono in genere lunghi, rispetto ai periodi considerati per l'esercizio dell'impianto in oggetto. Bisogna inoltre tener conto che gli indicatori considerati sono in costante evoluzione, per cui non necessariamente i cambiamenti registrati sono attribuibili in maniera specifica a una determinata causa. Per queste ragioni è utile inquadrare gli andamenti osservati nel contesto temporale più ampio possibile, proseguendo il monitoraggio dell'analisi della mortalità nell'area. Oltre alla dimensione del rischio, nell'interpretazione di eccessi o riduzioni di rischio, occorre considerare la significatività statistica, la plausibilità biologica e la coerenza dei risultati nei due sessi.
- ✓ Le metodologie utilizzate nella VDS, ed in particolare quelle di Health Impact Assessment (HIA) epidemiologico, sono molto complesse e articolate, e le loro caratteristiche specifiche si possono apprezzare e valutare adeguatamente solo se si entra nei dettagli esecutivi. Sono molte, infatti, le scelte operative che occorre effettuare, le decisioni che bisogna prendere, le selezioni che necessita adottare, e così via, particolari che, come abbiamo più volte segnalato, non sono sempre risultati presenti nel Rapporto. Una valutazione esaustiva ed affidabile del lavoro svolto dagli Autori del Rapporto necessiterebbe da una parte della conoscenza di tutti gli elementi di dettaglio citati, ma dall'altra anche della disponibilità completa dei dati utilizzati (principio di trasparenza), sia al fine di replicare i risultati proposti sia, soprattutto, per esplorare percorsi di analisi diversi e/o complementari rispetto a quelli adottati.

- ✓ È bene evidenziare che la VDS, Valutazione del Danno Sanitario, è una procedura pensata per valutare ex-post il danno sulla salute prodotto dalle attività presenti su un territorio. Da questo punto di vista si distingue, ad esempio, dalla VIS che è uno strumento di supporto ai processi decisionali, intervenendo prima che le opere siano realizzate e che dunque non deve essere applicata come uno strumento per individuare relazioni (associazioni) tra potenziali determinanti ambientali e possibili effetti sanitari sulla popolazione esposta. In questo senso, come discusso in precedenza (si veda anche la dimostrazione in allegato) nel calcolo dei casi attribuibili, i limiti e le differenze di struttura della formula da applicare possono corrispondere ad una grossa differenza concettuale e rilevanti differenze in termini di risultati nella differenza, che richiamano anche la differenza tra VDS e VIS. Come detto, l'utilizzo del fattore AF corrisponde all'idea che l'impatto è già avvenuto (danno, VDS) ed è quindi già presente nel tasso di mortalità annuale di background (B_0), l'utilizzo del fattore A corrisponderebbe invece all'idea che l'impatto deve ancora avvenire (impatto, VIS) e si aggiungerà a B_0 . In quest'ottica è bene considerare che nel documento in esame B_0 è stato valutato in relazione agli anni 2015-2017 (con gli eccessi che sono descritti nella relazione). In questo senso la stima degli impatti derivanti dall'implementazione di nuove opere (ambientalizzazione dello stabilimento - DPCM 2017), in una valutazione prospettica (VIS) dal 2015-2017 al 2022, dovrebbero portare a una riduzione della concentrazione degli inquinanti e quindi (supponendo che la distribuzione di popolazione rimanga costante) una riduzione - anche fino a valori negativi - della Population Weighted Exposure (riduzione che andrebbe valutate anche per i calcolo di ILCR). L'ipotesi è quella di ottenere una stima che evidenzi una riduzione nel breve periodo dei casi attribuibili, almeno per quanto concerne gli effetti non cancerogeni e le patologie a breve latenza (mentre non è formalmente corretto ipotizzare una riduzione nel breve periodo dei casi attribuibili per quanto riguarda le patologie a lunga latenza e degli effetti cancerogeni).

Questa relazione si compone di 22 pagine - Como, 30 novembre 2021

ALLEGATO

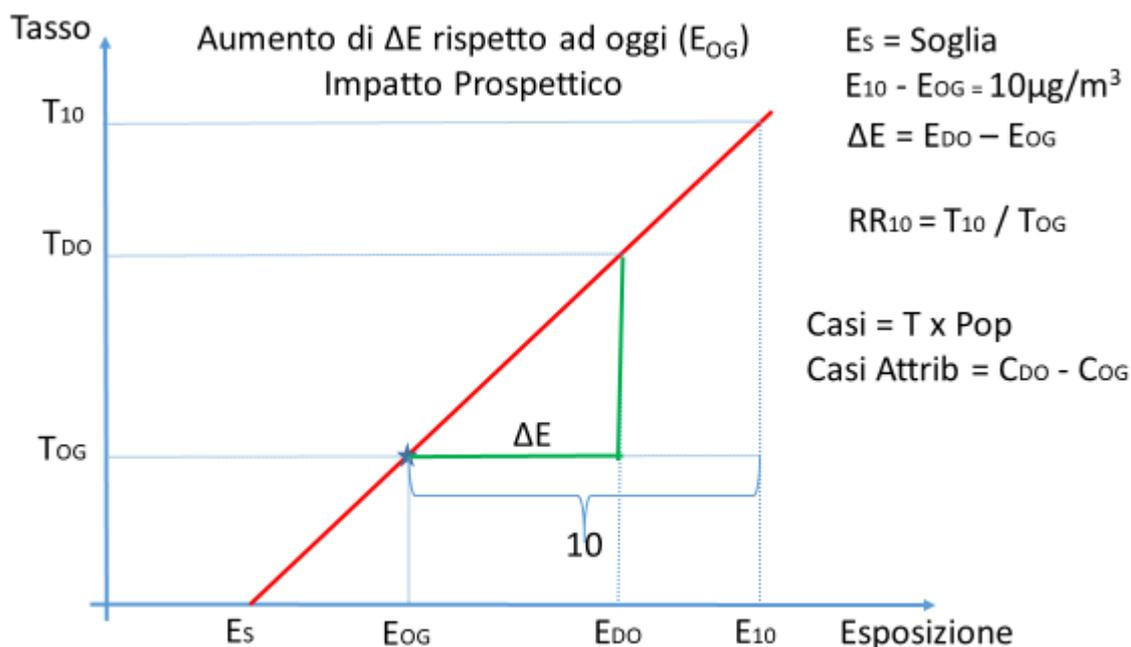
DIMOSTRAZIONE DELLE FORMULE DA UTILIZZARE

NELLE STIME EPIDEMIOLOGICHE DI IMPATTO E DI DANNO

Nel seguito vengono presentate le dimostrazioni delle formule considerate nel testo dove, per semplicità, si è ipotizzata l'esistenza di una relazione lineare tra esposizione ed effetto (in termini di tasso) al di sopra di una determinata soglia E_s .

Le dimostrazioni proposte sono costruite sull'ipotesi che si stia lavorando con valori di esposizione sempre superiori al valore soglia E_s , perché se si agisce completamente nel campo dei valori di esposizione inferiori alla soglia è evidente che il numero di casi attribuibili alla esposizione è nullo. La formulazione matematica del problema è un po' più complicata se la quota di esposizione dovuta all'opera (ΔE) si trova a cavallo del valore soglia (al posto di ΔE si deve utilizzare nelle formule solo la quota di ΔE che supera il valore soglia E_s) e ne omettiamo (per semplicità) la dimostrazione.

Caso 1: stima di impatto (prospettica, VIS)



Si considerino le definizioni che seguono:

E_{OG} = Scenario di esposizione di oggi (scenario *ante operam*)

E_{DO} = Scenario di esposizione di domani (scenario *post operam*)

$\Delta E = E_{DO} - E_{OG}$ (variazione di esposizione tra *post* e *ante operam*)

T_i = Tassi di occorrenza della patologia nella popolazione di interesse (T_{OG} tasso *ante*, T_{DO} tasso *post*, T_{10} tasso in corrispondenza di un aumento di $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di inquinante)

RR_{10} = Rischio Relativo per un aumento di $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di inquinante
 $= T_{10} / T_{OG}$

P = Popolazione ($P = P_{OG} = P_{DO}$)

C_i = Casi di patologia (C_{OG} casi *ante*, C_{DO} casi *post*)

Applicando il teorema della similitudine dei triangoli si può impostare la proporzione che segue, con i conseguenti sviluppi algebrici:

$$(T_{DO} - T_{OG}) : (E_{DO} - E_{OG}) = (T_{10} - T_{OG}) : (E_{10} - E_{OG})$$

$$(T_{DO} - T_{OG}) = (T_{10} - T_{OG}) \times (E_{DO} - E_{OG}) / 10$$

$$T_{DO} = T_{OG} + (T_{OG} \times RR_{10} - T_{OG}) \times \Delta E / 10 = T_{OG} + T_{OG} \times (RR_{10} - 1) \times \Delta E / 10$$

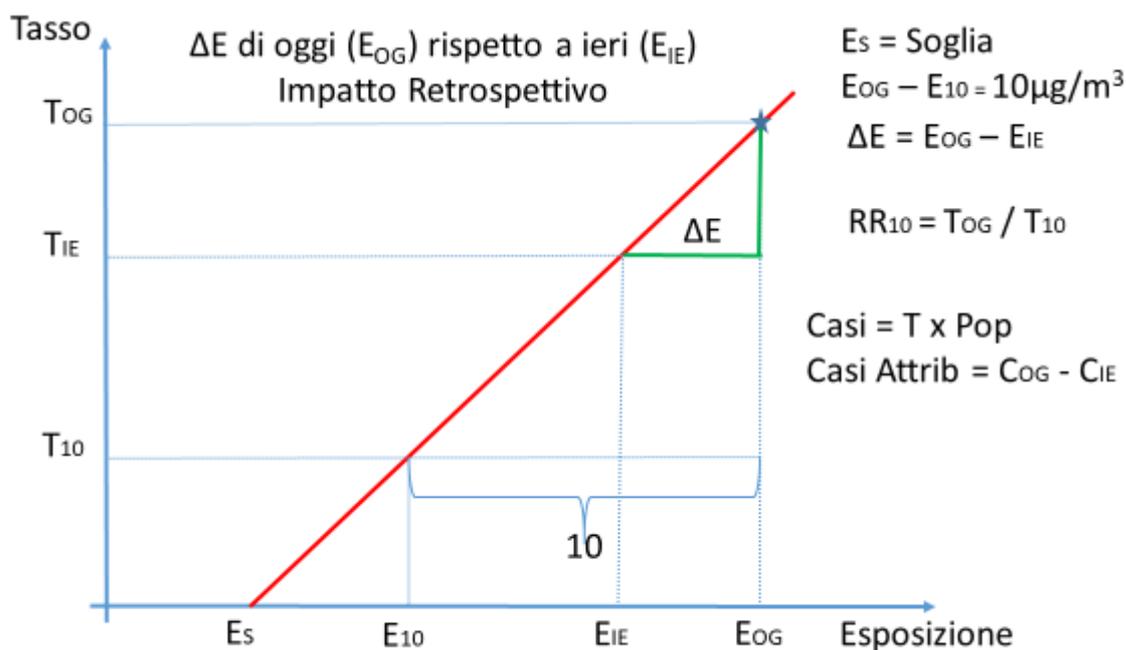
E passando dai tassi ai casi si ottiene:

$$\text{Casi attribuibili} = C_{DO} - C_{OG} = T_{DO} \times P - T_{OG} \times P =$$

$$= (T_{OG} + T_{OG} \times (RR_{10} - 1) \times \Delta E / 10) \times P - T_{OG} \times P =$$

$$= (T_{OG} \times (RR_{10} - 1) \times \Delta E / 10) \times P$$

Caso 2: stima di danno (retrospettiva, VDS)



Si considerino le definizioni che seguono:

E_{OG} = Scenario di esposizione di oggi (scenario con l'opera)

E_{IE} = Scenario di esposizione di ieri (scenario senza l'opera)

$\Delta E = E_{OG} - E_{IE}$ (variazione di esposizione dovuta all'opera)

T_i = Tassi di occorrenza della patologia nella popolazione di interesse (T_{OG} tasso con l'opera, T_{IE} tasso senza l'opera, T_{10} tasso in corrispondenza di un aumento di $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di inquinante)

RR_{10} = Rischio Relativo per un aumento di $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di inquinante

$$= T_{OG} / T_{10}$$

$P =$ Popolazione ($P = P_{OG} = P_{IE}$)

$C_i =$ Casi di patologia (C_{OG} casi con l'opera, C_{IE} casi senza l'opera)

Applicando il teorema della similitudine dei triangoli si può impostare la proporzione che segue, con i conseguenti sviluppi algebrici:

$$\begin{aligned} (T_{OG} - T_{IE}) : (E_{OG} - E_{IE}) &= (T_{OG} - T_{10}) : (E_{OG} - E_{10}) \\ (T_{OG} - T_{IE}) &= (T_{OG} - T_{10}) \times (E_{OG} - E_{IE}) / 10 \\ T_{IE} &= T_{OG} - (T_{OG} - (T_{OG}/RR_{10})) \times \Delta E / 10 = \\ &= T_{OG} - T_{OG} \times [(RR_{10} - 1) / RR_{10}] \times \Delta E / 10 \end{aligned}$$

E passando dai tassi ai casi si ottiene:

$$\begin{aligned} \text{Casi attribuibili} &= C_{OG} - C_{IE} = T_{OG} \times P - T_{IE} \times P = \\ &= T_{OG} \times P - (T_{OG} - T_{OG} \times [(RR_{10} - 1) / RR_{10}] \times \Delta E / 10) \times P = \\ &= (T_{OG} \times [(RR_{10} - 1) / RR_{10}] \times \Delta E / 10) \times P \end{aligned}$$

Caso 3: quale B_0 (tasso di background) utilizzare

La dimostrazione viene proposta per il caso della stima prospettica di impatto (VIS), ma è analoga per il caso della stima retrospettiva di danno (VDS).

Si supponga che il tasso di background per una determinata patologia (T_{OG} con la simbologia della formula appena riportata, B_0 per la simbologia utilizzata in precedenza nel testo) sia composto da due elementi: un tasso dovuto alle esposizioni in valutazione (esempio: $PM_{2,5}$) che chiameremo T_{OGE} , ed un tasso dovuto a tutti gli altri fattori di rischio per la patologia ad esclusione delle esposizioni in valutazione (esempio: fumo, attività professionali, ...) che chiameremo T_{OGA} . Avremo quindi:

$$T_{OG} = T_{OGA} + T_{OGE}$$

Nell'ipotesi che le esposizioni in valutazione non interagiscano con gli altri fattori di rischio della patologia (ipotesi ragionevole ma qui utilizzata solo per semplificare la dimostrazione) il tasso T_{OGA} non subirà alcuna modifica per effetto della esposizione in valutazione e quindi il tasso T_{DOA} sarà uguale a T_{OGA} . Il tasso T_{OGE} , invece, subirà la modifica di cui al Caso 1 per effetto della esposizione in valutazione e quindi il tasso T_{DOE} sarà dato dalla formula che segue:

$$T_{DOE} = T_{OGE} + T_{OGE} \times (RR_{10} - 1) \times \Delta E / 10$$

Avremo quindi:

$$T_{DO} = T_{DOA} + T_{DOE} = T_{OGA} + T_{OGE} + T_{OGE} \times (RR_{10} - 1) \times \Delta E / 10$$

E passando dai tassi ai casi si ottiene:

$$\begin{aligned} \text{Casi attribuibili} &= C_{DO} - C_{OG} = T_{DO} \times P - T_{OG} \times P = \\ &= (T_{OGA} + T_{OGE} + T_{OGE} \times (RR_{10} - 1) \times \Delta E / 10) \times P - (T_{OGA} + T_{OGE}) \times P = \\ &= (T_{OGE} \times (RR_{10} - 1) \times \Delta E / 10) \times P \end{aligned}$$

Per distinguerli dai "casi attribuibili" calcolati in precedenza a partire dal tasso di background T_{OG} li chiameremo "casi attribuibili E". Avremo quindi:

$$[VIS] \text{ Casi attribuibili} = K \times T_{OG}$$

$$[\text{VIS}] \text{ Casi attribuibili}_E = K \times T_{\text{OG}_E}$$

$$\text{con } K = (\text{RR}_{10} - 1) \times \Delta E / 10 \times P$$

Se $T_{\text{OG}_E} \ll T_{\text{OG}}$ allora “Casi attribuibili_E” \ll “Casi attribuibili”.

Se anziché la stima prospettica di impatto (VIS) si vuole adottare la stima retrospettiva di danno (VDS), senza ripetere la dimostrazione (che è analoga) si ottiene:

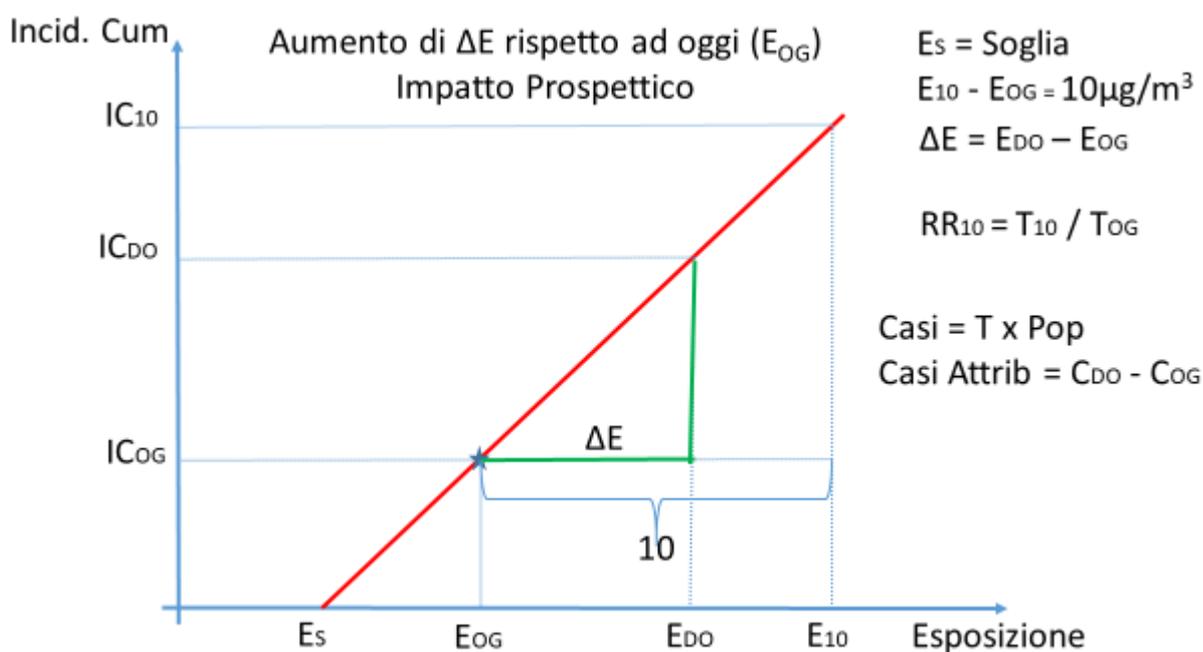
$$[\text{VDS}] \text{ Casi attribuibili} = K \times T_{\text{OG}}$$

$$[\text{VDS}] \text{ Casi attribuibili}_E = K \times T_{\text{OG}_E}$$

$$\text{con } K = [(\text{RR}_{10} - 1) / \text{RR}_{10}] \times \Delta E / 10 \times P$$

Anche per la VDS, se $T_{\text{OG}_E} \ll T_{\text{OG}}$ allora “Casi attribuibili_E” \ll “Casi attribuibili”.

Caso 4: calcolo di ILCR



Si considerino le definizioni che seguono:

- E_{OG} = Scenario di esposizione di oggi (scenario *ante operam*)
- E_{DO} = Scenario di esposizione di domani (scenario *post operam*)
- $\Delta E = E_{\text{DO}} - E_{\text{OG}}$ (variazione di esposizione tra *post* e *ante operam*)
- IC_i = Incidenza Cumulativa di occorrenza della patologia nella popolazione di interesse (IC_{OG} Incidenza Cumulativa *ante*, IC_{DO} Incidenza Cumulativa *post*, IC_{10} Incidenza Cumulativa in corrispondenza di un aumento di $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di inquinante)
- RR_{10} = Rischio Relativo per un aumento di $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di inquinante
 $= T_{10} / T_{\text{OG}}$
- T_i = Tassi di occorrenza della patologia nella popolazione di interesse (T_{OG} tasso *ante*, T_{10} tasso in corrispondenza di un aumento di $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di inquinante)

Applicando il teorema della similitudine dei triangoli si può impostare la proporzione che segue, con i conseguenti sviluppi algebrici:

$$\begin{aligned} (IC_{DO} - IC_{OG}) : (E_{DO} - E_{OG}) &= (IC_{10} - IC_{OG}) : (E_{10} - E_{OG}) \\ IC_{DO} - IC_{OG} &= (IC_{10} - IC_{OG}) \times (E_{DO} - E_{OG}) / 10 \\ &= (IC_{10} - IC_{OG}) \times \Delta E / 10 \end{aligned}$$

Poiché l'incidenza cumulativa lifetime può essere calcolata (nell'ipotesi che valgano le condizioni per il calcolo indicate dai testi classici di epidemiologia: si veda, ad esempio, Kleinbaum DG, Kupper LL, Morgenstern H: Epidemiologic Research, John Wiley & Sons, 1982) a partire dai tassi specifici per età con la formula : $IC = 1 - \exp(-5 \times \sum_{j=i}^k t_{5j})$

$$\begin{aligned} IC_{OG} &= 1 - \exp(-5 \times \sum_{j=i}^k T_{OG\ 5j}) \\ IC_{10} &= 1 - \exp(-5 \times \sum_{j=i}^k T_{10\ 5j}) \end{aligned}$$

Applicando l'approssimazione secondo cui per $X \ll 1$ si ha che

$$1 - \exp^{-X} \cong X$$

e nell'ipotesi che RR_{10} sia costante per tutte le età considerate, si ottiene:

$$\begin{aligned} IC_{OG} &\cong 5 \times \sum_{j=i}^k T_{OG\ 5j} \\ IC_{10} &\cong 5 \times \sum_{j=i}^k T_{10\ 5j} \cong 5 \times \sum_{j=i}^k RR_{10} \times T_{OG\ 5j} \cong 5 \times RR_{10} \times \sum_{j=i}^k T_{OG\ 5j} \end{aligned}$$

e:

$$\begin{aligned} IC_{10} / IC_{OG} &\cong [5 \times RR_{10} \times \sum_{j=i}^k T_{OG\ 5j}] / [5 \times \sum_{j=i}^k T_{OG\ 5j}] \cong RR_{10} \\ IC_{10} / &\cong [5 \times RR_{10} \times \sum_{j=i}^k T_{OG\ 5j}] / [5 \times \sum_{j=i}^k T_{OG\ 5j}] \cong RR_{10} \times IC_{OG} \end{aligned}$$

Quindi:

$$\begin{aligned} IC_{DO} - IC_{OG} &= (IC_{10} - IC_{OG}) \times \Delta E / 10 \cong ((RR_{10} \times IC_{OG}) - IC_{OG}) \times \Delta E / 10 \\ &\cong IC_{OG} \times (RR_{10} - 1) \times \Delta E / 10 \end{aligned}$$

Con la terminologia e le restrizioni di età utilizzate nella VDS si ottiene per ILCR (Incremental Lifetime Cumulative Risk) la formula che segue:

$$\begin{aligned} ILCR_{30-74} &= IC_{DO\ 30-74} - IC_{OG\ 30-74} \cong IC_{OG\ 30-74} \times (RR_{10} - 1) \times \Delta E / 10 \\ &\cong 5 \times \sum_{j=i}^k T_{OG\ 5j} \times (RR_{10} - 1) \times \Delta E / 10 \end{aligned}$$

dove l'indice j vale per le classi quinquennali di età 30-34, 35-39, ..., 65-69, 70-74.

Per completare la dimostrazione secondo cui il valore di ILCR può essere confrontato con i tipici livelli di azione del risk assessment tossicologico per gli effetti cancerogeni (10^{-6} , 10^{-5} , 10^{-4}) occorre ancora un passaggio.

Secondo le indicazioni EPA il valore ILCR si può calcolare a partire dalle UR (Unit Risk) con la formula:

$$ILCR_{UR} = UR \times \Delta E$$

e poiché (World Health Organization: Air Quality Guidelines for Europe. Second Edition. WHO Regional Publications, European Series No 91. Copenhagen, WHO, 2000) nel caso generale viene proposta la relazione:

$$UR = IC \times [(RR - 1) / X]$$

dove X vale 1 quando si considera una esposizione per tutto il giorno, per tutti i giorni, per una vita intera, si ottiene per $ILCR_{UR}$ la formula:

$$ILCR_{UR} = IC \times (RR - 1) \times \Delta E$$

formula di calcolo del rischio lifetime che ha la stessa struttura del ILCR ricavato in precedenza a partire dai tassi di occorrenza.

Ne consegue che, nell'ambito di validità delle ipotesi che sono state esplicitamente richiamate nonché delle altre ipotesi sottese alla validità delle formule qui utilizzate (ma, per semplicità, non direttamente ricordate), è possibile calcolare il ILCR, a partire dai tassi medi di patologia età-specifici per classi quinquennali osservati nell'area allo studio in un determinato periodo, con la formula:

$$ILCR_{30-74} \cong 5 \times \sum_{j=i}^k T_{OG\ 5j} \times (RR_{10} - 1) \times \Delta E / 10$$

e confrontarne poi il valore risultante con i livelli di azione del risk assessment tossicologico per gli effetti cancerogeni (10^{-6} , 10^{-5} , 10^{-4})

[Nota Bene. Anche per ILCR si pone il problema dimostrato in precedenza al Caso 3 relativamente a quale T_{OG} utilizzare per il calcolo]

Questo allegato si compone di 6 pagine – Como, 30 novembre 2021