



Avv. Serena Triggiani
Assessore all'Ambiente, Ciclo rifiuti e bonifiche, Vigilanza Ambientale, Parchi, Rischio industriale, Politiche abitative, Crisi industriali e Politiche di genere
assessore.ambiente.territorio@pec.rupar.puglia.it

Dott. Ing. Paolo F. Garofoli
Direttore del Dipartimento Ambiente, Paesaggio e Qualità Urbana - Regione Puglia
dipartimento.ambiente.territorio@pec.rupar.puglia.it

p.c.
Dott. Michele Emiliano
Presidente della Giunta della Regione Puglia
presidente.regione@pec.rupar.puglia.it

Prof. Giuseppe Pasquale Roberto Catalano
Capo del Gabinetto del Presidente della Giunta della Regione Puglia
capogabinetto.presidente.regione@pec.rupar.puglia.it

Oggetto: ID 90/14415: Stabilimento siderurgico di interesse strategico nazionale Acciaierie d'Italia S.p.A. sito nei comuni di Taranto e Statte – Procedimento per il riesame con valenza di rinnovo dell'Autorizzazione Integrata Ambientale (AIA) rilasciata con provvedimento DVA-DEC-2011-450 del 04/08/2011, modificato con decreto di riesame DVA-DEC2012-547 del 26/10/2012, con DPCM 14/03/14, con DPCM 29/09/2017 e conseguenti atti integrativi. Osservazioni e Commenti a cura del tavolo tecnico regionale ARPA – AReSS - ASL TA alla Relazione Generale di Valutazione di Impatto Sanitario di Acciaierie d'Italia.

Nel Maggio 2023 il Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica (MASE) con nota prot. n.68863 del 02/05/2023 ha pubblicato l'avvio del procedimento di riesame ministeriale con valenza di rinnovo dell'Autorizzazione Integrata Ambientale (AIA) dello stabilimento siderurgico Acciaierie d'Italia S.p.A con identificativo ID 90/14415, nominando la Commissione AIA e il Gruppo Istruttore incaricato all'esame della documentazione pervenuta dal Gestore.

Come comunicato con nota prot. ARPA n. 53390 dello 01/07/2024, sarà compito del Ministero dell'Ambiente – in quanto Autorità Competente per il riesame dell'Autorizzazione Integrata Ambientale – e del Ministero della Salute verificare la completezza e l'adeguatezza della Valutazione di Impatto Sanitario (VIS) presentata dal Gestore.

Non sono stabilite dalle norme competenze per questo procedimento a carico degli Enti scriventi. Tuttavia, al fine di garantire un supporto efficace ed efficiente a Codesta Regione nell'esame della documentazione resa disponibile dal Gestore, il Tavolo Tecnico regionale - costituito da ARPA Puglia, ASL Taranto, AReSS Puglia - ritiene in ogni caso opportuno trasmettere in allegato alla presente una relazione di osservazioni e commenti allo studio di Valutazione di Impatto Sanitario elaborato dal Gestore a seguito della richiesta da parte del Ministero della Salute. Tanto si rimette per le valutazioni e per il prosieguo di competenza.

Distinti Saluti

Il Direttore Generale ARPA Puglia
Avv. Vito Bruno

Il Direttore Generale AReSS Puglia
Dott. Giovanni Migliore

Il Direttore Generale ASL TA
Dott. Gregorio Colacicco



**Valutazione di Impatto Sanitario
ai sensi dell'art. 5 comma 1 lettera b-bis del D.Lgs. 152/06 e s.m.i.**

OSSERVAZIONI e COMMENTI

**A cura di
ARPA-AReSS- ASL TA**

Luglio 2024

In premessa, si ripercorre sinteticamente l'iter che ha portato il Gestore alla produzione della relazione di cui all'oggetto.

Nel Maggio 2023 il Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica (MASE), con nota prot. n.68863 del 02/05/2023, ha pubblicato l'avvio del procedimento di riesame ministeriale con valenza di rinnovo dell'Autorizzazione Integrata Ambientale (AIA) dello stabilimento siderurgico Acciaierie d'Italia S.p.A con identificativo ID 90/14415, nominando la Commissione AIA e il Gruppo Istruttore incaricato all'esame della documentazione pervenuta dal Gestore.

Con nota prot. ARPA n.40850 del 01/06/2023, ARPA Puglia chiariva che nella documentazione resa disponibile sul sito del Ministero, non risultavano incluse valutazioni sanitarie relative allo scenario autorizzativo riferito al completamento degli interventi esposti nel DPCM del 29 settembre 2017. Nella medesima nota, si ricordava che il tavolo tecnico inter-istituzionale ARPA-AReSS-ASL Taranto, a norma del mandato ricevuto con D.D. MATTM n.188 del 27.05.2019, aveva prodotto un Rapporto con gli esiti della Valutazione del Danno Sanitario con riferimento allo scenario emissivo *ante-operam* a 6 mln di tonnellate / anno di acciaio (rif. nota ARPA prot. n.36872 del 18 maggio 2021), che indicava - in estrema sintesi - la permanenza di un rischio sanitario residuo inaccettabile per gli abitanti del quartiere Tamburi di Taranto, il più vicino allo stabilimento.

Secondo il Rapporto, disponibile al link: https://www.arpa.puglia.it/moduli/output_immagine.php?id=5681, per ricondurre ad accettabilità il rischio sanitario associato allo scenario emissivo *ante-operam*, si doveva ridurre l'esposizione pesata per la popolazione (PWE) a PM10 del 64% e a PM2,5 al 48%. Inoltre, si indicava che, da una disamina preliminare, per lo scenario *post-operam* a 8 Mt/anno e con tutti i dispositivi di ambientalizzazione realizzati, i livelli emissivi delle polveri sarebbero stati in aumento rispetto allo scenario ante operam a 6 Mt/anno.

Limitatamente al completamento della fase di verifica relativa allo scenario *post-operam* definito dal Decreto di cui sopra, ovvero riferito al completamento degli interventi esposti nel DPCM del 29 settembre 2017 per una produzione di 8 milioni di tonnellate anno/acciaio, la procedura era pendente e il tavolo tecnico inter-istituzionale era in attesa di ricevere informazioni utili alla definizione di tale scenario da parte del MASE.

Successivamente, nel riscontrare la nota prot. n.196515 del 30/11/2023 del MASE, con nota n.203488 del 12/12/2023, il Ministero della Salute richiedeva approfondimenti, per gli aspetti di salute pubblica, nell'ambito della richiesta di integrazioni pervenuta dalla Commissione AIA-IPPC, al fine di garantire un esercizio dello stabilimento più proteso alla tutela della salute e dell'ambiente e confermava la necessità di accompagnare la definizione della Autorizzazione Integrata Ambientale con una valutazione dell'impatto sanitario (VIS) associata allo scenario emissivo definito nell'istanza di rinnovo, da redigersi secondo le Linee Guida adottate con decreto del Ministero della salute 27 marzo 2019 entro 90 giorni dal ricevimento della nota di richiesta integrazioni.

Rispetto alla richiesta del Ministero della Salute di produrre una VIS entro un termine di 90 giorni, il Gestore, con nota Dir. 3/2024 del 04/01/2024, ribadiva la non applicabilità della valutazione di impatto sanitario (VIS), chiedendo di stralciare la richiesta, in quanto, per legge, non occorreva acquisire una VIS nell'ambito del riesame dell'AIA dello Stabilimento ILVA; tale posizione era già stata precedentemente espressa con la nota Dir. 142/2023 del 03/04/2023 (acquisita al prot. ARPA n.27555 del 19/04/2023).

Con successiva nota Dir. 64/2024 del 13/02/2024, il Gestore precisava che non intendeva prestare acquiescenza alle note prot. n.206005 del 15/12/2023 (richiesta del MASE di trasmissione delle integrazioni documentali indicate dal Ministero della Salute nei modi e nei termini ivi indicati) e prot. n.6373/2024 del 12/01/2024 (con la quale il MASE accoglieva la richiesta di proroga dei termini avanzata delle integrazioni documentali entro il termine massimo di 180 giorni), rispetto alle quali si riservava ogni più ampio diritto, né tantomeno intendeva rinunciare al giudizio RG n. 25/2024 pendente innanzi al TAR Lecce.

Infine, con nota Dir. 229/2024, AdI ha trasmesso all'Autorità Competente la Valutazione di Impatto Sanitario (VIS), elaborata come da richiesta del Ministero della Salute allegata alla nota MASE prot.

n.206005/2023 del 15/12/2023, e riferita a un assetto produttivo post-operam per una produzione di 6 milioni di tonnellate di acciaio all'anno, indicando che sono in corso le medesime valutazioni relative ad una produzione di 8 milioni di tonnellate di acciaio all'anno.

I principali riferimenti alla base della metodologia applicata nello studio VIS trasmesso dal Gestore sono rappresentati dai seguenti documenti: Linee guida concernenti la “Valutazione di Impatto Sanitario (VIS)” adottate con Decreto del Ministero della Salute del 27 marzo 2019 in G.U. il 31 maggio 2019 n. 126; “Linee Guida per la valutazione di impatto sanitario (D.Lgs. 104/2017)” successivamente pubblicate nel Rapporto ISTISAN 19/9; “Linee Guida per la valutazione di impatto sanitario: approfondimento tecnico-scientifico” pubblicate nel Rapporto ISTISAN 22/35.

----- . -----
L'esame di seguito procede secondo l'ordine in cui la Relazione Generale di Valutazione di Impatto Sanitario di Acciaierie d'Italia è organizzata.

Lo studio in premessa descrive lo stabilimento di Taranto, l'assetto produttivo di riferimento e gli interventi previsti dal Piano Ambientale (DPCM 14/03/2014 e DPCM 29/09/2017) oltre che dai provvedimenti autorizzativi precedenti. Pertanto, tale rapporto può essere considerato un documento preliminare e introduttivo rispetto allo studio di VIS corrispondente alla richiesta dai Ministeri di “accompagnare la definizione della prossima Autorizzazione Integrata Ambientale con una valutazione dell'impatto sanitario (VIS) associata allo scenario emissivo definito nell'istanza di rinnovo.”

Viene dichiarato che, nell'ambito del Riesame AIA -in corso- dello stabilimento di Taranto (procedimento ID 90/14415), l'identificazione e la quantificazione degli effetti delle emissioni in atmosfera e il confronto con gli standard di qualità dell'aria sono stati sviluppati e valutati nell'Allegato D6¹. Rispetto a quest'ultimo elaborato si segnala il rimando anche al correlato allegato D5 (Relazione tecnica su dati meteo climatici utilizzati per l'identificazione e quantificazione degli effetti in aria ambiente)².

Con riferimento agli scenari oggetto di valutazione (**Capitolo 1.1**), il Gestore dichiara che: “è stata utilizzata la medesima metodologia considerata da ARPA Puglia per studi precedenti di impatto delle emissioni dello stabilimento. [...] In particolare si condividono il dominio di calcolo e la risoluzione orizzontale, i campi meteorologici, i modelli e le principali impostazioni considerate per il loro utilizzo”. Inoltre, nell'ambito dello studio VIS, il Gestore ha ritenuto opportuno far riferimento agli scenari:

- *scenario emissivo dello stabilimento connesso ad una produzione di 6 Mton acciaio/anno, antecedente alla completa attuazione degli interventi di adeguamento ambientale volti alla riduzione delle emissioni convogliate e diffuse in atmosfera previsti dal DPCM 29/09/2017. Tale scenario verrà per brevità definito della presente valutazione come scenario “ante operam”. Il quadro emissivo considerato per il cosiddetto scenario “ante operam” è quello approvato con nota MATTM ‘CreSS_04-6751_2021-0006’ (prot. ARPA n. 0011822 del 17/02/2021) e riportato a seguire, estratto dal “Rapporto di Valutazione del Danno Sanitario (VDS) ai sensi del Decreto Direttoriale MATTM n.188 del 27 maggio 2019 - 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), Rapporto complessivo, Anno 2021” elaborato da AReSS, ASL Taranto e ARPA Puglia.*

- *scenario emissivo autorizzato (post-operam) correlato ad una produzione di 6 milioni di tonnellate di acciaio all'anno considerando conclusi gli interventi di adeguamento ambientale volti alla riduzione delle*

¹ <https://va.mite.gov.it/it-IT/Oggetti/Documentazione/2038/14415>

Elaborato MITE - 2023 - 025355 ALLEGATI_3_DI_3.zip\Parte_D\All_D “Allegato D6 – Identificazione e quantificazione degli effetti delle emissioni in atmosfera e confronto con gli standard di qualità dell'aria”.

² Allegato D.5 – Relazione tecnica su dati meteo climatici utilizzati per l'identificazione e quantificazione degli effetti in aria ambiente

emissioni convogliate e diffuse in atmosfera previsti dal DPCM 29/09/2017, approvato dal MiTE con nota prot. 86382 del 11/07/2022 sempre nell'ambito del suddetto procedimento di riesame dell'AIA."

Il set di inquinanti individuato per gli scenari emissivi di cui sopra è composto da: Benzo(a)pirene; Naftalene; Metalli (As, Ni, Cd, Pb, Se, Cr VI, Cu, Hg); Benzene; PCB; PCDD+ PCDF; PM10; PM2.5; Polveri totali.

In proposito si osserva che:

- negli scenari simulati manca la quota di benzene (C6H6) attribuibile alle emissioni fuggitive dall'area di trattamento gas coke - sottoprodotti di cokeria. Tale integrazione di stima è necessaria anche alla luce degli aumenti di concentrazione, registrati a partire dal 2019, di questo inquinante nelle centraline di QA previste dall'AIA dello stabilimento (compresa 'Orsini') e nella centralina della RRQA denominata Machiavelli, prossima all'area industriale di Taranto oltre che ad esito delle rilevazioni strumentali (campagna di monitoraggio Benzene con strumentazione portatile Pyxis GC), effettuate da ARPA all'interno dello stabilimento in area cokeria e in area trattamento gas-coke e sottoprodotti;

- mancano dati di emissione di idrogeno solforato (H₂S) da fonti convogliate (camini afferenti all'area AFO e desolfurazione-COK) e diffuse (granulazione loppa in vasca – area AFO). Tale inquinante, pur presente nei monitoraggi e nelle stime previste dall'AIA, non è stato mai preso in considerazione sino ad ora.

Circa queste carenze degli scenari alla base dello studio, si evidenzia quanto recentemente indicato con sentenza dalla Corte di Giustizia Europea³, in particolare il punto: 2) *La direttiva 2010/75 deve essere interpretata nel senso che: ai fini del rilascio o del riesame di un'autorizzazione all'esercizio di un'installazione ai sensi di tale direttiva, l'autorità competente deve considerare, oltre alle sostanze inquinanti prevedibili tenuto conto della natura e della tipologia dell'attività industriale di cui trattasi, tutte quelle oggetto di emissioni scientificamente note come nocive che possono essere emesse dall'installazione interessata, comprese quelle generate da tale attività che non siano state valutate nel procedimento di autorizzazione iniziale di tale installazione.*

Si ritiene, pertanto, opportuno che vengano integrate queste sorgenti emissive ed inquinanti.

Come sopra evidenziato, le simulazioni modellistiche condotte per la ricostruzione dell'esposizione alla base della VIS sono state prodotte dal Gestore nell'ambito del Riesame AIA dello stabilimento di Taranto (procedimento ID 90/14415). A riguardo viene specificatamente richiamato quale riferimento l'Elaborato MITE - 2023 - 025355 ALLEGATI_3_DI_3.zip ed in particolare l'allegato D6 che descrive i "risultati delle simulazioni modellistiche condotte dal Gestore al fine di identificare e quantificare gli effetti sulla qualità dell'aria indotti dalle emissioni degli inquinanti emessi dallo Stabilimento Siderurgico di Taranto, della società Acciaierie d'Italia S.p.A." e l'allegato D5 che descrive i dati di input meteorologici e territoriali in input alle simulazioni di impatto oltre alle caratteristiche e alle impostazioni del modello di dispersione in atmosfera "SPRAY" utilizzato per il calcolo delle ricadute al suolo degli inquinanti emessi dallo stabilimento di Taranto.

In generale le mappe modellate dal Gestore (**Allegato 2 allo studio di VIS**) per la media annuale mostrano distribuzioni spaziali e concentrazioni massime analoghe a quelle modellate da ARPA Puglia per lo scenario emissivo a 6 Mln *post-operam*. Alcune differenze significative, tuttavia, si rilevano per il particolato sottile. Tali differenze, marcate per il PM10 e relativamente meno per il PM2.5, potrebbero essere attribuite a scelte specifiche condotte dal Gestore in relazione, ad esempio, alla spazializzazione delle emissioni da movimentazione, rispetto a quanto fatto da ARPA. Tuttavia, in proposito, si richiama la stessa indicazione del Gestore, già citata in precedenza, "è stata utilizzata la medesima metodologia considerata da ARPA Puglia per studi precedenti di impatto delle emissioni dello stabilimento. [...] In particolare si condividono il dominio di calcolo e la risoluzione orizzontale, i campi meteorologici, i modelli e le principali impostazioni considerate per il loro utilizzo". Non risulta tuttavia possibile confutare tale ipotesi, cioè che sia effettivamente stata operata

³ Sentenza della Corte di Giustizia nella causa C-626/22 Ilva e altri

una diversa spazializzazione delle emissioni dovute alla movimentazione rispetto a quanto fatto da ARPA, basandosi sui soli documenti a disposizione, che non chiariscono tali aspetti.

Per quanto riguarda l'area di studio, analizzando le mappe di ricaduta al suolo delle concentrazioni medie annue degli inquinanti per l'assetto emissivo già autorizzato, il Gestore ha identificato come principali aree di potenziale impatto quelle rappresentate dal territorio comunale di Taranto e da quello di Statte (indicate per brevità come "Area di Taranto") e, per le valutazioni di maggior dettaglio, il quartiere Tamburi (**Par. 1.2 Caratterizzazione dell'area di interesse**).

Nel **paragrafo 1.2.1 e 1.2.2** sono riportati in maniera esaustiva la caratterizzazione demografica e il profilo socio-economico della popolazione esposta, mentre nel **paragrafo 1.2.3 Identificazione recettori sensibili** si identificano e localizzano mediante mappa tutti i recettori sensibili presenti nell'area in studio.

Il Gestore inoltre, riporta, alla fine del **paragrafo 1.2.1**, le distribuzioni spaziali della popolazione residente nelle sezioni di censimento 2021 comprese nell'area di interesse, dichiarando che tale livello di disaggregazione è quello utilizzato per le valutazioni di impatto successive.

Con riferimento all'identificazione dei percorsi di esposizione (**paragrafo 1.4**), è stata considerata la sola via di esposizione inalatoria, essendo questa la modalità di esposizione diretta per tutta la popolazione. Al riguardo il Gestore giustifica la scelta riportando che: "La valutazione di impatto sanitario viene incentrata sui percorsi che riguardano la componente "atmosfera" in quanto quella principalmente interessata dai miglioramenti attesi a seguito dell'attuazione del Piano Ambientale. Sono quindi le emissioni continue in atmosfera (convogliate e diffuse) a rappresentare gli impatti prevalenti da indagare ed analizzare in ambito VIS ed il percorso di esposizione prevalente ed analizzato nel presente studio è quello di tipo di diretto per inalazione."

Nel **sotto-paragrafo 1.5.2 Evidenze tossicologiche**, si riporta che: "I rischi relativi per l'incremento di mortalità indicati da WHO per un incremento di $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di PM10 nell'aria ambiente sono in sé molto bassi (1,0074) e altrettanto vale per quanto concerne le stime italiane (che portano ad un valore circa doppio)."

Tale dato fa riferimento a stime non recenti: nello stesso documento, al **paragrafo 2.1.2 Risk Assessment Epidemiologico**, sono riportati i rischi relativi stimati nel 2020 ai fini dell'aggiornamento del documento *Air Quality Guidelines* (AQG) dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS), superiori a quelli riportati nel testo.

In relazione alla caratterizzazione dello stato di salute nell'*assetto ante-operam*, le Linee Guida ISS del 2019 e il Rapporto ISTISAN 22/35 forniscono precise indicazioni ai Proponenti per la elaborazione del profilo di salute in fase di *scoping* e segnalano l'opportunità di richiamarsi eventualmente alle evidenze disponibili da studi precedenti per un migliore inquadramento dei risultati. **L'obiettivo è quello di evidenziare potenziali criticità nello stato di salute della popolazione, che potrebbero essere ulteriormente aggravate dall'opera in esame, in una prospettiva quindi di prevenzione rispetto ad eventi futuri.**

Il **capitolo 1.6** del Rapporto VIS di AdI non sembra rispettare questa impostazione. Gli Autori dedicano diversi paragrafi al commento di dati epidemiologici già pubblicati e, solo successivamente, presentano i risultati relativi alla caratterizzazione dello stato di salute *ante-operam*. La sezione relativa all'analisi della letteratura scientifica disponibile appare finalizzata non tanto alla migliore interpretazione dei risultati presentati, quanto alla formulazione di osservazioni critiche e di contestazioni che risultano fuori contesto e non pertinenti: tanto si evince anche dallo squilibrio di spazio dedicato a questa sezione (65 pagine), rispetto all'analisi sito-specifica degli indicatori selezionati, che occupa invece appena 5 pagine.

Ancora meno pertinente appare la lunga sezione dedicata ad una sorta di revisione critica dello studio di coorte residenziale, articolata come se fosse una sorta di memoria difensiva, che riporta diverse considerazioni errate nel merito, oltre che – come si è detto – nel metodo.

Dal punto di vista generale, deve essere rilevata una contraddizione di fondo: gli Autori riportano una disamina delle evidenze di letteratura relative agli effetti sanitari associati al particolato atmosferico, a breve e lungo termine, che sono state costruite anche e soprattutto attraverso studi di coorte. Quando, però, si riportano i commenti allo studio di coorte realizzato a Taranto, il focus principale è posto nel sottolineare i limiti che sono comuni in questo tipo di indagine, nell'invocare il ruolo dei fattori di confondimento, nel negare l'evidenza di un danno. Insomma, per gli estensori della relazione, è come se l'inquinamento producesse un danno sanitario ovunque (evidenza acclarata), ma per quanto riguarda Taranto questo danno non si potesse stabilire.

Al termine della lunga disamina degli studi, nelle conclusioni gli Autori ancora una volta travisano il significato della procedura di caratterizzazione del profilo di salute della popolazione: pur riconoscendo l'esistenza di molteplici eccessi di rischio, evidenziati in modo coerente in tutta la letteratura riguardante l'area di Taranto, negano la presenza di una criticità sanitaria in quanto tali eccessi non sarebbero correlabili ai contaminanti emessi dall'ex ILVA. Tale affermazione, oltre che discutibile, è del tutto fuori contesto, per i motivi ampiamente discussi in precedenza e ripresi in appendice, dove vengono riportati riscontri puntuali alle numerose inesattezze contenute in questa sezione del documento.

Nonostante l'estesa sezione di rassegna degli studi pre-esistenti, si rileva l'assenza di riferimenti a:

- Gli studi di biomonitoraggio umano, condotti anche nell'ambito delle attività previste dalla prescrizione n. 93 dell'AIA, mentre vengono citati gli studi ecotossicologici relativi;
- I risultati delle attività di monitoraggio straordinario della contaminazione da PCDD/F e PCB in alimenti e mangimi condotti dalla ASL di Taranto e pubblicati sia sul sito della ASL che su diverse riviste scientifiche

Con riferimento allo studio, pure citato, relativo alle endometriosi, non vengono riferite le criticità riscontrate in merito ai dosaggi dei metaboliti degli IPA.

Infine, nel discutere il recente Report sulla Mortalità elaborato dalla ASL di Taranto, che ribadisce i consolidati eccessi di rischio, a pagina 138 gli Autori del rapporto VIS AdI dichiarano:

“dando per scontato che risulta logico e auspicabile che si intervenga preventivamente su tutti i fattori di rischio evitabili, non solo sull'inquinamento ambientale, per quanto riguarda il rilievo della “pressione ambientale” a cui sarebbero sottoposti alcuni Comuni dove si sono riscontrati eccessi di mortalità occorre analizzare i dati che la Pubblica Amministrazione mette a disposizione. In particolare, nelle conclusioni nel rapporto di ARPA sulla qualità dell'aria di Taranto (ARPA Puglia 2022) risulta quanto segue:” “In nessun sito del Comune di Taranto - sempre a partire dal 2012 - è stato mai superato il valore limite previsto dal D. Lgs. n.155/2010 sulla media annuale del PM10, pari a 40 µg/m³, e nemmeno il numero massimo di 35 superamenti del valore di 50 µg/m³ sulla media giornaliera del PM10”.

Il testo prosegue con una serie di estratti nei quali si riporta la conformità dei rilevamenti ambientali nell'area analizzata con i limiti dettati dal Dlgs 155/2010.

Come già riportato più volte dagli Enti scriventi, sulla base di numerose evidenze nazionali e internazionali, e come ormai stabilito anche da pronunciamenti in diverse sedi giudiziarie, il rispetto dei limiti ambientali di legge non garantisce di per sé l'assenza di effetti sulla salute umana. Questo aspetto è peraltro riconosciuto anche da AdI: infatti, il rapporto prosegue in questo modo a pagina 138-139:

“Pur considerando la divergenza tra l'approccio ambientale e sanitario (health based) in particolare per gli inquinanti inclusi nella normativa di settore (D.Lgs. 155/2010) i valori di PWE (vedi oltre) calcolati per Taranto per il PM10 e il PM2,5 mostrano un rischio “pesato” comparabile con i livelli di qualità dell'aria proposti dall'OMS per proteggere la salute umana.”

Va segnalato che le linee guida OMS (così come i limiti del D.lgs. n.155/2010) si riferiscono, ovviamente, alla concentrazione complessiva dell'inquinante proveniente da tutte le possibili fonti emissive:

confrontare il contributo specifico dello stabilimento con i valori proposti da OMS è una procedura artificiosa, utile a sostenere la tesi che la fabbrica rispetterebbe non solo gli standard di legge sulla qualità dell'aria, ma anche le Linee Guida OMS 2021. Se questa procedura fosse valida, o almeno rilevante per garantire l'assenza di rischio sanitario, non ci sarebbe bisogno di effettuare una procedura formale di VIS.

In relazione al **paragrafo 1.6.3** *Analisi sito specifica su mortalità ed ospedalizzazioni*, si citano le Linee Guida del 2019 ma non vengono invece rispettate le indicazioni del Rapporto ISS 35/2022, in primo luogo circa la modalità di rappresentazione dei risultati. Tali indicazioni non sono, evidentemente, di natura estetica, ma funzionali a rendere leggibili i risultati ottenuti. ISS raccomanda che: *I risultati relativi ai Rapporti Standardizzati Indiretti vanno rappresentati in forma tabellare includendo l'etichetta delle cause e i rispettivi codici nosologici, i casi osservati per genere, gli indicatori epidemiologici con la loro incertezza statistica. genere. Mentre per i tassi standardizzati diretti, ISS indica che questi possono essere rappresentati nei diversi periodi temporali a confronto tramite tabelle o grafici.*

Nel documento principale sono invece riportati, per i rapporti standardizzati (chiamati dagli Autori tassi standardizzati indirettamente) alcuni grafici, aggregando entrambi i sessi (nonostante gli Autori criticino questa modalità quando adottata nello studio di coorte, in cui peraltro sono comunque disponibili le stime stratificate). Non è chiaro se i valori riportati nei grafici facciano riferimento, come probabile, all'intero periodo esaminato (2014-2019), dal momento che nell'allegato 3 non sono presenti i risultati relativi ma solo quelli per ciascuno degli anni in analisi. In ogni caso, trattandosi di rapporti standardizzati con metodo indiretto la legenda dei grafici contiene un refuso, nell'indicare che i valori riportati corrispondano ad un tasso per 1000 abitanti: la stima proviene da un rapporto tra eventi osservati ed eventi attesi. La scelta del valore massimo dell'asse delle ordinate, posto arbitrariamente al valore di 1,60 (per tutte le cause, tranne che per il tumore del polmone - 1,2 - e le malattie dell'apparato digerente -1,4), laddove le stime di rischio difficilmente superano valori 1,3, rende scarsamente apprezzabili le differenze tra i confronti presentati.

Nelle tabelle dell'**Allegato 3** i risultati sono nuovamente aggregati per genere ma presentati per singolo anno, cosa che rende diverse stime (quasi tutte quelle riferite al piccolo comune di Statte) instabili e scarsamente interpretabili. Il Rapporto ISTISAN 22/35 fa riferimento a periodi quinquennali, anche per limitare le oscillazioni dovute al caso, che diventano rilevanti in caso di bassa numerosità di eventi (per patologie rare) o di popolazione (come nel caso del Comune di Statte).

L'affermazione: "Dall'analisi dei risultati dei grafici sopra riportati emerge che, in termini generali, i tassi medi standardizzati dei comuni di Taranto e Statte sono sostanzialmente allineati ai tassi regionali e provinciali di riferimento" appare smentita dai grafici riportati dagli stessi autori, dai quali -seppur con fatica vista la modalità di rappresentazione di cui abbiamo accennato sopra - si vede comunque che i tassi per Taranto sono più elevati del confronto regionale e provinciale. Gli stessi Autori dichiarano che, per il comune di Taranto, hanno rilevato *eccessi statisticamente significativi limitati per il periodo 2016-2019 per tutte le cause, cause naturali, malattie sistema circolatorio, malattie ischemiche del cuore (2017-2019), tumori della trachea bronchi e polmoni (2017-2018), malattie respiratorie acute (2018-2019), malattie polmonari croniche (2019).*

Vale la pena di sottolineare che tali risultati risultano di fatto allineati con le evidenze epidemiologiche lungamente discusse nelle sezioni precedenti del rapporto, e configurano, incontrovertibilmente, una situazione di criticità nel profilo di salute della popolazione.

Con riferimento al **capitolo 2** relativo alla fase di valutazione, in linea generale, si segnala che il consulenti del Gestore hanno redatto la valutazione di impatto sanitario secondo l'approccio tossicologico ed epidemiologico utilizzando la medesima impostazione adottata dal Tavolo tecnico-regionale per le valutazioni del danno sanitario redatte ai sensi del D.D. 188/2019 e ai sensi della L.R. 21/2012.

A partire dai dati di emissione dello stabilimento siderurgico di Taranto, la valutazione tossicologica è stata realizzata per gli inquinanti per i quali sono noti effetti cancerogeni e/o non cancerogeni per esposizione per via inalatoria, di seguito riportati:

- IPA: Benzo[a]pirene e Naftalene;
- Organici: Diossine, PCB;
- Metalli: Arsenico, Cadmio, Cromo, Mercurio, Nichel, Piombo, Selenio;
- Inquinanti gassosi: Benzene (C₆H₆).

Oltre a questi inquinanti, utilizzati nella fase di valutazione tossicologica, il Gestore ha stimato l'impatto sanitario attribuibile alle frazioni di particolato PM₁₀ e PM_{2,5} e al Benzene adottando l'approccio epidemiologico.

Entrando nel merito della valutazione tossicologica, il Gestore effettua il calcolo del rischio cancerogeno e non cancerogeno per l'area di Taranto e per il quartiere Tamburi sia nell'assetto a 6 Mln (*ante-operam*) che in quello a 6 Mln *post-operam*, disaggregato per durata di esposizione (70 anni, 30 e 6) al fine di tenere conto delle differenze di esposizione lungo tutta l'arco di vita.

Con riferimento a quest'ultimo aspetto, l'informazione supplementare che si ottiene disaggregando il rischio per durata di esposizione, è una informazione di un qualche interesse poiché evidenzia la variabilità del rischio. Tuttavia, seguendo un approccio conservativo, è il valore del rischio legato all'esposizione per tutta la vita – *lifetime* (ED=70 anni) che deve essere considerato per una gestione preventiva del rischio.

Per quanto riguarda la sezione “*Sostanze con rischio tossico*” del **paragrafo 2.1.1 Risk Assessment Tossicologico** si segnala che:

- Come già segnalato manca l'emissione di idrogeno solforato (H₂S).
- con riferimento al Nichel non è stato considerato l'aggiornamento al 2023 della Reference Concentration.
- per quanto riguarda le Reference Concentration associate ai parametri di interesse (Tabella 38) non sono esplicitate le fonti bibliografiche.
- Nella Tabella 44 e tabella 45 non sono riportati i risultati relativi al sistema endocrino e immunitario.

Per la stima del rischio è stata utilizzata la concentrazione stimata in termini di *Population Weighted Exposure* (PWE). Il Gestore riporta che: “*Per la valutazione del rischio sanitario, come concentrazione di esposizione media annuale, sono stati utilizzati i valori di Population Weighted Exposure (PWE), calcolata pesando le concentrazioni di ciascun inquinante al suolo per la popolazione residente (Area di Taranto e Quartiere Tamburi). L'approccio proposto consiste quindi nel calcolo della PWE, ovvero la media dei valori di esposizione di ciascuna sezione, pesata per il numero di abitanti di ciascuna sezione di censimento target. Ogni soggetto è esposto all'inquinante considerato come media dei valori che ricadono all'interno della sezione di riferimento. I valori minimo e massimo dell'inquinante nelle sezioni di censimento costituiscono intervalli di variabilità nella stima dell'esposizione. L'assunzione alla base di questa valutazione è la distribuzione uniforme della popolazione all'interno di ciascuna sezione di censimento. Nel caso di una sezione di censimento compresa solo parzialmente nell'area di interesse è stata calcolata la percentuale proporzionale alla parte di sezione che ricade nell'area. Si ricorda che le stesse Linee Guida VIS ne consigliano l'utilizzo sia per l'approccio tossicologico che per quello epidemiologico.*”

Seppure, in linea generale, sia corretto l'approccio di considerare le PWE, si deve tuttavia tenere in considerazione che tale raccomandazione deve essere letta in combinazione con quella riportata nelle medesime Linee Guida nel paragrafo successivo e relativo al calcolo della dose per via inalatoria (“*è fortemente raccomandato di effettuare la stima della dose per una serie di individui, oltre a quello adulto tipo, in modo da includere anche soggetti potenzialmente vulnerabili come bambini e anziani o soggetti che nell'area svolgono attività motorie importanti, che aumentano la frequenza respiratoria (Soggiu et al., 2006)*”). Infatti, se l'obiettivo è, anche nella procedura di *risk assessment* tossicologico, quello di stimare un

rischio quanto più specifico possibile rispetto alla popolazione “reale” potenzialmente esposta, non ci si può limitare all’uso della PWE; nell’approccio epidemiologico, la potenziale vulnerabilità è presa in considerazione attraverso l’uso dei tassi di mortalità di background.

In assenza di una procedura che individui la quota di soggetti potenzialmente vulnerabili e introduca i parametri individuali (peso e rateo) opportuni, come indicato nell’Allegato 1 alle Linee Guida, è necessario utilizzare, per rispondere compiutamente agli scopi di prevenzione e protezione della VIS il valore massimo delle ricadute al suolo.

In ambito AIA, infatti, il fine è prevenire gli impatti negativi sulla salute della popolazione rispetto alla capacità massima produttiva dell’impianto fissata nel provvedimento autorizzativo. È dunque opportuno utilizzare il valore massimo delle ricadute al suolo degli inquinanti piuttosto che quello medio, ciò al fine di determinare l’esistenza di impatto sanitario aggiuntivo della popolazione.

Di conseguenza, il Gestore dovrebbe stimare il rischio anche in corrispondenza delle concentrazioni misurate nell’area di massimo impatto o in corrispondenza dei recettori sensibili individuati al paragrafo 1.2.3.

Il Gestore, inoltre, si limita a rappresentare in forma tabellare il rischio medio sostanza-specifico e per il totale delle sostanze considerate. Solo nelle conclusioni riporta che i valori massimi di rischio fuori perimetro dello stabilimento sono inferiori alla soglia di 1 per il rischio non cancerogeno e inferiori alla soglia di 1:10.000 per il rischio cancerogeno, senza specificare il relativo valore puntuale. Inoltre, non fa alcun riferimento alla soglia US-EPA, rispetto a cui il valore di rischio riferito è compreso nel range che rinvia l’eventuale adozione di ulteriori interventi tesi alla riduzione dell’esposizione a valutazioni discrezionali, che tengano conto del contesto.

Sarebbe opportuno produrre una mappa del rischio cancerogeno per esposizione life-time alle concentrazioni modellizzate degli inquinanti considerati.

Per quanto riguarda la formula riportata a pag.180, il Proponente riferisce che è stata utilizzata per il calcolo della concentrazione. Si chiarisce che la formula così riportata si riferisce al calcolo della concentrazione dell’esposizione (EC), che incorpora anche la concentrazione del contaminante in aria dell’inquinante.

Con riferimento alle formule applicate per la stima del rischio cancerogeno e di quello non cancerogeno, si fa presente che essendo ora disponibili nelle banche dati tossicologiche i coefficienti di rischio (*inhalation Unit Risk*, UR o IUR definito come il limite superiore di rischio di cancro stimato, per tutta la vita, derivante da una continua esposizione a un contaminante, presente nell’aria, ad una concentrazione $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, nel caso del rischio cancerogeno; *Reference Concentration* ovvero la stima dell’esposizione giornaliera della popolazione umana, inclusi sottogruppi sensibili, per l’intero arco della vita, che si prevede sia priva di effetti dannosi, nel caso del rischio non cancerogeno), gli stessi possono essere applicati direttamente alle concentrazioni atmosferiche, per ricavare la stima di rischio sia cancerogeno che non cancerogeno.

Nella sezione relativa alle Sostanze cancerogene (**pag. 186**), il Proponente fa riferimento a tale impostazione, tuttavia i risultati sono riportati distinguendo per durata di esposizione a 70, 30 e 6 anni, per cui per la stima della Concentrazione C_{air} sembrerebbe essere stata applicata la stessa formula indicata per il calcolo del rischio non cancerogeno.

Per quanto riguarda la stima dell’impatto sanitario con approccio epidemiologico (**paragrafo 2.1.2 Risk Assessment Epidemiologico**), il Gestore applica la stessa metodologia adottata dal tavolo tecnico regionale ARPA-AReSS-ASL TA per la VDS 2021, approccio consolidato per il calcolo dei casi attribuibili all’esposizione agli inquinanti atmosferici nell’ambito anche delle procedure di autorizzazione ambientale.

Con riferimento alle polveri, il Gestore utilizza le stesse Funzioni Concentrazioni Risposta adottate nel rapporto VDS 2021 redatto dal Tavolo tecnico regionale ai sensi del D.D. n.188/2019, gli stessi gruppi/cause di morte e i dati di mortalità di background forniti dal Tavolo-tecnico con note prot. AReSS_Puglia / AReSS / 19.07.2023/0002285 e prot. AReSS_Puglia / AReSS / 17.03.2022 / 0001123.

La popolazione, invece, è quella residente nelle sezioni di censimento comprese all'interno dell'area di interesse individuata, alla data dell'ultimo censimento ufficiale ISTAT del 2021.

Si segnala che la formula [4] riportata nella VDS 2021 per il calcolo dei decessi attribuibili contiene un refuso. Sebbene con la formula corretta i risultati varierebbero in modo molto trascurabile, sarebbe opportuna comunque una correzione degli stessi applicando la seguente formula:

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

dove:

$$AF = \frac{\left\{ \exp\left[\frac{\ln(RR)}{10} * C\right] - 1 \right\}}{\exp\left[\frac{\ln(RR)}{10} * C\right]}$$
 rappresenta la proporzione della mortalità nella popolazione esposta attribuibile all'inquinamento atmosferico corrispondente a C;

B_0 è il tasso di mortalità di background dell'esito sanitario considerato nella popolazione;

P è la popolazione esposta.

Il Gestore riporta che la concentrazione C utilizzata nella formula [4] si riferisce alla PWE stimata per gli inquinanti. Sarebbe opportuno specificare se i valori di concentrazione sono pesati per la popolazione residente nelle sezioni di censimento come precisato per l'approccio tossicologico (pag.180).

La frase riportata a pag. 197 "Ai fini della stima degli impatti relativa ai residenti nel quartiere Tamburi, è stato necessario procedere all'attribuzione del quartiere di residenza per i soggetti deceduti a Taranto nel periodo 2015-2017 attraverso il linkage con l'archivio anagrafico comunale di Taranto aggiornato al 13.10.2019, da cui è stato possibile ricavare l'indirizzo di residenza e il relativo quartiere al momento del decesso" è verosimilmente un refuso, dovuto ad un copia-incolla dal rapporto VDS 2021: al Gestore è stata resa disponibile esclusivamente l'informazione relativa alla residenza nel quartiere Tamburi o in altra zona di Taranto e non gli indirizzi di residenza; quanto riportato in questa affermazione circa le procedure utilizzate per l'attribuzione della residenza deve essere corretto.

Con riferimento all'associazione tra mortalità per cause naturali e PM_{2,5}, si segnala la FCR derivante dallo studio condotto da Hoffmann et al. (2022), la quale analizza studi più recenti condotti in Europa, in particolare i risultati dello studio *Effects of Low-Level Air Pollution: A Study in Europe* – ELAPSE, riflettendo in tal modo i dati demografici, la qualità dell'aria e i modelli di esposizione, i sistemi sanitari (in particolare per i risultati basati su database amministrativi) e tassi di mortalità e morbilità di base della popolazione europea. Tale FCR (pari a 1,118, con IC 95%: 1,060-1,179) è maggiore della stima di effetto riepilogativo di 1,08 (IC 95%: 1,06, 1,09) della revisione sistematica dell'OMS. E' pertanto consigliata un'analisi aggiuntiva con riferimento alla FCR sopra segnalata.

Il processo di valutazione degli impatti non è completo: manca il confronto con le soglie di accettabilità del rischio stimato in analogia con le procedure adottate per il rischio stimato attraverso l'approccio tossicologico.

Si evidenzia che, la relazione algebrica tra UR tossicologico e RR epidemiologico indicata dall'OMS rende possibile, per il tumore al polmone, una valutazione del livello di accettabilità del rischio incrementale di sviluppare un tumore nel corso della vita, basato sui livelli massimi accettabili di esposizione della popolazione indagata. Pertanto, si rende necessario effettuare un confronto con l'approccio di tipo tossicologico, a partire dalla relazione algebrica tra UR tossicologico e RR epidemiologico indicata dall'OMS, stimando l'*Incremental Lifetime Cumulative Risk (ILCR)* per tumore del polmone associato all'esposizione a PM_{2,5} e PM₁₀, ovvero il rischio cumulativo di sviluppare un tumore del polmone nel corso della vita associato all'esposizione considerata, calcolato secondo la seguente formula:

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

Dove:

$P_{cri(30-74)}$ è il rischio cumulativo di morire per tumore del polmone tra 30 e 74 anni nell'area in studio;

$\left\{ \exp \left[\frac{\ln(RR)}{10} * C \right] - 1 \right\}$ rappresenta l'incremento di rischio di tumore polmonare corrispondente a C, ovvero alla PWE a PM2,5 e PM10, per i soggetti con più di 30 anni, che può essere calcolato considerando sia il RR per tumore al polmone per incrementi di 10 µg/m³ di PM2,5 e di PM10 che i limiti inferiore e superiore del suo intervallo di confidenza al 95%.

I risultati devono essere confrontati con i criteri di accettabilità del rischio tossicologico proposti dall'US-EPA.

Si vuole segnalare in proposito che con nota del 19.07.2021 il MITE (ora MASE) ha coinvolto il Ministero della Salute, al fine di acquisire un parere circa la correttezza della metodologia adottata nel rapporto redatto ai sensi del D.D. 188/2019 dagli Enti regionali. Il Ministero della Salute, con nota del 25.01.2022, mediante il suo organo tecnico-scientifico, l'Istituto Superiore di Sanità (ISS), ha riferito che: "Per quanto riguarda i criteri di accettabilità del rischio stimato con approccio HIA attraverso la stima dell'*Incremental Lifetime Cumulative Risk - ILCR* si ritiene che la metodologia e le assunzioni fatte siano condivisibili".

A titolo puramente informativo, si evidenzia infatti che, se il Gestore avesse applicato la procedura descritta, si sarebbero ottenute stime analoghe a quelle evidenziate dal Tavolo tecnico nel rapporto VDS 2021 per lo scenario *ante-operam* a 6 Mln di tonnellate di acciaio l'anno. Inoltre, da una preliminare disamina, anche per lo scenario a 6 Mln *post-operam* risulterebbero valori di ILCR superiori alla soglia di accettabilità (1:10.000) per il quartiere Tamburi, sia con riferimento all'esposizione a PM10 che a PM2,5, ponendosi al di sopra delle PWE soglia indicate nella VDS 2021, per raggiungere le quali si indicava una riduzione rispettivamente del 64% e del 48% delle concentrazioni medie annuali rispetto all'*ante-operam*.

Ancora, relativamente a questo paragrafo (ma anche con riferimento al corpo della relazione), si segnalano alcune carenze circa la descrizione dello stato di qualità dell'aria:

– relativamente agli inquinanti in aria ambiente sono riportate solo due tabelle riferite a PM10 e PM2.5, alle pagine 203-204, con le medie annue per il periodo 2017÷2022. A pag. 138 del documento, inoltre, si fa specifico richiamo ad un passaggio della relazione ARPA, tuttavia non vi sono commenti specifici sugli andamenti del benzene registrati negli ultimi anni (a partire dalla fine dell'anno 2019);

– vengono richiamate le conclusioni del Rapporto di ARPA sulla qualità dell'aria di Taranto (ARPA Puglia 2022) per tutti gli inquinanti PM10, PM2.5, metalli e BaP nel PM10 e gassosi, tranne che per il Benzene;

A pag. 199, nella sezione "*Approfondimento relativo al benzene*", viene brevemente affrontato il tema degli effetti sanitari del Benzene, ma non viene discusso il trend delle misure degli ultimi 4 anni.

In particolare, è stata condotta una valutazione con approccio epidemiologico relativa ad associazione tra Benzene e leucemia. È stato utilizzato il RR stimato nello studio "*Flexible Meta-Regression to Assess the Shape of the Benzene–Leukemia Exposure–Response Curve*" di Vlaanderen et al. del 2009.

Gli Autori del documento propongono alcune considerazioni sugli effetti dell'inquinante benzene: "*Sebbene esista un ampio consenso nella comunità scientifica sul fatto che il benzene sia un leucemogeno per gli adulti, il rischio di esposizione al benzene per la leucemia infantile è ancora in discussione (Sun et al., 2022; Symanski et al., 2016) e il numero di studi sull'analisi del rischio di leucemia indotta da benzene nell'infanzia è esiguo.*"

Tutto il paragrafo e la relativa discussione vertono essenzialmente sulla difesa di due tesi: l'assenza di solide evidenze sull'associazione fra benzene e leucemie infantili; la presunta assenza di studi sulla forma della funzione concentrazione risposta alle dosi inferiori al limite normativo ($5\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Riguardo al primo punto, anche se l'evidenza per la leucemia infantile è meno solida (come è atteso, essendo fortunatamente i casi meno frequenti, così come minore la durata dell'esposizione nei bambini), l'evidenza è già considerata sufficiente negli adulti. Se già un aumentato rischio di leucemia negli adulti non bastasse (peraltro, adulti già "fragili" viste le numerose pressioni socio-ambientali alle quali sono stati sottoposti nel corso degli anni), trattandosi di tumori infantili non si può certo essere "imprudenti". Il principio di massima precauzione già basterebbe di per sé ad imporre una riduzione delle concentrazioni nel quartiere Tamburi, il cui aumento negli ultimi anni è peraltro avvenuto incredibilmente in presenza di una riduzione della produzione.

D'altro canto, evidenze nei bambini sono presenti anche adesso. Una recente metanalisi pubblicata sulla prestigiosa rivista *Environmental Health Perspectives* e citata in precedenti documenti di ASL Taranto, ha rilevato un eccesso di rischio significativo per la leucemia mieloide acuta nei bambini di età maggiore o uguale ai 6 anni, con evidenze suggestive (anche se non statisticamente significative) per altre forme e fasce di età infantili.

Tale lavoro risponde anche al quesito sulla forma della funzione alle concentrazioni rilevate nel quartiere Tamburi (inferiori a $5\mu\text{g}/\text{m}^3$). Infatti, dalla figura 4, grafico C (benzene e leucemia mieloide acuta nei bambini), appare evidente come proprio sotto i $5\mu\text{g}/\text{m}^3$ la pendenza sia più ripida e quindi il rischio aumenta per incrementi di dose inferiori rispetto a quanto si registra per livelli di concentrazione più alti. Questo vuol dire che un intervento di riduzione delle concentrazioni di benzene al più basso livello possibile porterebbe a vantaggi attesi relativamente maggiori proprio perché le concentrazioni attuali sono inferiori a $5\mu\text{g}/\text{m}^3$. Riguardo a quest'ultimo punto, occorre ancora una volta ricordare che l'OMS non ha stabilito valori sicuri di esposizione per il benzene, e che quindi, a prescindere dal limite di legge, le concentrazioni devono essere ridotte al più basso livello possibile. Questo è ancora più vero considerando che l'aumento è avvenuto a fronte di una riduzione della produzione.

Alla fine del paragrafo, gli autori tentano, infine, una valutazione di impatto del benzene con approccio epidemiologico, senza peraltro chiaramente specificare dati e metodi utilizzati.

Non è chiaro quale tasso di mortalità di background sia stato utilizzato ai fini del calcolo dei casi attribuibili. Il Gestore considera il numero medio di decessi per leucemia con età maggiore di 30 anni nel periodo 2015-2017 nell'area di Taranto e tra i residenti nel quartiere Tamburi, senza esplicitare la numerosità, la classificazione ICD, limitandosi a riportare in Tabella 55 "Risultati rischio epidemiologico per Mortalità Leucemia – *post-operam* per Benzene" i valori dei decessi attribuibili (DA) e dei DA per 10.000 abitanti, con ordini di grandezza tali, come dichiarato dal Gestore, da renderli trascurabili in termini di evidenze epidemiologiche.

Questo approccio non appare giustificato, sia per quanto dagli stessi Autori dichiarato in merito alla non solidità di stime epidemiologiche solide, sia per la disponibilità di *unit risk* per la conduzione del *risk assessment* tossicologico.

Infine, come già evidenziato, si ricorda che le stime sugli impatti derivanti dal benzene del documento in esame non possono comunque essere prese in considerazione, considerando che negli scenari simulati manca la quota di benzene attribuibile alle emissioni fuggitive dall'area di trattamento gas coke - sottoprodotti di cokeria.

Nella sezione "*Risk Assessment Epidemiologico - Esposizione da stazioni di monitoraggio*", il Gestore riporta i risultati derivanti dall'applicazione dell'approccio epidemiologico con riferimento al dato di esposizione complessivo della popolazione a PM10 e PM2.5, considerando le misurazioni da stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria (7 nel comune di Taranto e 2 nel comune di Statte) di cui sono state calcolate le medie relative al periodo 2016-2022 per PM10 e 2017-2022 per PM2.5.

Le stime ottenute in termini di decessi attribuibili (DA) sono state confrontate con quelle ottenute in associazione al quadro emissivo oggetto di studio.

Andrebbe corretta l'intestazione di colonna PWE, trattandosi dei valori medi delle stazioni situate nei comuni dell'area di Taranto e del quartiere Tamburi. Sarebbe interessante approfondire la sezione, integrando i risultati rispetto ai valori obiettivo proposti dal WHO nel 2021, quale scenario controfattuale.

Nelle **conclusioni** del rapporto con riferimento alla "Valutazione con approccio epidemiologico", il Gestore riporta che: "I risultati ottenuti dall'*assessment* epidemiologico mostrano per esposizioni a PM2.5 e PM10, nei soggetti di età superiore ai 30 anni, sia per l'area di studio che per il quartiere Tamburi, valori di casi attribuibili inferiori alla soglia di 1 caso ogni 10.000 abitanti per tutte le cause analizzate."

Si evidenzia che non è definita una soglia pari a 1 con cui confrontare i casi attribuibili stimati con approccio epidemiologico, per cui non è corretto far riferimento a tale soglia.

Piuttosto, come già chiarito nei punti precedenti, si può procedere con il confronto del rischio stimato con approccio HIA con i criteri di accettabilità attraverso la stima dell'*Incremental Lifetime Cumulative Risk* (ILCR).

Per quanto riguarda le valutazioni con approccio cancerogeno e non cancerogeno valgono le considerazioni riportate nei punti sopra dedicati.

Il Gruppo di Lavoro Istruttore

Per ARPA Puglia:

dott. Vincenzo Campanaro, Direttore Scientifico

dott.ssa Maria Tutino, Direzione Scientifica

dott.ssa Maria Serinelli, UOS Ambiente e Salute

dott.ssa Ida Galise, UOS Ambiente e Salute

dott. Tiziano Pastore, UOS CRA Taranto

dott.ssa Angela Morabito, UOC CRA

Per AReSS Puglia:

dott.ssa Lucia Bisceglia

Per ASL Taranto:

dott. Orazio Valerio Giannico, S.C. Statistica ed Epidemiologia

dott.ssa Antonia Mincuzzi, S.C. Statistica ed Epidemiologia

dott. Sante Minerba, S.C. Statistica ed Epidemiologia

Appendice – Riscontro ai rilievi sollevati sugli studi nell'area di Taranto

Studi di epidemiologia descrittiva e stato di salute della popolazione

Preme ribadire che la costruzione del profilo di salute, con i metodi dell'epidemiologia descrittiva, ha lo scopo di evidenziare eventuali "criticità" sanitarie, ovvero condizioni di scostamento degli indicatori di salute misurati rispetto ad un confronto (come ad esempio la popolazione regionale), quale che ne sia la causa, dal momento che tali condizioni prefigurano una vulnerabilità della popolazione che è potenzialmente in grado di modificare (ovvero aumentare) l'entità dell'impatto sanitario associato all'esposizione agli inquinanti atmosferici emessi dall'opera in esame e tale da richiedere pertanto livelli di protezione specifici. La vulnerabilità può anche essere legata ad una diversa distribuzione di altri fattori di rischio, ad esempio legati agli stili di vita o a fattori socio-economici.

In nessun caso gli studi di epidemiologia descrittiva, come SENTIERI, il capitolo sull'inquadramento del profilo di salute dei rapporti VDS o il recente Report sulla Mortalità dell'ASL di Taranto, possono venire condotti (e interpretati) con l'obiettivo di testare ipotesi circa l'esistenza di un nesso causale tra esposizioni ed effetti sanitari: pertanto, tutte le affermazioni tese a indebolirne il portato conoscitivo attraverso un'asserita inadeguatezza a sostenere l'attribuzione all'esposizione alle emissioni dello stabilimento siderurgico ma anche a ridimensionare il significato e l'entità degli eccessi rilevati, in quanto non ascrivibili direttamente all'esposizione alle emissioni del siderurgico, non sono solo inconferenti rispetto all'obiettivo ma errate.

Il Rapporto ISTISAN 22/35 recita testualmente: *"le valutazioni hanno la finalità di verificare ante-operam le condizioni di rischio per la salute tramite confronto di quanto osservato nella popolazione target rispetto a quanto osservato in un'opportuna popolazione di riferimento. Condizioni di criticità emergono in particolare qualora il profilo di salute specifico evidenzia la presenza di diversi eccessi di rischio. Nel caso in cui l'opera oggetto di VIS porti ad un aumento delle esposizioni in popolazioni che già presentano un profilo di rischio specifico critico, si configura un quadro di potenziale sovraccarico di rischio per tali popolazioni a seguito dell'esecuzione dell'opera stessa"*.

Pertanto, le criticità del profilo epidemiologico non devono essere esaminate alla luce dei fattori, quali che siano, che possono averle determinate in passato ma rispetto all'eventuale esposizione aggiuntiva determinata dall'opera oggetto di valutazione, che potrebbe determinare un aggravamento del rischio.

Si legge nel Rapporto ISTISAN a pag. 110: *"...seppure ai fini dell'analisi dei profili di salute in ambito VIS, come già precedentemente indicato, non interessino le cause degli eventuali eccessi di rischio osservati, ma piuttosto l'evidenza che la popolazione presenta delle fragilità per le patologie considerate (eccessi di rischio ante-operam) nel contesto del territorio di riferimento (la Regione di appartenenza)."*

In questo senso, quindi, analogamente non rilevano le considerazioni relative alla latenza, all'assenza di eccessi di rischio attesi, né tantomeno quelle riferite alla maggiore prevalenza di stili di vita scorretti. Rispetto a quest'ultimo punto, l'interpretazione corretta va addirittura nel senso opposto rispetto a quella suggerita dagli Autori: la co-presenza di più fattori di rischio aumenta la vulnerabilità della popolazione e, di conseguenza, le esigenze di protezione. Questo aspetto è intrinseco al modello di rischio moltiplicativo che alla base della metodologia di calcolo dell'impatto sanitario con approccio epidemiologico, indicata da tutti gli organismi internazionali e nazionali di riferimento, tra cui l'Organizzazione Mondiale della Sanità, e comunemente utilizzata, anche nel rapporto AdI in esame. Essa si basa sul concetto di "modello moltiplicativo", che usa quale indicatore il rischio relativo (ovvero il rapporto tra il tasso di malattia negli esposti ad un fattore di rischio e il tasso di malattia nei non esposti): ma se il tasso di malattia negli esposti al fattore di rischio di interesse è, di base, più alto perché questi soggetti sono esposti a più fattori di rischio, gli impatti assoluti saranno conseguentemente più alti. In pratica quello che è stimato dagli studi come costante rispetto ad un differenziale di concentrazione è il "rischio relativo" di sviluppare una malattia o decesso rispetto

ad uno scenario in cui il differenziale non esiste. Il rischio è quindi relativo ad un rischio base, senza questo differenziale. Il rischio base dipende ovviamente da una serie di altri fattori. Questo implica che una popolazione con un rischio base più elevato per qualsivoglia motivo (fattori genetici, ambientali o comportamentali), quindi “fragile”, avrà impatti assoluti maggiori a parità di differenziale di concentrazione. Senza contare la possibile “eterogeneità dell’effetto”, cioè che questo rischio relativo (stimato con sicurezza come “valore medio” in diversi studi e popolazioni) sia ancora più elevato, teoricamente, in una popolazione fragile per una sinergia delle varie esposizioni. Dunque, per definizione nell’approccio epidemiologico “la stima dell’impatto in termini di decessi attribuibili all’esposizione in esame è dipendente dai dati di mortalità attuale” non è certo una peculiarità di Taranto né ciò porta a “smussare” gli impatti. E il fatto che la popolazione oggetto della valutazione possa avere di base tassi di patologia più elevati a causa di scorretti stili di vita o esposizioni ambientali di vecchia data o da altre fonti, non riduce gli impatti dovuti alle emissioni derivanti dallo stabilimento in oggetto, semmai il contrario. Su una popolazione già “fragile”, le stesse emissioni hanno verosimilmente un impatto maggiore di quelle che avrebbero in una popolazione con meno fattori di rischio.

A questo proposito, si cita ancora il Rapporto ISTISAN 22/35: *“Lo studio realistico di quello che avviene è necessario per valutare la compatibilità dell’opera sul territorio, evidenziando, ove esistano, gli elementi che portano gli individui, o alcuni gruppi di popolazione, ad essere soggetti ad una più alta esposizione. Da questi può discendere la selezione di azioni specifiche (es. modifiche progettuali/gestionali) per verificare il raggiungimento di una più ampia compatibilità in termini di riduzione dell’esposizione.”*

Al netto di queste considerazioni di carattere generale, si rileva che gli Autori mettono in discussione la scelta di usare gli intervalli di confidenza al 90%, che è viceversa esplicitamente indicata dal Rapporto ISTISAN 22/35 (pag. 104: *La stima del rapporto standardizzato di esito deve necessariamente essere accompagnata da un intervallo di confidenza per verificarne il livello di incertezza e ottenere una corretta interpretazione. Ai fini della VIS, per i rapporti standardizzati indiretti (ma anche per i tassi standardizzati) è richiesto un intervallo di confidenza al 90% calcolato secondo la metodologia utilizzata in SENTIERI (Zona et al., 2022).*

Per quanto riguarda le considerazioni del Rapporto di Mortalità 2023 della ASL di Taranto, si rileva che alcune frasi del rapporto sono citate in maniera da travisarne il senso.

Si legge nel rapporto AdI a pagina 137:

[VIS AdI] Nel commento dei dati analizzati nel testo dell’articolo però viene avanzata un’ipotesi di associazione epidemiologica non supportata dai dati analizzati:

[Report Mortalità 2023] *“Per quanto concerne gli eccessi di mortalità rilevati in alcuni comuni sottoposti a pressioni ambientali, i risultati del presente Rapporto confermano quanto già riportato in precedenza, seppur con andamenti variabili nel corso degli anni. A ogni buon conto, alla luce sia dei dati locali sia delle evidenze scientifiche presenti nella letteratura internazionale, i quali dimostrano incontrovertibilmente come i fattori ambientali siano responsabili di un consistente impatto sanitario in termini di morbilità e mortalità, per la ASL di Taranto è imperativo che siano poste in essere tutte le azioni necessarie a una netta riduzione delle pressioni ambientali di qualsiasi natura e in tutte le aree della Provincia.”*

Tali commenti degli autori della VIS AdI non corrispondono a quanto riportato nella stessa parte citata del Rapporto Mortalità ASL TA. Infatti, la frase estratta si riferisce ai risultati degli eccessi, a livello del comune o del SIN, riportati nel precedente report mortalità 2015, nelle precedenti VDS e nei rapporti SENTIERI. In alcun modo nel rapporto mortalità 2023 si avanzano ipotesi eziologiche unicamente sulla base dei dati emersi, identificando cause univoche o specifiche alla base di tali eccessi. Tali eccessi, d’altro canto, che di per sé sono di natura ecologica e dunque non permettono di identificare da soli una causa specifica, come già detto, possono essere tuttavia letti e interpretati nell’ambito delle evidenze derivanti da altri studi locali e internazionali a livello individuale (studi di coorte e metanalisi). La frase *“alla luce sia dei dati locali sia delle*

evidenze scientifiche presenti nella letteratura internazionale, i quali dimostrano incontrovertibilmente come i fattori ambientali siano responsabili di un consistente impatto sanitario in termini di morbilità e mortalità, per la ASL di Taranto è imperativo che siano poste in essere tutte le azioni necessarie a una netta riduzione delle pressioni ambientali di qualsiasi natura e in tutte le aree della Provincia.”, si riferisce agli studi internazionali, nazionali e locali che hanno dimostrato che determinati fattori di rischio ambientali sono associati ad effetti avversi sulla salute umana.

L’affermazione circa la possibilità di usare i dati del report per “fare inferenze conclusive” (e quindi, di conseguenza, il rilievo circa una presunta condotta omissiva da parte degli autori del report in questo senso) è a dir poco sorprendente, considerando che si tratta, come corre ancora l’obbligo di evidenziare, di analisi di epidemiologia descrittiva.

Studi di epidemiologia analitica

Le osservazioni sono formulate con l’obiettivo di ridimensionare la validità dello studio e di depotenziarne l’efficacia nell’individuare il nesso causale tra l’esposizione alle emissioni atmosferiche dell’impianto siderurgico e gli effetti sanitari rilevati nella popolazione esposta.

Deve essere preliminarmente considerato che nella valutazione dell’evidenza scientifica a Taranto entrano in gioco almeno due componenti: 1. L’evidenza scientifica a priori, che come indicato è molto forte per un danno alla salute. 2. L’integrazione e sintesi della evidenza empirica da varie modalità di osservazione e studio. La sintesi dell’evidenza epidemiologica prevede l’uso di studi di diversa qualità, inclusi quelli di carattere ecologico, per vari motivi. Questa strategia, spesso descritta come "triangolazione dell’evidenza", è fondamentale per ottenere una visione più completa e accurata dell’impatto di fattori di esposizione sulla salute pubblica.

L’evidenza scientifica a Taranto si fonda su tre componenti: 1. Gli studi ecologici come Sentieri e di trend temporali; 2. Gli studi di coorte, come quello realizzato a Taranto da Alessandrini et al, 2016; 3. Gli studi innovativi come lo studio *Difference-in-Differences* (Leogrande et al, 2019) in grado di tener conto dei fattori di confondimento per disegno.

Ogni tipo di studio epidemiologico ha punti di forza e debolezze. Combinando diverse tipologie di studi, è possibile compensare le limitazioni di un tipo di studio con i punti di forza di un altro. Diversi studi possono focalizzarsi su aspetti distinti dell’esposizione e degli effetti sulla salute. Gli studi di coorte per esempio forniscono informazioni dettagliate su singoli individui e permettono di stabilire relazioni temporali tra esposizione ed esiti ma sono sensibili al tema del confondimento. Gli studi ecologici esaminano dati a livello di popolazione e possono essere utili per individuare associazioni generali in ampi gruppi, ma non permettono di stabilire relazioni causali a livello individuale. Gli studi analitici di “inferenza causale”, come il *Difference-in-Difference*, sfruttano le variazioni importanti della esposizione della popolazione in un periodo definito e confrontano gli esiti nella popolazione esposta e in quella di controllo necessitano di un controllo del confondimento limitato perché gli esiti si valutano nella stessa popolazione.

La triangolazione dell’evidenza aumenta la robustezza dei risultati attraverso la convergenza di prove provenienti da diverse fonti: 1. Convergenza dei risultati. Se diversi studi con metodologie differenti giungono a conclusioni simili, la probabilità che le conclusioni siano valide aumenta significativamente. 2. Verifica incrociata. I risultati di un tipo di studio possono essere utilizzati per verificare o confutare i risultati di un altro tipo di studio, contribuendo a una comprensione più completa e meno distorta delle associazioni osservate.

Con riferimento specifico allo studio di coorte, i risultati relativi agli studi di Taranto vanno interpretati alla luce della letteratura internazionale che indica una relazione causale tra esposizione ad inquinanti e danno sanitario. La tesi a priori, quindi, è che esiste una relazione tra esposizione ad inquinanti industriali e salute, e tale circostanza non può essere ignorata.

Di seguito, i riscontri puntuali:

- Uso della residenza per stimare l'esposizione

Si tratta di una prassi largamente consolidata in studi di epidemiologia ambientale, compresi quelli utilizzati dalla IARC per il giudizio di cancerogenicità e dall'OMS nell'ambito della revisione degli standard di qualità dell'aria, anche considerando che le misurazioni individuali sono spesso difficilmente disponibili. Questo metodo, sebbene imperfetto, è un'opzione praticabile per grandi popolazioni e ha il vantaggio di essere indipendente dal comportamento dei singoli individui. In letteratura si è ampiamente dimostrato che la stima del contributo outdoor dell'inquinamento si comporta come una variabile strumentale che è libera dal confondimento legato alle caratteristiche e ai comportamenti individuali.

- Analisi tempo-dipendente

Come chiaramente descritto nel rapporto, ad ogni individuo della coorte sono state attribuite le medie annuali tempo-dipendenti degli inquinanti, a partire dal 1965, ricalibrati per produttività ed emissioni dell'impianto. L'esposizione è stata stimata per ogni residenza dei soggetti inclusi, quindi i cambi di residenza – contrariamente a quanto affermato - sono stati considerati. Si tratta di uno dei pochi studi in grado di effettuare stime di esposizione così lontane nel tempo. L'analisi per durata non avrebbe fornito informazioni aggiuntive rispetto a quanto rilevato dall'analisi tempo-dipendente e per latenza. D'altra parte, l'analisi per latenza indica chiaramente che il maggior contributo al rischio viene dalle esposizioni recenti.

- Analisi per quartiere di residenza

L'osservazione è errata: l'analisi principale è costruita sulla base delle concentrazioni medie annue degli inquinanti stimate dal modello di ricaduta utilizzato (di cui l'analisi di validazione riportata in appendice conferma l'accuratezza nella rappresentazione della dispersione degli inquinanti), a prescindere dal quartiere di residenza. L'analisi per quartiere di residenza è stata prodotta esclusivamente per dare conto del contesto più generale.

- Ruolo dei fattori socio-economici

Il metodo applicato per tenere conto del ruolo della posizione socio-economica nella relazione tra esposizione ed effetti sanitari, attraverso il calcolo dell'indice di deprivazione, rappresenta una prassi consolidata nella comunità scientifica.

- Ruolo confondenti

Per tenere conto del ruolo di possibili fattori di confondimento, nello studio di coorte sono stati integrati i dati della sorveglianza nazionale PASSI (citata dagli stessi Autori della VIS come fonte di informazione sulla distribuzione degli stili di vita). Il campione è rappresentativo della popolazione di Taranto, che corrisponde al Distretto Socio-Sanitario (livello di disaggregazione massima considerato da PASSI). La dimensione del campione e la procedura di selezione adottata forniscono una base sufficientemente robusta per le analisi effettuate che illustrano la relazione tra inquinanti e fattori di rischio individuali (fumo, BMI, alcol) dopo aver aggiustato per i fattori di confondimento disponibili (Sesso, età e stato socioeconomico) (aspetto non notato dagli estensori della VIS). La relazione tra fattori di rischio ed esposizione a PM10 è positiva ma non statisticamente significativa tra l'essere fumatore e l'ultimo quartile di esposizione a PM10 (RR=1.24) e tra consumo di alcol e tutte le categorie di esposizione rispetto alla più bassa (la significatività statistica è raggiunta per il 2° ed il 4° quartile). La distorsione introdotta a causa del mancato aggiustamento per i fattori individuali è quindi marginale.

- Ruolo dei fattori di rischio occupazionali

Gli Autori della VIS sostengono che la mortalità inferiore tra gli operai della siderurgia contraddice l'ipotesi di un aumento del rischio dovuto alle emissioni industriali: va in primo luogo evidenziato che l'occupazione è stata considerata come possibile fattore confondente nella relazione tra esposizione residenziale ed effetti sanitari e non come variabile indipendente; in secondo luogo il fenomeno noto come "healthy worker effect", largamente riconosciuto e documentato nella letteratura epidemiologica può spiegare

la minore mortalità osservata tra i lavoratori; da ultimo, la categoria “operai della siderurgia” include lavoratori con mansioni ed esposizioni largamente differenti tra loro. Per poter esplorare gli effetti dell’esposizione professionale nei lavoratori del siderurgico avrebbe dovuto essere disegnato e condotto uno studio ad hoc, che avrebbe previsto la disponibilità del Gestore nel mettere a disposizione gli elenchi individuali dei lavoratori con l’indicazione delle mansioni e dei tempi di assunzione e dimissione, cosa che purtroppo non è stata resa possibile agli Enti scriventi.

- Analisi non separata per genere

L’analisi separata per sessi è riportata nel documento originario: Appendice D- Tabella 3 e 4. Nel documento principale è stata riportata l’analisi combinata, che aumenta la potenza statistica delle stime, rendendo i risultati più robusti. Si tratta di una pratica consolidata negli studi sull’inquinamento atmosferico.

Anche sullo studio Difference-in-Difference di Leogrande e coll. del 2019 sono state sollevate osservazioni critiche, alcune delle quali pretestuose. I quartieri su cui si focalizza l’analisi sono stati selezionati per massimizzare il contrasto dei livelli di esposizione, sulla base del modello di dispersione; le osservazioni sulle differenze delle concentrazioni di PM10 industriale e PM10 totale tra Tamburi e altre zone non tengono conto del fatto che le prime sono PWE ricavate da modello e le seconde sono osservazioni puntuali provenienti da centraline di monitoraggio; quindi si tratta di entità diverse e non confrontabili tra loro.

La critica relativa all’entità del rischio stimato a Isola-Borgo non è fondata, in primo luogo perché l’analisi si concentra su Tamburi, in secondo luogo in quanto una variazione della mortalità del 3-4% può essere compatibile (in base alle recenti evidenze degli studi su PM e mortalità) con un’esposizione ad 1-2 ug/m³.

Per quanto riguarda il commento relativo all’analisi sull’andamento temporale, che gli Autori sostengono essere stata effettuata solo per la mortalità per cause naturali, è in realtà accompagnata da analisi sulla mortalità per malattie circolatorie, malattie cardiache e malattie respiratorie. E infatti Lo studio mostra un effetto maggiore tra gli anziani e per malattie respiratorie.

Bibliografia

1. Alessandrini ER, Leogrande S, Morabito A, Ancona C, Assennato G, Giua R, et al. Studio di coorte sugli effetti delle esposizioni ambientali ed occupazionali sulla morbosità e mortalità della popolazione residente a Taranto. 2016. <https://www.sanita.puglia.it/documents/890301/896208/Relazione+Finale+Studio+di+Coorte+-+2016/ea231c81-e196-4b43-99a4-0882bd60b83b> (Accessed 24/03/2023).
2. Bauleo L, Fabri A, De Santis M, Soggiu ME, Ancona C. SENTIERI Project: air pollution and health impact of population living in industrial areas in Italy. *Epidemiol Prev.* 2023 Jan-Apr;47(1-2 Suppl 1):338-353. Italian. doi: 10.19191/EP23.1-2-S1.007. PMID: 36825377.
3. Bustaffa E, Minichilli F, Andreassi MG, Carone S, Coi A, Cori L, et al. Studi su marcatori di esposizione ed effetto precoce in aree con inquinamento da arsenico: metodi e risultati del progetto SEpiAs. Sorveglianza epidemiologica in aree interessate da inquinamento ambientale da arsenico di origine naturale o antropica (SEpiAS CCM 2010) [Studies on markers of exposure and early effect in areas with arsenic pollution: methods and results of the project SEpiAs. Epidemiological surveillance in areas with environmental pollution by natural or anthropogenic arsenic]. *Epidemiol Prev.* 2014 May-Aug;38(3-4 Suppl 1):27-94. Italian. PMID: 25115552.
4. Comba P, Pirastu R, Conti S, De Santis M, Iavarone I, Marsili G, et al. Ambiente e salute a Taranto: studi epidemiologici e indicazioni di sanità pubblica [Environment and health in Taranto, southern Italy: epidemiological studies and public health recommendations]. *Epidemiol Prev.* 2012 Nov-Dec;36(6):305-20. Italian. PMID: 23293255.
5. Filippini T, Hatch EE, Rothman KJ, Heck JE, Park AS, Crippa A, Orsini N, Vinceti M. Association between Outdoor Air Pollution and Childhood Leukemia: A Systematic Review and Dose-Response Meta-Analysis. *Environ Health Perspect.* 2019 Apr;127(4):46002. doi: 10.1289/EHP4381. PMID: 31017485; PMCID: PMC6785230.
6. Galise I, Serinelli M, Morabito A, Pastore T, Tanzarella A, Laghezza V, et al. L'impatto ambientale e sanitario delle emissioni dell'impianto siderurgico di Taranto e della centrale termoelettrica di Brindisi [The Integrated Environmental Health Impact of emissions from a steel plant in Taranto and from a power plant in Brindisi, (Apulia Region, Southern Italy)]. *Epidemiol Prev.* 2019 Sep-Dec;43(5-6):329-337. Italian. doi: 10.19191/EP19.5-6.P329.102. PMID: 31659880.
7. Giannico OV, Carone S, Tanzarella M, Galluzzo C, Bruni A, Lagravinese GM, et al. Environmental pressures, tumor characteristics, and death rate in a female breast cancer cohort: a seven-years Bayesian survival analysis using cancer registry data from a contaminated area in Italy. *Front Public Health.* 2024 Jan 8;11:1310823. doi: 10.3389/fpubh.2023.1310823.
8. Giannico OV, Baldacci S, Bisceglia L, Minerba S, Conversano M, Mincuzzi A. The mortality cost of carbon dioxide emissions from a steel plant in Southern Italy: a climate change health impact assessment. *Epidemiol Prev.* 2023 Jul-Oct;47(4-5):273-280. doi:10.19191/EP23.4-5.A616.067. PMID: 37846450.
9. Giannico OV, Baldacci S, Basile FC, Pellegrino A, Desiante F, Franco E, et al. PCDD/Fs and PCBs in hen eggs from a contaminated area in Italy: a 9 years spatio-temporal monitoring study. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess.* 2023 Feb;40(2):294-304. doi: 10.1080/19440049.2022.2157051. Epub 2023 Jan 5. PMID: 36602427.
10. Giannico OV, Baldacci S, Desiante F, Basile FC, Franco E, Fragnelli GR, et al. PCDD/Fs and PCBs in *Mytilus galloprovincialis* from a contaminated area in Italy: the role of mussel size, temperature and meteorological factors. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess.* 2022 Jun;39(6):1123-1135. doi: 10.1080/19440049.2022.2059108. Epub 2022 Apr 7. PMID: 35389328.

11. Giannico OV, Fragnelli GR, Baldacci S, Desiante F, Pellegrino A, Basile FC, et al. Dioxins and PCBs contamination in milk and dairy products from Province of Taranto (Puglia Region, Southern Italy): a six years spatio-temporal monitoring study. *Ann Ist Super Sanita.* 2021 Jul-Sep;57(3):233-238. doi: 10.4415/ANN_21_03_06. PMID: 34554117.
12. Giannico OV, Desiante F, Basile FC, Franco E, Baldacci S, Fragnelli GR, et al. Dioxins and PCBs contamination in mussels from Taranto (Ionian Sea, Southern Italy): a seven years spatio-temporal monitoring study. *Ann Ist Super Sanita.* 2020 Oct-Dec;56(4):452-461. doi: 10.4415/ANN_20_04_07. PMID: 33346171.
13. IARC (2012). Chemical agents and related occupations. Volume 100 F. A review of human carcinogens. Lyon, International Agency for Research on Cancer, pp. 249–294 (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 100 F; <http://publications.iarc.fr/123>).
14. IARC (2018). Benzene. Volume 120. Lyon, International Agency for Research on Cancer (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 120; <http://publications.iarc.fr/Book-And-Report-Series/Iarc-Monographs-On-The-Identification-Of-Carcinogenic-Risks-To-Humans/Benzene-2018>) [summary in Loomis et al. (2017). Carcinogenicity of benzene. *Lancet Oncol.* 18(12):1574–1575; [http://www.thelancet.com/journals/lanonc/article/PIIS1470-2045\(17\)30832-X/fulltext](http://www.thelancet.com/journals/lanonc/article/PIIS1470-2045(17)30832-X/fulltext)].
15. IARC (2019). Agents Classified by the IARC Monographs, Volumes 1–124. List of classifications by cancer site. Lyon, International Agency for Research on Cancer (https://monographs.iarc.fr/wp-content/uploads/2019/07/Classifications_by_cancer_site.pdf).
16. Iavarone I, De Felip E, Ingelido AM, et al. 2012. Exploratory biomonitoring study among workers of livestock farms of the Taranto Province. *Epidemiol. Prev.* 36, 321–331.
17. Ingelido AM, Abate V, Abballe A, Albano FL, Battista T, Carraro V, et al. Concentrations of polychlorinated dibenzodioxins, polychlorodibenzofurans, and polychlorobiphenyls in women of reproductive age in Italy: A human biomonitoring study. *Int J Hyg Environ Health.* 2017 Apr;220(2 Pt B):378-386. doi: 10.1016/j.ijheh.2016.11.009. Epub 2016 Nov 24. PMID: 27908667.
18. IPCS (1993). Benzene. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 150; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc150.htm>).
19. ISPRA. Linee guida per la valutazione integrata di impatto ambientale e sanitario (VIAS) nelle procedure di autorizzazione ambientale (VAS, VIA, AIA). ISPRA. 2016.
20. ISS. Linee guida per la valutazione di impatto sanitario (DL.vo 104/2017). Rapporti Istituzionali 19/9. 2019.
21. Leogrande S, Alessandrini ER, Stafoggia M, Morabito A, Nocioni A, Ancona C, et al. 2019. Industrial air pollution and mortality in the Taranto area, Southern Italy: A difference-in-differences approach. *Environ Int.* 2019 Nov;132:105030. doi: 10.1016/j.envint.2019.105030.
22. Mincuzzi A, Giannico OV, Addabbo F, Caretti A, Zollino J, Minerba S. Le cause di morte in Provincia di Taranto – Rapporto 2023. Death causes in Taranto Province. Report 2023. *Epidemiol Prev.* 2024;48(2). doi: <https://doi.org/10.19191/EP24.2.S1.032>.
23. Mincuzzi A, Carone S, Galluzzo C, Tanzarella M, Lagravinese GM, Bruni A, et al. Gender differences, environmental pressures, tumor characteristics, and death rate in a lung cancer cohort: a seven-years Bayesian survival analysis using cancer registry data from a contaminated area in Italy. *Front Public Health.* 2024 Jan 10;11:1278416. doi: 10.3389/fpubh.2023.1278416.

24. Mincuzzi A, Lodeserto P, Zollino J, Sardone R, Bisceglia L, Addabbo F, Minerba S, Colacicco VG, Giannico OV. Sex, environment, and death rate in a dementia cohort: a seven-years Bayesian survival analysis using medications data from a contaminated area in Italy. *Front Public Health*. 2024 Jun 11;12:1380609. doi: 10.3389/fpubh.2024.1380609. PMID: 38952726; PMCID: PMC11216074.
25. Minerba S, Mincuzzi A, Bruni A, Carone S, Galluzzo C, Lagravinese GM, et al. ASL Taranto, AReSS Puglia. Rapporto sui tumori ASL di Taranto. 2021. <https://www.sanita.puglia.it/documents/36057/232392045/2021+Report+Registro+Tumori+-+anni+2015-2019.pdf/3439fd81-2943-49a5-87e2-810ba83326ff>. (Accessed 24/03/2023).
26. Pirastu R, Comba P, Iavarone I, Zona A, Conti S, Minelli G, et al. Environment and health in contaminated sites: the case of Taranto, Italy. *J Environ Public Health*. 2013;2013:753719. doi: 10.1155/2013/753719. Epub 2013 Dec 24. PMID: 24454414; PMCID: PMC3886576.
27. Rothman KJ, Greenland S, Lash TL. *Modern Epidemiology*. 3rd ed. Philadelphia:Lippincott Williams & Wilkins; 2008.
28. van den Brenk I. The use of Health Impact Assessment tools in European Cities. A guide to support policy towards cleaner air and improvement of citizens' health. Utrecht University. Commissioned by: Urban Agenda for the EU, Priority Urban Partnership for Air Quality, Action N°4 – Better Focus on the Protection and on the Improvement of Citizens' Health. 2018. https://ec.europa.eu/futurium/en/system/files/ged/4.the_use_of_health_impact_assessment_tools_in_european_cities.pdf.
29. WHO (2000). Air Quality Guidelines for Europe. Chapter 5.2. Benzene. Copenhagen, WHO. (https://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0017/123056/AQG2ndEd_5_2benzene.pdf).
30. WHO (2019). Preventing disease through healthy environments. Exposure to benzene: a major public health concern. Geneva, WHO. (<https://apps.who.int/iris/rest/bitstreams/1257889/retrieve>).
31. WHO (2021). Global Air Quality Guidelines: particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. Geneva, WHO. (<https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329>).
32. WHO. AirQ+: software tool for health risk assessment of air pollution. <https://www.who.int/tools/airq>.
33. Zona A, Fazzo L, Benedetti M, Bruno C, Vecchi S, Pasetto R, et al. SENTIERI - Studio epidemiologico nazionale dei territori e degli insediamenti esposti a rischio da inquinamento. Sesto Rapporto [SENTIERI - Epidemiological Study of Residents in National Priority Contaminated Sites. Sixth Report]. *Epidemiol Prev*. 2023 Jan-Apr;47(1-2 Suppl 1):1-286. Italian. doi: 10.19191/EP23.1-2-S1.003. PMID: 36825373.