



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

A cura di:

ARPA Puglia: Vito Bruno, Vincenzo Campanaro, Nicola Carelli, Ida Galise, Domenico Gramegna, Francesca Intini, Vito Laghezza, Angela Morabito, Alessandra Nocioni, Tiziano Pastore, Maria Serinelli, Annalisa Tanzarella

AReSS Puglia: Lucia Bisceglia, Antonio Chieti, Anna Maria Nannavecchia

ASL Taranto: Michele Conversano, Francesco Desiante, Sante Minerba, Antonia Mincuzzi

INDICE

1. PREMESSA	8
2. VDS: PROCEDURA DI RISK ASSESSMENT	12
2.1 BASE CONCETTUALE.....	12
2.2 IDENTIFICAZIONE DEI PERICOLI.....	13
2.3 VALUTAZIONE DELL'ESPOSIZIONE.....	14
3. EMISSIONI DELLO STABILIMENTO ARCELORMITTAL ITALIA (EX ILVA S.P.A.) DI TARANTO ..	15
3.1 I FASE - VALUTAZIONE DELLE EMISSIONI DEL CD. "SET MINIMO" DEGLI INQUINANTI	15
3.2 II FASE - INTEGRAZIONE INQUINANTI DA PARTE DI AMI TARANTO	19
4. MODELLISTICA	25
4.1 EMISSIONI TOTALI CONSIDERATE NELLA SIMULAZIONE (FASE I E II).....	25
4.2 SISTEMA MODELLISTICO	26
4.3 MODELLO METEOROLOGICO DIAGNOSTICO E MICRO-METEOROLOGICO	27
4.4 PRE-PROCESSORE DELLE EMISSIONI.....	28
4.5 MODELLO DI DISPERSIONE	29
4.6 DOMINIO DI SIMULAZIONE	30
4.7 RISULTATI DELLE SIMULAZIONI (FASE I)	31
4.8 RISULTATI DELLE SIMULAZIONI (FASE II).....	37
5. STIMA DELL'IMPATTO SANITARIO	44
5.1 STIMA DELL'IMPATTO SANITARIO CON APPROCCIO TOSSICOLOGICO	44
5.1.1 VALUTAZIONE DELL'ESPOSIZIONE	44
5.1.2 STIMA DEL RISCHIO CANCEROGENO PER VIA INALATORIA	45
5.1.2.1 SCELTA DEGLI UNIT RISK E VALUTAZIONE DOSE-RISPOSTA.....	45
5.1.2.1 CARATTERIZZAZIONE DEL RISCHIO CANCEROGENO PER ESPOSIZIONE INALATORIA.....	47
5.1.3 STIMA DEL RISCHIO NON CANCEROGENO PER VIA INALATORIA	51
5.2 STIMA DELL'IMPATTO SANITARIO CON APPROCCIO EPIDEMIOLOGICO.....	55
5.2.1 VALUTAZIONE DELL'ESPOSIZIONE.....	55
5.2.1.1 DATI EMISSIVI	55
5.2.1.2 ESPOSIZIONE MEDIA DELLA POPOLAZIONE.....	56
5.2.2 TASSI DI MORTALITÀ DI BACKGROUND NELLA POPOLAZIONE	57
5.2.3 FUNZIONI CONCENTRAZIONE- RISPOSTA (FCR)	58
5.2.4 METODO PER LA STIMA DELL'IMPATTO SANITARIO	59
5.2.5 RISULTATI	59
5.2.6 CRITERI DI ACCETTABILITÀ DEL RISCHIO STIMATO CON HIA: L'INCREMENTAL LIFETIME CUMULATIVE RISK.....	64
6. VALUTAZIONE DELL'INCERTEZZA	68
6.1 INCERTEZZA NELLA STIMA DELLE EMISSIONI.....	68
6.2 INCERTEZZA NELLE SIMULAZIONI MODELLISTICHE	68
6.3 INCERTEZZA NEI COEFFICIENTI DI TOSSICITÀ	69
6.4 INCERTEZZA NELLA STIMA CON APPROCCIO EPIDEMIOLOGICO	70

7. INDICAZIONI PER LA GESTIONE DEL RISCHIO SANITARIO	71
<i>7.1 VALORI DI PWE "ACCETTABILI"</i>	<i>71</i>
<i>7.2 ANALISI DI SOURCE APPORTIONMENT</i>	<i>72</i>
8. CONCLUSIONI E SVILUPPI FUTURI	76
9. ANALISI SENSIBILITÀ PER LA STIMA DELL'IMPATTO SANITARIO CON APPROCCIO EPIDEMIOLOGICO.....	81
10. BIBLIOGRAFIA	86

ACRONIMI, ABBREVIAZIONI e SIGLE

A.C.	Autorità Competente
ACC	Acciaieria
AdI	Acciaierie d'Italia
AF	<i>attributable fraction</i> /frazione attribuibile
AIA	Autorizzazione Integrata Ambientale
AFO	Altoforno
AGL	Agglomerato
AMI	ArcelorMittal Italia
AReSS	Agenzia Regionale Strategica per la Salute ed il Sociale
ARPA	Agenzia Regionale per la Prevenzione e la Protezione dell'Ambiente
Art.	Articolo
As	Arsenico
ASL	Azienda Sanitaria Locale
AT	<i>averaging time</i> /tempo medio di esposizione
b(a)p	Benzo[a]pirene
BW	<i>body weight</i>
Californian-EPA	Agenzia per la Protezione Ambientale della California
Cd	Cadmio
cd.	cosiddetto
C ₆ H ₆	Benzene
C ₁₀ H ₈	Naftalene
C _{aria}	concentrazione del contaminante in aria
CCM	Centro nazionale per la prevenzione e il controllo delle malattie
COK	Cokeria
Cr (VI)	Cromo esavalente
Cu	Rame
DA	decessi attribuibili
D.lgs	Decreto Legislativo
D.D.	Decreto Direttoriale
DPCM	Decreto del Presidente del Consiglio dei Ministri
DRG	<i>Diagnosis Related Group</i> , sistema di classificazione isorisorse dei ricoveri ospedalieri
EC	<i>exposure concentration</i> /concentrazione di esposizione

ED	<i>exposure duration</i> /durata di esposizione
EF	<i>exposure frequency</i> / frequenza di esposizione
ET	<i>exposure time</i> /tempo di esposizione
FCR	funzioni concentrazione-risposta
Hg	Mercurio
HI	<i>Hazard Index</i>
HIA	<i>Health Impact Assessment (HIA)</i>
HQ	<i>Hazard Quotient</i>
GdL	Gruppo di Lavoro
HR	<i>Hazard Ratio</i> / Rapporto di Rischio
HRAPIE	<i>Health risks of air pollution in Europe project</i>
IARC	<i>International Agency for Research on Cancer</i>
IC	Intervallo di confidenza
ICD-9	9 ^a Revisione della Classificazione Internazionale delle Malattie e delle Cause di Morte
ICD-10	10 ^a Revisione della Classificazione Internazionale delle Malattie e delle Cause di Morte
ILCR	<i>Incremental Lifetime Cumulative Risk</i>
INAIL	Istituto nazionale Assicurazione Infortuni sul Lavoro
IPA	Idrocarburi Policiclici Aromatici
IPPC	<i>Integrated Pollution Prevention and Control</i>
IRIS	<i>Integrated Risk Information System</i>
ISS	Istituto Superiore di Sanità
ISTAT	Istituto Nazionale di Statistica
KM	Kaplan Meier
L.R.	Legge Regionale
LOQ	<i>Limit of Quantification</i>
MATTM	Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare
MINNI	Modello integrato nazionale a supporto della negoziazione internazionale
MiTE	Ministero della Transizione Ecologica
mg/m ³	Milligrammo per metro cubo
µg/m ³	Microgrammo per metro cubo
Mt/a	Milioni di tonnellate per anno
Ni	Nichel
OEHHA	<i>Office of Environmental Health Hazard Assessment</i>
OMS	Organizzazione Mondiale della Sanità
Pb	Piombo

PCB	Policlorobifenili
PMC	Piano di Monitoraggio e Controllo
PM ₁₀	<i>Particulate Matter</i> /Particolato a formato da particelle con dimensioni minori di 10 micron (µm)
PM _{2,5}	<i>Particulate Matter</i> /Particolato a formato da particelle con dimensioni minori di 2,5 micron (µm)
PWE	<i>Population Weighted Exposure</i>
PTS	Particolato Totale Sospeso
RAP	<i>Rischio attribuibile di popolazione</i>
RAMS	<i>Regional Atmospheric Modeling System</i>
ReNCaM	Registro Nominativo delle Cause di Morte
RfC	<i>Reference Concentration</i>
RR	Rischio Relativo
RRQA	Rete regionale della qualità dell'aria
sd	<i>standard deviation</i>
SDO	Schede di Dimissione Ospedaliera
Se	Selenio
SHR	Rapporto standardizzato di ospedalizzazione
SIN	Sito di interesse nazionale
SIR	Rapporto standardizzato di incidenza
SMR	Rapporto standardizzato di mortalità
SNC	sistema nervoso centrale
SURFPRO	<i>SURFace-atmosphere interface PROcessor</i>
VIIAS	Valutazione Integrata di Impatto Ambientale e Sanitario
VDS	Valutazione del Danno Sanitario
UCL95	<i>Upper Confidence Limits (95%)</i>
UR _{inal}	<i>Inhalation Unit Risk/ Rischio inalatorio unitario</i>
US-EPA	Agenzia per la Protezione Ambientale degli Stati Uniti
UTM	<i>Universal Transverse of Mercator</i> /proiezione universale trasversa di Mercatore (cartografica)
WHO	<i>World Health Organization</i>

1. PREMESSA

Con Decreto Direttoriale n.188 del 27/05/2019, è stato disposto il riesame dell'Autorizzazione Integrata Ambientale di cui al DPCM del 29/09/2017 dello stabilimento siderurgico Acciaierie d'Italia, di seguito AdI, (ex ArcelorMittal Italia S.p.A. di Taranto), al fine di introdurre eventuali condizioni aggiuntive motivate da ragioni sanitarie, così come richiesto nell'istanza del Sindaco del Comune di Taranto (<https://va.minambiente.it/it-IT/Oggetti/Documentazione/2038/10212>).

Ai sensi dell'art.2 comma 3 del Decreto Direttoriale, l'effettuazione della Valutazione del Danno Sanitario (di seguito VDS) dello stabilimento AdI (ex AMI) è posta in carico all'ARPA Puglia, all'ASL Taranto e all'AReSS Puglia al fine di adeguare le valutazioni del danno sanitario di cui all'art.1, comma 1 del medesimo Decreto. A riferimento vi sono i livelli emissivi dello stabilimento correlati alla produzione di **6 milioni tonnellate/anno di acciaio** attualmente autorizzata, insieme a quelli previsti al completamento degli interventi elencati nel DPCM del 29/09/2017 (scenario riferito ad una produzione di **8 milioni di tonnellate/anno di acciaio**), ed i dati sanitari aggiornati agli ultimi anni, allo scopo di segnalare eventuali criticità e proporre, se del caso, la modifica delle condizioni di esercizio attualmente autorizzate per lo stabilimento, al fine di consentire le ulteriori attività istruttorie in ordine al riesame.

Ai sensi dell'art.2 comma 2, il tavolo tecnico composto da MATTM (ora MiTE), ISPRA, ARPA e Commissione Istruttoria per l'AIA (IPPC) si è riunito in diverse occasioni¹, tra giugno 2019 e febbraio 2021 (Allegati 1-7 - Verbali Riunioni MATTM), presso il Ministero dell'Ambiente (anche in via telematica), per la valutazione della documentazione e delle integrazioni trasmesse da parte del Gestore relativamente al quadro emissivo correlato alla produzione di 6 Mt/a di acciaio.

La presente relazione illustra, quindi, i risultati complessivi della VDS con approccio tossicologico e approccio epidemiologico relativi al quadro emissivo corrispondente alla produzione attualmente autorizzata dal DPCM 29/09/2017, pari a 6 milioni di tonnellate anno di acciaio. La relazione è aggiornata, rispetto alla prima trasmissione di dicembre 2019, con i dati di Mercurio (Hg - da emissioni puntuali e diffuse), Rame (Cu- da emissioni puntuali e diffuse), naftalene (da emissioni diffuse) oltre che delle frazioni di particolato PM₁₀ e PM_{2,5} (di origine primaria, da emissioni

¹Verbale riunione del 19/07/2019 (nota MATTM DVA-18914 del 19/07/2019)-prot. ARPA n. 2019.0054640
Verbali riunioni del 09 e 11/07/2019 (Nota MATTM DVA-18103 del 12/07/2019)-prot. ARPA n. 2019.0052665
Verbale riunione del 01/07/2019 (Nota MATTM DVA-14141 del 03/07/2019)-prot. ARPA n. 2019.0049849
Verbale riunione del 20/06/2019 (Nota MATTM DVA-15950 del 21/06/2019) - prot. ARPA n. 2019.0046886
Verbale riunione 23/04/2020 (Nota MATTM RiA n.0007 del 06/05/2020) - prot. ARPA n. n. 2000.0028574
Verbale riunione del 14/07/2021 (Nota MATTM RiA n. 0020 del 30/07/2020) – prot. ARPA n.2020.0048446
Verbale riunione del 16/02/2021 (Nota MATTM CreSS n. 006 del 16/02/2021)- prot. ARPA n. 2021.0011822

puntuali e diffuse). Lo scenario emissivo complessivo è stato validato in occasione della riunione plenaria tenutasi, in remoto, lo scorso 16/02/2021 presso il MATTM (ora MiTE) (Allegato 7 - Verbali riunioni MATTM).

Ai fini della illustrazione del processo che ha condotto alla elaborazione del presente rapporto e del corretto inquadramento dei risultati ottenuti, risulta opportuno richiamare sinteticamente nel seguito le attività condotte sino a questo momento e descritte nell'ultimo verbale di approvazione del quadro emissivo da parte del MATTM (ora MiTE) (acquisito al prot. ARPA n.11822 del 16/02/2021).

A valle delle attività istruttorie avviate a giugno 2019, nella riunione del 19/07/2019, il tavolo tecnico (nel seguito GdL) definì il quadro emissivo ante-operam, formalizzato da AMI (ora AdI) con nota prot. DIR 418 del 25/07/2019, corrispondente alla produzione autorizzata dal DPCM 29/09/2017, pari a 6 milioni di tonnellate annue di acciaio, in relazione al cd. "set minimo" di inquinanti inizialmente presi in considerazione dal GdL.

Con riferimento a tale quadro emissivo, con nota del 30/12/2019, gli Enti scriventi hanno presentato il "Rapporto preliminare di Valutazione del danno Sanitario (VDS)", ribadendo come tale rapporto fosse da intendersi preliminare, in considerazione dell'assenza dei dati emissivi degli ulteriori inquinanti richiesti (Hg, Cu, naftalene, PM₁₀ e PM_{2,5}).

Conseguentemente, con nota prot. MATTM/21158 del 25/03/2020, il Ministero invitava il tavolo tecnico a *"proseguire i lavori in relazione alle emissioni degli ulteriori inquinanti richiesti dagli Enti partecipanti al tavolo tecnico e per le quali non sono attualmente previste procedure di monitoraggio concordate con gli enti di controllo"*.

In seguito, tenuto conto degli ulteriori dati emissivi richiesti dagli Enti, sono state poste in essere le attività necessarie per:

- approvare, da parte di ISPRA e ARPA Puglia, la revisione della procedura di stima delle emissioni diffuse finalizzata alla stima anche dei parametri: PM₁₀, PM_{2,5}, Naftalene, Hg e Cu, trasmessa da AMI (ora AdI) con nota prot. Dir 308/20 del 07/07/2020 ed oggetto della riunione del GdL tenutasi il 14/07/2020. Tale procedura rappresenta una revisione della procedura n°1 prevista dal PMC del 2016, approvata dal DPCM del 2017 e, al momento, è stata finalizzata alle verifiche che si sono condotte nell'ambito delle attività del GdL e che, in un secondo momento, potrà portare alla modifica e aggiornamento del PMC;
- elaborare, da parte di AMI (ora AdI), il quadro emissivo corrispondente a 6 Mt/a di acciaio, aggiornato con i dati emissivi relativi agli ulteriori inquinanti richiesti. A riguardo, facendo seguito alla riunione del GdL del 14/07/2020, AMI (ora AdI), con nota Dir 399/2020 del 31/08/2020, ha trasmesso le relazioni delle emissioni convogliate e diffuse aggiornate per

tener conto degli ulteriori inquinanti inizialmente non compresi nel cd. “set minimo” e della quantificazione delle emissioni diffuse del naftalene. Ad ottobre 2020, ISPRA e ARPA Puglia, con nota prot. ARPA n.49068/2020 del 27/10/2020, hanno chiesto integrazioni alla sopra citata documentazione fornita dal Gestore. Tali integrazioni sono state trasmesse da AMI (ora AdI) con nota Dir 602/2020 del 15/12/2020 e sono state oggetto di successive valutazioni da parte di ISPRA e ARPA;

- convalidare, da parte del GdL riunitosi in videoconferenza il 16/02/2021, il quadro emissivo “ante-operam” e considerare, conseguentemente, concluse le relative valutazioni di cui all’art.2, comma 2, del D.D. n. 188/19;
- dare l’avvio (contestuale al punto precedente), da parte dell’Autorità Competente (A.C.) alla fase di valutazione prevista all’art.2, comma 3, del medesimo decreto, finalizzata all’aggiornamento del rapporto di Valutazione del Danno Sanitario (VDS);
- trasmettere, da parte degli enti ARPA Puglia-AReSS Puglia-ASL TA, il cronoprogramma delle attività (basato sui 90 giorni previsti dal decreto su richiamato) di valutazione di cui al presente rapporto.

Ai fini della valutazione del danno sanitario “ante operam”, corrispondente al quadro emissivo relativo alla produzione attualmente autorizzata dal DPCM 29/09/2017, pari a 6 milioni di tonnellate annue di acciaio, sono stati considerati due sotto-scenari, denominati rispettivamente: Scenario UCL95 e Scenario KM mean². L’impatto sanitario associato è stato valutato secondo la procedura utilizzata nelle VDS redatte ai sensi della L.R. n.21/2012, ovvero secondo la metodologia Risk Assessment per gli inquinanti per cui sono disponibili UR/RfC.

I risultati della VDS, illustrati nel presente rapporto, sono stati pertanto aggiornati (rispetto alla citata versione del 30/12/2019) con riferimento al naftalene (integrando le valutazioni relative alle emissioni diffuse) ed al mercurio (Hg), mentre ciò non è stato possibile per il rame (Cu) in quanto in letteratura non è presente una RfC valida per tale inquinante.

²Tali scenari emissivi sono stati definiti con l’ausilio del software PROUCL, un software statistico per applicazioni ambientali referenziato, utilizzato in numerose Valutazioni d’Impatto Sanitario, revisionato ed approvato dalla U.S. Environmental Protection Agency (EPA). Per ciascun inquinante la costruzione dello scenario prevede la restituzione di un valore medio, accompagnato dall’intervallo di confidenza, che definisce il margine di incertezza associato alla stima, ovvero l’intervallo di valori entro cui si confida, con un margine di certezza fissato al 95%, che ricada il valore “vero”. Lo Scenario UCL95 è lo scenario emissivo peggiore, ottenuto considerando i livelli emissivi corrispondenti al limite superiore di ciascun intervallo, applicando quindi l’atteggiamento più conservativo possibile in un’ottica di massima precauzione. Lo scenario KM Mean è lo scenario che considera i valori medi stimati da PROUCL per ciascun inquinante.

Per quanto riguarda l'impatto sanitario associato alle emissioni delle frazioni fini (PM₁₀ e PM_{2,5}) del particolato, presentato nel Capitolo 5 - paragrafo 5.2, lo stesso è stato valutato utilizzando l'approccio epidemiologico dell'Health Impact Assessment già adottato nello studio VIIAS: 'L'impatto ambientale e sanitario delle emissioni dell'impianto siderurgico di Taranto e della centrale termoelettrica di Brindisi', Galise I. et al, EpidemiolPrev 2019; 43 (5-6): 329-337.

Con riferimento ai dati sanitari aggiornati agli ultimi anni, si rimanda al quadro epidemiologico riportato nel precedente rapporto preliminare e all'aggiornamento dei dati riferiti alla mortalità, ospedalizzazione e incidenza riportati nell'Edizione 2020 del Rapporto di VDS redatto ai sensi del DM 231/2013 e pubblicato sul sito istituzionale di ARPA https://www.arpa.puglia.it/pagina3080_valutazione-del-danno-sanitario-ai-sensi-del-decreto-interministeriale-24-aprile-2013.html.

Infine, si precisa che, per quel che riguarda la Valutazione del Danno Sanitario relativa al quadro emissivo correlato ad una produzione di 8 Mt/a di acciaio, questa sarà effettuata su impulso dell'A.C. dopo la valutazione da parte del tavolo istruttorio, costituito presso il Ministero dell'Ambiente (ora MiTE), della documentazione pervenuta dal Gestore con nota prot. ARPA n.70708 del 4/10/2019.

2. VDS: PROCEDURA DI RISK ASSESSMENT

2.1 Base concettuale

La Valutazione del Danno Sanitario (VDS) è la declinazione operativa della procedura di Valutazione di Impatto Sanitario (VIS) in ambito di Autorizzazione Integrata Ambientale ed è finalizzata ad introdurre, nel processo decisionale, la preventiva valutazione di impatti negativi per la salute rispetto ai limiti e alle prescrizioni imposti a singoli impianti.

In questo quadro, la valutazione degli impatti sanitari 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.

La ratio che ha portato all'introduzione dello strumento della valutazione di danno sanitario risiede nella necessità di incorporare esplicitamente, nelle procedure autorizzative ambientali, aspetti di carattere sanitario, per garantire la tutela della salute delle popolazioni, a partire dalla considerazione che i limiti ambientali non sono formulati in funzione dell'evidenza degli impatti sanitari associati: pertanto, al fine di assicurare che i provvedimenti autorizzativi ambientali siano predisposti in modo da garantire la prevenzione degli effetti avversi sulla salute, è necessario adottare strumenti specifici di valutazione.

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 ai contaminanti emessi dallo stabilimento in valutazione, anche in assenza di superamenti di limiti ambientali. La metodologia impiegata deve quindi essere adottata in funzione della restituzione di indicatori quantitativi, misurabili e controllabili nel tempo.

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, modulando i limiti emissivi ovvero intervenendo sulle modalità di gestione/condizioni di esercizio (tecnologie, volumi autorizzati, ecc.).

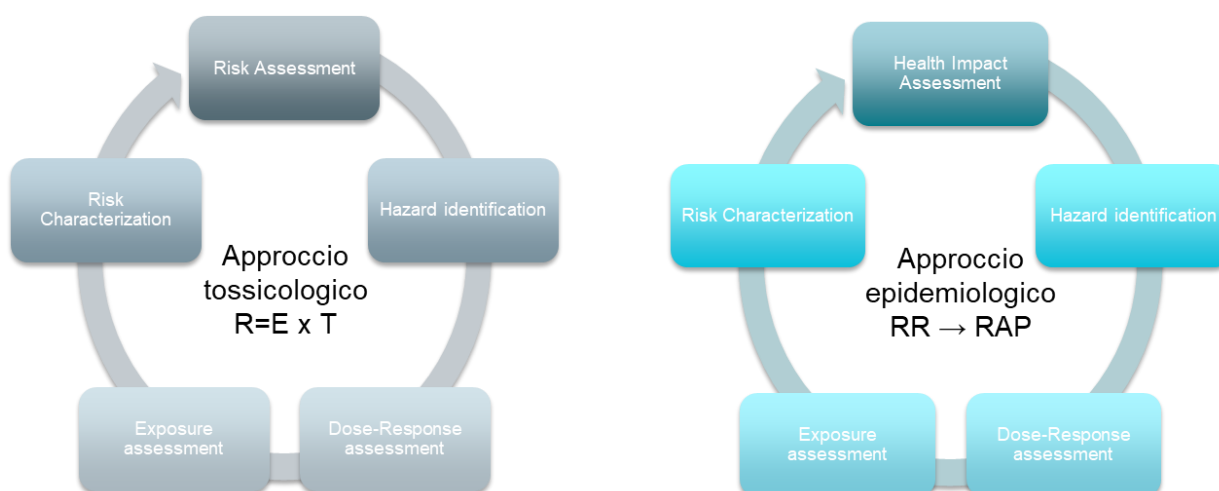
La metodologia utilizzata è quella del risk assessment, che si basa sulle procedure proposte dall'Agenzia per la Protezione Ambientale degli Stati Uniti (US-EPA), richiamata nelle citate Linee Guida ISS pure assunte in questa sede quale riferimento metodologico, e comprende le fasi di: (1) identificazione dei pericoli, (2) valutazione dell'esposizione, (3) valutazione dose-risposta, (4) caratterizzazione del rischio.

Visto in un'ottica più dinamica, le fasi possono essere anche schematizzate come segue:

Emissioni inquinanti in atmosfera → dispersione attraverso modelli diffusionali →

→ esposizione della popolazione → impatto sulla salute (esposizione per rischio unitario)

La procedura di risk assessment può essere condotta attraverso un approccio di tipo tossicologico, che utilizza per l'identificazione dei pericoli e per la valutazione dose risposta le informazioni prodotte da studi sperimentali (in vivo o in vitro) e stima il rischio come prodotto dell'esposizione ad una sostanza per la sua tossicità, ovvero attraverso un approccio di tipo epidemiologico, che si basa invece sulla metodologia dell'Health Impact Assessment, che utilizza i rischi relativi (RR) che derivano da precedenti studi epidemiologici per stimare il rischio attribuibile all'esposizione alla sostanza in studio della popolazione esposta (RAP).



La valutazione effettuata in questa sede ha utilizzato sia l'approccio di tipo tossicologico per valutare l'impatto dei singoli inquinanti, sia quello di tipo epidemiologico per valutare l'impatto delle miscele di inquinanti (particolato), come indicato nelle Linee Guida ISS che sottolineano come *“l'uso congiunto e integrato dei due metodi, ove possibile, può offrire una valutazione più completa per verificare l'accettabilità o meno dell'opera sul territorio e individuare le eventuali azioni correttive e/o di mitigazione”*.

2.2 Identificazione dei pericoli

Il primo step della procedura di risk assessment, l'identificazione dei pericoli, ha l'obiettivo di identificare le specifiche sostanze chimiche da includere nella valutazione per i loro potenziali effetti avversi sulla salute umana.

A partire dai dati di emissione dello stabilimento siderurgico, sono stati considerati 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).

A questi inquinanti, utilizzati nella fase di valutazione tossicologica, si aggiungono le frazioni di particolato PM₁₀ e PM_{2,5}, per stimare l'impatto delle quali è stato adottato l'approccio epidemiologico.

2.3 Valutazione dell'esposizione

Il secondo step della procedura di risk assessment è la valutazione dell'esposizione, che determina il livello di esposizione dei recettori umani alle sostanze chimiche individuate.

Si rammenta che nel caso in esame è stata considerata la sola via inalatoria di esposizione.

La valutazione dell'esposizione alle sostanze inquinanti necessita della stima delle concentrazioni al suolo. Tale stima è stata condotta con l'ausilio dei modelli di dispersione secondo le fasi descritte di seguito.

3. EMISSIONI DELLO STABILIMENTO ARCELORMITTAL ITALIA (EX ILVA S.P.A.) DI TARANTO

3.1 I Fase - Valutazione delle emissioni del cd. “set minimo” degli inquinanti

Nel seguito si sintetizzano le metodologie impiegate dal Gestore (documentazione trasmessa, da ultimo, con note DIR 418/2019 e DIR 430/2019) per definire lo scenario emissivo correlato ad un assetto produttivo di 6 milioni di tonnellate di acciaio all'anno per lo stabilimento Acciaierie d'Italia (ex ArcelorMittal Italia) di Taranto.

In particolare, il Gestore riferisce che le metodologie di calcolo si rifanno a quanto richiesto nell'Autorizzazione Integrata Ambientale in essere, con particolare riferimento al Piano di Monitoraggio e Controllo ad essa associato. Tali dati di base sono stati trasmessi agli Enti competenti nell'ambito dei rapporti annuali AIA, relazioni trimestrali, attraverso il Catasto Emissioni Territoriali (CET) e la Dichiarazione E-PRTR.

L'analisi statistica dei dati disponibili è stata condotta con il software PROUCL, sviluppato per gestire set di dati caratterizzati sia da valori rilevabili (i.e. detected) che non rilevabili (i.e non detected).

Il Software è stato utilizzato per valutare, per un dato camino ed inquinante, il range di concentrazione rappresentativo dell'esercizio degli impianti a partire dalla distribuzione dei dati delle concentrazioni misurate tra il 2016 ed il 2018.

In particolare, sono stati ricostruiti dal Gestore, due sotto-scenari emissivi: uno maggiormente conservativo, che tiene conto del limite superiore dell'intervallo di confidenza al 95% dei valori medi misurati, ed uno che – attraverso l'approccio statistico Kaplan Meier - tiene conto anche della presenza di dati non rilevati nell'ambito del data set; scenari denominati rispettivamente: UCL95 e KM mean.

Preliminarmente alla descrizione sintetica delle emissioni convogliate e diffuse considerate, è importante sottolineare che tale scenario emissivo si rifà all'anno 2016, con un “assetto impiantistico”, necessario a raggiungere 6 milioni di tonnellate di acciaio prodotto, così in esercizio:

- dati relativi agli anni di esercizio → 2016, 2017 e 2018, parametrati al livello di produzione di acciaio massima autorizzata, pari a 6 milioni di tonnellate annue;
- 3 altoforni → AFO/1, AFO/2 e AFO/4
- 5 batterie di forni a coke → 7-8-11-12 più una quinta batteria (replica della 11), considerate nella configurazione pre-adequamento rispetto a quanto previsto dal DPCM 29 settembre 2017 e con tempi di distillazione pari a 24 ore.

Emissioni convogliate

Per una descrizione dettagliata della metodologia impiegata, in questa prima fase, si rimanda a quanto comunicato dal Gestore con relazione specifica (Allegato 3.1). Tuttavia, sintetizzando al massimo gli aspetti metodologici principali considerati, il calcolo delle emissioni convogliate è stato effettuato secondo i seguenti criteri:

- quantità e qualità dei camini attivi, dovuti ad uno scenario di produzione pari a 6 Mton/anno di acciaio;
- il calcolo del flusso di massa medio annuo di ciascun parametro, espresso in ton/anno, è stato ottenuto come prodotto tra le ore di marcia annuali (h), la portata media annua (Nm^3/h) dei singoli camini e la concentrazione media annua di ogni inquinante (in $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ o mg/Nm^3) per il coefficiente necessario a ricondurre il flusso in tonnellate, ovvero, ove disponibile, è stato considerato il parametro statistico calcolato (i.e. UCL95 e la KM mean), in luogo della concentrazione media annua del singolo parametro;
- quando disponibili, nel calcolo del flusso di massa medio annuo, sono stati considerati i dati di ore di marcia annuali, di portata media annua e di concentrazione media annua relativi all'anno 2016; qualora questi non fossero disponibili per il 2016 (per esempio perché il camino è entrato in attività dopo tale anno), il Gestore ha considerato il dato di concentrazione media annua massimo rilevato nel periodo 2017-2018 e, conseguentemente, le ore di marcia e la portata media ad esso associate.

È opportuno precisare che l'analisi con PROUCL è stata condotta per i camini responsabili del 95% delle emissioni totali per ciascuno inquinante d'interesse³. Per i camini non trattati o esclusi da PROUCL, il Gestore dichiara di aver proceduto a stimare la concentrazione media sulla base della stessa procedura prevista dal PMC. Il file elettronico delle emissioni convogliate trasmesso dal Gestore con nota DIR 430/2019 (Allegato 3.2), prevedeva i seguenti campi:

³ Prima di effettuare l'elaborazione statistica, PROUCL svolge sul dataset di misure, acquisito per un dato camino ed inquinante, ulteriori verifiche sulla rappresentatività del dataset al fine di identificare la presenza di outlier o di altri elementi che possano influenzarne la rappresentatività del dato, valutando la possibilità di rimuovere i camini caratterizzati da set di dati con zero o solo con un valore rilevabile nell'arco temporale analizzato.

Anno
Area di Provenienza
Codice Punto di Emissione
Fase di provenienza
Sistema di Trattamento
Parametri monitorati
Altezza dal suolo (m)
Area Sez. Uscita (m ²)
Temperatura Fumi (°C)
Latitudine punto di emissione
Longitudine punto di emissione
Ore di Marcia Annuali (Prod. Futura)
Ore di Marcia 2016
Portata Media Annuo (Nm ³ /h) (*)
Unità di misura
Concentrazione Media Annuo parametro LOQ
Flusso di massa medio annuo parametro LoQ (kg/h)
Flusso di massa medio annuo parametro LoQ (t/anno)
KM Mean (Parametro da analisi statistica concentrazioni)
Concentrazioni analisi statistica (UCL95 o Mediana)
Flusso con priorità ai dati di analisi statistica (with KM Mean or Median) (t/anno)
Flusso con priorità ai dati di analisi statistica (with UCL95 or Median) (t/anno)
Delta concentrazioni
Velocità

Il file è stato, quindi, adattato al format richiesto dal sistema modellistico utilizzato da ARPA, descritto nel seguito della relazione.

Emissioni diffuse

Per una descrizione dettagliata della metodologia di stima impiegata, in questa prima fase, per le emissioni diffuse, derivanti dalle varie attività di processo del ciclo integrale, si rimanda a quanto comunicato dal Gestore con la relazione specifica (Allegato 3.3).

Il riferimento metodologico principale utilizzato è rappresentato dalla procedura denominata “*Metodologia di stima delle emissioni diffuse*”, riportata al punto 1 della tabella del paragrafo 14 del PMC di cui al Decreto MATTM n. 194 del 13/07/2016, e originariamente redatta in ottemperanza alla prescrizione n. 28 del decreto di riesame dell’A.I.A. DVA-DEC-2012-547 del 26 ottobre 2012⁴. Anche in questo caso, sintetizzando al massimo gli aspetti metodologici principali considerati, la stima delle emissioni diffuse è stata effettuata secondo i seguenti criteri:

- l’assetto produttivo relativo all’anno 2016→AFO/1-2-4 in esercizio;

⁴<https://va.minambiente.it/it-IT/ps/Procedure/QuadroNormativoILVA>

- 4 batterie di forni a coke in esercizio → 7-8-11-12 più una quinta batteria, tutte considerate nella configurazione pre-adequamento rispetto a quanto previsto dal DPCM 29 settembre 2017 e con tempi di distillazione pari a 24 ore;
- per integrare la stima delle emissioni diffuse con alcuni metalli⁵ e per PCDD/F, laddove non prevista dalla procedura richiamata al punto 1 del par. 14 del PMC, e per le aree a caldo del siderurgico⁶, l'approccio statistico utilizzato per le emissioni convogliate in atmosfera è stato mutuato per il caso specifico (v. DIR 418/2019).

La stima delle emissioni diffuse ha riguardato le seguenti sezioni impiantistiche, fasi ed inquinanti:

Area	Fase di stima diffuse	Polveri (PTS)	IPA	Benzene	As	Cd	Cr VI	Ni	Pb	Se	PCDD/F	PCDD/F senza detrazione 35%
Cokeria	Caricamento 7-8	x	x	x								
	Caricamento 11-11	x	x	x								
	Caricamento 12	x	x	x								
	Cokefazione 7-8	x	x	x								
	Cokefazione 11-11	x	x	x								
	Cokefazione 12	x	x	x								
	Sfornamento 11-12-11	x			x	x	x	x	x	x		
	Sfornamento 7-8	x			x	x	x	x	x	x		
	Spegnimento Batt. 7-8	x										
Spegnimento Batt. 11-12-11	x											
Agglomerato	Secondaria D	x			x	x		x	x	x	x	x
	Secondaria E	x			x	x		x	x	x	x	x
	Raffreddamento D	x			x	x	x	x	x	x	x	x
	Raffreddamento E	x			x	x	x	x	x	x	x	x
Altoforno	Tetto Campo di Colata AFO1	x			x	x	x	x	x	x		
	Tetto Campo di Colata AFO2	x			x	x	x	x	x	x		
	Tetto Campo di Colata AFO4	x			x	x	x	x	x	x		
Acciaieria	Tetto ACC/1	x			x	x	x	x	x	x		
	Tetto ACC/2	x			x	x	x	x	x	x		

*x = presenza di stima; = assenza di stima

- Movimentazione materiali polverulenti (es. cadute materiali solidi, movimentazione stradale di mezzi all'interno dello stabilimento, ecc.), la cui stima è indirizzata alle polveri totali (PTS).

Dette informazioni sono state integrate dal Gestore, su specifica richiesta di ARPA, con la già richiamata nota DIR430/2019 e con le indicazioni specifiche circa le coordinate dei vertici dei poligoni delle aree impiantistiche interessate dalle emissioni diffuse, le altezze massime delle strutture (in cokeria, acciaieria, altiforni) e i flussi emissivi suddivisi per sorgente. Queste informazioni sono risultate utili per la caratterizzazione delle emissioni diffuse da fornire in input al modello.

⁵As, Cd, Cr (VI), Ni, Pb, Se

⁶Cokeria, Agglomerato, Altoforno, Acciaieria

In questa I fase non è stato stimato il contributo in termini di emissione diffusa del naftalene, poiché non espressamente previsto dalla richiamata procedura 1 del par. 14 del PMC.

3.2 II Fase - Integrazione inquinanti da parte di AMI Taranto

Questa fase di valutazione integrativa è risultata necessaria, come già anticipato in premessa al presente rapporto, affinché il quadro emissivo proposto dal Gestore fosse predisposto considerando almeno tutti gli inquinanti trattati nel rapporto definitivo di VDS, redatto nel 2018, ai sensi della L.R. 21/2012 e R.R. 24/2012, per l'area di Taranto.

In particolare, rispetto alla prima fase, è stato richiesto di integrare il quadro emissivo considerando i seguenti inquinanti:

- rame e mercurio (Cu, Hg), da fonti diffuse (protocollo integrativo di stima ad hoc) e convogliate (inquinanti già monitorati);
- naftalene, da fonti diffuse dello stabilimento (protocollo integrativo di stima ad hoc);
- frazioni di particolato PM₁₀ e PM_{2.5}, da fonti diffuse (protocollo integrativo di stima ad hoc) e convogliate (già monitorato il PM₁₀, mentre il PM_{2.5} è stato stimato a partire dal PM₁₀).

Queste integrazioni hanno comportato, in ogni caso, un lungo percorso metodologico fatto di proposte del Gestore, osservazioni del GdL ARPA-ISPRA, controproposte, revisione del protocollo di stima delle emissioni diffuse (per sezioni impiantistiche).

Le tappe chiave di tale percorso, attraverso le quali si è addivenuti ad una condivisione finale dello scenario emissivo riferito a 6 Mt/a di acciaio, sono sintetizzabili in:

- nota AMI DIR 308/20 (prot. ARPA n. 0042913 del 08/07/2020) – revisione protocollo di stima emissioni diffuse, a seguito di richieste ARPA-ISPRA;
- nota AMI DIR 399/20 (prot. ARPA n. 0053316 del 01/09/2020) – fornitura da parte del Gestore del quadro emissivo integrato;
- nota AMI DIR 602/20 (prot. ARPA n. 0087577 del 16/12/2020) – fornitura da parte del Gestore del quadro emissivo integrato e precisazioni, a seguito di ulteriori richieste di ARPA-ISPRA;
- nota ISPRA prot. n. 1097 del 13/1/2021 (prot. ARPA n. 2149 del 14/01/2021) - valutazioni finali GdL Ispra/Arpa Puglia sul quadro emissivo a 6 Mt/a di acciaio;
- nota MATTM ‘CreSS_04-6751_2021-0006’ (prot. ARPA n. 0011822 del 17/02/2021) – verbale riunione del GdL c/o MATTM del 16/02/2021, con approvazione quadro emissivo a 6 Mt/a di acciaio.

Con quest'ultima nota è stato ratificato il quadro emissivo c.d. “ante-operam”, corrispondente alla produzione attualmente autorizzata dal DPCM 29/09/2017, pari a 6 milioni di tonnellate annue di

acciaio, aggiornato rispetto al quadro inizialmente approvato nella riunione del 19/7/2019, con i dati emissivi degli ulteriori inquinanti richiesti dagli Enti (Hg, Cu, naftalene, PM₁₀ e PM_{2.5}). Nel seguito si descrive sinteticamente il percorso metodologico che ha portato all'integrazione di detti inquinanti nel quadro emissivo, sia per le emissioni convogliate che diffuse.

3.3 Emissioni convogliate (II Fase)

Sulla base della metodologia già descritta in precedenza, il file relativo alle emissioni convogliate⁷ è stato revisionato dal Gestore (Allegato 3.4) ed integrato con l'inserimento dei flussi di massa di PM₁₀, PM_{2.5}, Mercurio (Hg) e Rame (Cu)⁸. In particolare, i dati misurati di Hg e Cu (rilevati sui camini specifici che ne prevedevano il monitoraggio) sono stati trattati secondo l'elaborazione statistica già descritta in precedenza (i.e. KM Mean e UCL95).

Come descritto nella metodologia presentata del Gestore, il calcolo dei flussi di massa è stato effettuato seguendo i seguenti criteri principali:

- Sono stati considerati i camini che saranno attivi per uno scenario di produzione pari a 6 mln di acciaio;
- Il calcolo del flusso di massa medio annuo di ciascun parametro, espresso in ton/anno, è stato ottenuto dal prodotto tra: ore di marcia annuali (h), portata media annua (Nm³/h) e concentrazione annua media annua per ogni inquinante (µg/Nm³ o mg/Nm³);
- Il parametro statistico calcolato (i.e. UCL95 e la KM_mean), ove disponibile, è stato considerato al posto della concentrazione media annua del parametro per il calcolo del flusso di massa medio annuo del parametro per i camini;
- Quando disponibili, nel calcolo del flusso di massa medio annuo sono stati considerati i dati di ore di marcia annuali, portata media annua e concentrazione media annua relativi all'anno 2016;
- Qualora non disponibile per il 2016 (per esempio perché il camino è entrato in attività dopo tale anno), si è considerato il dato di concentrazione media annua massimo rilevato nel periodo 2017-2018, e, conseguentemente, le ore di marcia e la portata media associate.

Relativamente a PM₁₀ e PM_{2.5}, invece, non è stata prevista una elaborazione statistica (i.e. UCL95 e la KM_mean), ed i criteri relativi sono sintetizzabili come segue:

- Il flusso di massa di PM₁₀ è stato calcolato a partire dai valori risultati dai monitoraggi riportati nel report annuale AIA del 2016, come fatto per le polveri totali. Per i pochi casi di

⁷ Relazione descrittiva dei criteri di calcolo dei flussi di massa delle emissioni convogliate in atmosfera dello stabilimento ArcelorMittal Italia di Taranto

⁸ Nota AMI Dir. 399/2020, e relativi allegati, acquisita al protocollo ARPA n. 53316 del 01/09/2020

camini per cui non fossero disponibili i dati del 2016 (per esempio perché il camino è entrato in attività dopo tale anno), è stato considerato il dato di concentrazione media annua massimo rilevato nel periodo triennio precedente, e conseguentemente le ore di marcia e la portata media associate, in linea con quanto fatto per gli altri inquinanti;

- Per la determinazione del flusso di massa del PM_{2,5}, non essendo disponibili misure e non essendo definito un fattore emissivo specifico da specifica procedura in AIA, è stato applicato il rapporto PM_{2,5}/PM₁₀ pari a 0,52 (PM_{2,5} = 52% PM₁₀), derivato dal protocollo di stima delle emissioni diffuse (v. sezione seguente).

Nella tabella seguente si riporta l'estratto sintetico dei flussi di massa calcolati (emissioni convogliate) per lo scenario di produzione di 6 mln tonnellate di acciaio e per gli inquinanti integrati in questa seconda fase:

Inquinante	u.m.	Flusso di massa totale (KM Mean)	Flusso di massa totale (UCL95)
Cu	kg/anno	454,19	541,86
Hg	kg/anno	35,30	40,12
PM ₁₀	t/anno	132,90	
PM _{2,5}	t/anno	69,11	

Anche in questo caso, come nella I fase, il file ricevuto con i dati è stato adattato ed inserito nel format richiesto dal sistema modellistico utilizzato da ARPA, descritto nel seguito della relazione.

3.4 Emissioni diffuse (II Fase)

Per la quantificazione dei parametri aggiuntivi quali mercurio, rame, PM₁₀, PM_{2,5} e naftalene si è resa necessaria la definizione di una procedura di stima delle emissioni diffuse ad hoc, non essendo già previsti dalla metodologia presente in A.I.A. (v. DPCM 2017 e PMC vigente). Il percorso per addivenire alla definizione di un protocollo aggiornato di stima delle emissioni diffuse ha avuto principalmente luogo tra febbraio e luglio 2020, con una appendice dovuta a specifiche richieste di integrazioni da parte di ARPA-ISPRA che hanno condotto conclusivamente al quadro emissivo presentato dal Gestore a dicembre 2020, valutato dagli enti di controllo e approvato definitivamente in seduta plenaria del 16/02/2021 dal GdL istituito c/o il MATTM (ora MiTE)(nota MATTM 'CreSS_04-6751_2021-0006').

Sulla base della metodologia già descritta nella I fase, il file relativo alle emissioni diffuse⁹ è stato revisionato dal Gestore (Allegato 3.5) ed integrato con l'inserimento dei flussi di massa di PM₁₀, PM_{2,5}, mercurio, rame, e naftalene¹⁰.

Inoltre, nella stima sono stati inclusi i metalli legati alla movimentazione stradale (risollevamento polveri). Il riferimento principale è stato l'elaborato "*Metodologia di stima delle emissioni diffuse*", di cui al punto 1 della tabella del paragrafo 14 del PMC n. 194 del 13/07/2016, originariamente redatto in ottemperanza alla prescrizione n. 28 del decreto di riesame dell'A.I.A. DVA-DEC-2012-547 del 26 ottobre 2012, ed integrato ad hoc per questo procedimento (Rev.5¹¹).

La metodologia di stima di cui sopra è stata integrata con i composti per le varie sezioni impiantistiche interessate dall'emissione dei composti richiamati:

⁹ Relazione aggiornata sulle modalità di calcolo delle emissioni diffuse in atmosfera dello stabilimento ArcelorMittal Italia di Taranto

¹⁰ Nota AMI Dir. 399/2020, e relativi allegati, acquisita al protocollo ARPA n. 53316 del 01/09/2020

¹¹ "*Metodologia di stima delle emissioni diffuse (Rev.5)*" che si allega alla presente e a cui si rimanda per approfondimenti specifici.(Allegato 3.6)

Area/Sezione/fase Impiantistica	Integrazioni “ <i>Metodologia di stima delle emissioni diffuse</i> ”
COKERIA	<ul style="list-style-type: none"> • PM₁₀ e PM_{2,5} dalle fasi di caricamento, cokefazione e sfornamento del coke metallurgico; • naftalene dalle fasi di caricamento e cokefazione del coke metallurgico; • PM₁₀ e PM_{2,5} dalla fase di spegnimento del coke metallurgico.
AGGLOMERATO	<ul style="list-style-type: none"> • PM₁₀ e PM_{2,5} dal sistema secondario di depolverazione; • PM₁₀ e PM_{2,5} dalla fase di raffreddamento agglomerato.
ALTOFORNO	<ul style="list-style-type: none"> • PM₁₀ e PM_{2,5} durante le fasi di caricamento del materiale e colaggio della ghisa.
ACCIAIERIA	<ul style="list-style-type: none"> • PM₁₀ e PM_{2,5} che possono sfuggire ai sistemi di captazione e depolverazione secondari.
PARCHI* (erosione eolica di cumuli stoccati all’aperto)	<ul style="list-style-type: none"> • PM₁₀ e PM_{2,5} dovute all’erosione eolica dei cumuli di stoccaggio materiali all’aperto.
MANIPOLAZIONE MATERIALI SOLIDI (cadute)	<ul style="list-style-type: none"> • PM₁₀ e PM_{2,5} da cadute dei materiali trasportati via nastro; • PM₁₀ e PM_{2,5} e metalli da cadute materiali con carico/scarico mezzi.
MOVIMENTAZIONE STRADALE (all’interno dello stabilimento)	<ul style="list-style-type: none"> • PM₁₀ e PM_{2,5} da strade asfaltate e non.

* Parco minerale, parco fossile e parco calcare considerati coperti al 100%, altri parchi minori totalmente scoperti (rif. verbale GdL del 16/02/2021 - nota MATTM ‘CreSS_04-6751_2021-0006’).

Inoltre, per ciò che riguarda i metalli, per Hg e Cu è stata utilizzata la stessa procedura, già descritta in precedenza (v.I fase), essenzialmente costituita dall’analisi dei rapporti (caratteristici) tra i metalli pesanti (As, Cd, Cr VI, Ni, Pb, Se, Cu e Hg) e le polveri misurati su alcuni camini rilevanti (dotati di SME) delle varie fasi di processo; questi rapporti sono stati utilizzati per la stima delle emissioni diffuse di metalli, applicando il rapporto caratteristico alle polveri diffuse. Anche i metalli Hg e Cu, come gli altri, sono stati elaborati statisticamente (i.e. UCL95 e la KM_mean).

Nella tabella seguente si riporta l'estratto sintetico dei flussi di massa così calcolati per le emissioni diffuse, nello scenario di produzione di 6 mln tonnellate di acciaio, e per gli inquinanti integrati in questa seconda fase:

Inquinante	u.m.	Flusso di massa totale (KM Mean)	Flusso di massa totale (UCL95)
Cu	kg/anno	276,81	317,45
Hg	kg/anno	31,58	32,83
Naftalene	kg/anno	1577,65	
PM ₁₀	t/anno	113,502	
PM _{2,5}	t/anno	48,754	

Anche in questo caso, i dati presenti nei file ricevuti, in particolare costituiti da:

- 1) disaggregazione sinottica relativa alle emissioni diffuse c.d. 'calde',
- 2) allegati con dati specifici alla relazione delle emissioni diffuse;
- 3) emissioni diffuse c.d. "fredde", relative alle emissioni da parchi oltre alla manipolazione materiali solidi ed alla movimentazione stradale di mezzi all'interno dello stabilimento (per queste ultime due tipologie di emissioni si è potuta utilizzare l'intera area dello stabilimento, per la relativa spazializzazione);

sono stati adattati ed inseriti nei format richiesti dal sistema modellistico utilizzato da ARPA, descritto nel seguito della relazione.

Si riporta, infine, di seguito, l'assetto impiantistico definito come base per lo sviluppo delle stime su esposte, confermato da ultimo con la riunione finale di approvazione del quadro emissivo ante-operam.

La configurazione considerata per la determinazione dello scenario emissivo prevede l'esercizio di: AFO/1, AFO/2 e AFO/4, impianto di agglomerazione con entrambe le linee (D ed E), batterie di forni a coke 7-8-11-12 più una quinta batteria (replica della 11) con tempi di distillazione pari a 24 ore (non essendo considerate adeguate al Piano ambientale del 2017), due acciaierie (ACC1 e ACC2), parco minerale, parco fossile e parco calcare coperti al 100%, altri parchi minori totalmente scoperti, nastri trasportatori coperti per circa il 65 % (come da nota prot. Dir. 42/2017 del 27/1/2017), il risollevarimento delle polveri dovute alla movimentazione stradale all'interno dello stabilimento, prendendo come riferimento la produzione di acciaio dello Stabilimento ILVA di Taranto relativamente all'anno 2016, pari a 5.668.927 tonnellate di acciaio.

4. MODELLISTICA

4.1 Emissioni totali considerate nella simulazione (fase I e II)

Di seguito la sintesi tabellare dei flussi di massa (in t, kg o g, a seconda degli inquinanti) definiti dal Gestore nella nota AMI prot. DIR 430/2019 per lo scenario emissivo correlato alla produzione di 6 Mt/a di acciaio (fase I). Tali flussi sono stati considerati in input alla modellistica:

Tabella 4.1 - Flussi di massa totali definiti dal Gestore per lo scenario emissivo riferito alla produzione di 6Mt/a di acciaio
(fonte: Nota AMI prot. DIR 418/2019 e Nota AMI prot. 430/2019)

Inquinante	U.D.M.	EMISSIONI CONVOGLIATE		EMISSIONI DIFFUSE		TOTALE EMISSIONI	
		Flusso di massa totale (KM MEAN)	Flusso di massa totale (UCL95)	Flusso di massa totale (KM MEAN)	Flusso di massa totale (UCL95)	Flusso di massa totale (KM MEAN)	Flusso di massa totale (UCL95)
BaP	kg/anno	1,99	2,99	22,52		24,51	25,51
Naftalene	kg/anno	1260,27	1842,81			1260,27	1842,81
As	kg/anno	148,93	182,85	138,88	169,92	287,81	352,77
Ni	kg/anno	242,49	322,4	176,17	203,69	418,66	526,09
Cd	kg/anno	33,42	42,58	16,98	20,9	50,4	63,48
Pb	kg/anno	1596,47	2369,41	226,43	284,92	1822,9	2654,33
Se	kg/anno	354,09	394,29	222,85	246,22	576,94	640,51
Cr (VI)	kg/anno	54,46	64,28	46,49	52,97	100,95	117,25
Benzene	tonn/anno	7,72	9,77	1,66		9,38	11,43
PCB	kg/anno	0,00018	0,00027			0,00018	0,00027
PCDD/F ⁽¹⁾	g/anno	1,34	1,78	0,0094	0,0122	1,3494	1,7922

(1) - Il flusso di massa del parametro PCDD/F, calcolato senza considerare la detrazione dell'incertezza pari al 35% dei valori misurati come stabilito dalla L.R. Puglia n. 08/2009, è pari a:

- 2,05 g/anno per le emissioni convogliate e 0,0145 g/anno per le emissioni diffuse nel caso del KM Mean,
- 2,73 g/anno per le emissioni convogliate e 0,0187 g/anno per le emissioni diffuse nel caso di UCL 95.

Pertanto le emissioni totali di PCDD/F, senza considerare la detrazione dell'incertezza pari al 35% dei valori misurati come stabilito dalla L.R. Puglia n. 08/2009, sono pari a 2,0645 g/anno nel caso del KM Mean e pari a 2,7478 g/anno nel caso di UCL95.

Detti flussi totali sono stati, come anticipato, dettagliati per singoli camini, nel caso delle emissioni convogliate, e per aree impiantistiche nel caso delle emissioni diffuse, in base alle informazioni di dettaglio ricevute con la richiamata nota DIR 430/2019.

Come anticipato nella sezione precedente, successivamente, con nota MATTM 'CreSS_04-6751_2021-0006' (prot. ARPA n. 0011822 del 17/02/2021), è stato approvato il quadro emissivo a 6 Mt/a di acciaio, integrato con gli ulteriori inquinanti richiesti dagli Enti (fase II). Pertanto, nel seguito, si riporta l'aggiornamento della tabella sinottica precedente, integrata con i flussi di massa di Hg, Cu, naftalene, PM₁₀ e PM_{2.5} da fonti convogliate e diffuse.

Tabella 4.2 - Flussi di massa totali, integrati con i dati per Hg, Cu, naftalene, PM₁₀ e PM_{2,5}, definiti dal Gestore per lo scenario emissivo riferito alla produzione di 6 Mt/a di acciaio (fonte: allegato Nota AMI prot. Dir. 399/2020)

Inquinante	U.D.M.	EMISSIONI CONVOGLIATE		EMISSIONI DIFFUSE		TOTALE EMISSIONI	
		Flusso di massa totale (KM MEAN)	Flusso di massa totale (UCL95)	Flusso di massa totale (KM MEAN)	Flusso di massa totale (UCL95)	Flusso di massa totale (KM MEAN)	Flusso di massa totale (UCL95)
BaP	kg/anno	1,99	2,99	22,52		24,51	25,51
Naftalene	kg/anno	1260,27	1842,81	1577,65		2837,92	3420,46
As	kg/anno	148,93	182,85	138,88	169,92	287,81	352,77
Ni	kg/anno	242,49	322,4	176,17	203,69	418,66	526,09
Cd	kg/anno	33,42	42,58	16,98	20,9	50,4	63,48
Pb	kg/anno	1596,47	2369,41	226,43	284,92	1822,9	2654,33
Se	kg/anno	354,09	394,29	222,85	246,22	576,94	640,51
Cr (VI)	kg/anno	54,46	64,28	46,49	52,97	100,95	117,25
Benzene	tonn/anno	7,72	9,77	1,66		9,38	11,43
PCB	kg/anno	0,00018	0,00027			0,00018	0,00027
PCDD/F ⁽¹⁾	g/anno	1,34	1,78	0,0094	0,0122	1,3494	1,7922
Cu	kg/anno	454,19	541,86	276,81	317,45	731	859,31
Hg	kg/anno	35,3	40,12	31,58	32,83	66,88	72,95
PM10	tonn/anno	132,9		113,502		246,402	
PM2,5	tonn/anno	69,11		48,754		117,864	

(1) - Il flusso di massa del parametro PCDD/F, calcolato senza considerare la detrazione dell'incertezza pari al 35% dei valori misurati come stabilito dalla L.R. Puglia n. 08/2009, è pari a:

- 2,05 g/anno per le emissioni convogliate e 0,0145 g/anno per le emissioni diffuse nel caso del KM Mean,

- 2,73 g/anno per le emissioni convogliate e 0,0187 g/anno per le emissioni diffuse nel caso di UCL 95.

Pertanto le emissioni totali di PCDD/F, senza considerare la detrazione dell'incertezza pari al 35% dei valori misurati come stabilito dalla L.R. Puglia n. 08/2009, sono pari a 2,0645 g/anno nel caso del KM Mean e pari a 2,7478 g/anno nel caso di UCL95.

Le valutazioni modellistiche condotte sullo scenario emissivo definito nella fase I sono state quindi successivamente integrate con ulteriori simulazioni che hanno tenuto conto dell'aggiornamento dei flussi emissivi condotto in fase II. Nel prospetto di seguito mostrato in Tab 4.3, si identificano le attività di modellizzazione svolte in relazione ai flussi di massa acquisiti per le diverse sorgenti emissive nelle suddette fasi.

Tabella 4.3 – Quadro sinottico delle valutazioni modellistiche condotte

Sorgenti emissive	Specie chimiche														
	BaP	Naftalene	As	Ni	Cd	Pb	Se	CrVI	Benzene	PCB	PCDD/F	Cu	Hg	PM10	PM2.5
Emissioni convogliate	Fase I	Fase I	Fase I	Fase I	Fase I	Fase I	Fase I	Fase I	Fase I	Fase I	Fase I	Fase II	Fase II	Fase II	Fase II
Emissioni diffuse - area a caldo	Fase I	Fase II	Fase I	Fase I	Fase I	Fase I	Fase I	Fase I	Fase I	Fase I	Fase I	Fase II	Fase II	Fase II	Fase II
Emissioni da attività di movimentazione			Fase II	Fase II	Fase II	Fase II	Fase II	Fase II				Fase II	Fase II	Fase II	Fase II
Emissione dai parchi														Fase II	Fase II

4.2 Sistema modellistico

Per valutare l'esposizione alle emissioni inquinanti relative allo scenario emissivo considerato, sono state ricostruite con l'ausilio della modellistica diffusionale le mappe di distribuzione al suolo delle concentrazioni medie annuali degli inquinanti selezionati. In analogia alle simulazioni, condotte a supporto delle valutazioni del danno sanitario ai sensi della legge regionale, le valutazioni modellistiche sono state svolte su base oraria, considerando quale anno meteorologico il 2007.

Per la stima dei valori di concentrazione e di deposizione al suolo è stata utilizzata la suite di programmi contenuta nel pacchetto ARIA/Industry, costituita dal codice Minerve/Swift per la ricostruzione diagnostica dei campi di vento su terreno complesso, dal codice SurfPro 3.0 per la ricostruzione dei campi di turbolenza e dal modello di dispersione lagrangiano a particelle SPRAY 3.1 (Fig. 4.1). L'insieme dei programmi citati consente di tenere conto in maniera diretta sia dell'orografia che di eventuali disomogeneità del terreno (come ad esempio la presenza dell'interfaccia terra-mare), simulando condizioni meteo-dispersive che presentano variazioni nelle tre dimensioni e nel tempo.

Nei prossimi paragrafi è contenuta una descrizione più dettagliata di ognuno dei codici e delle loro principali funzionalità.

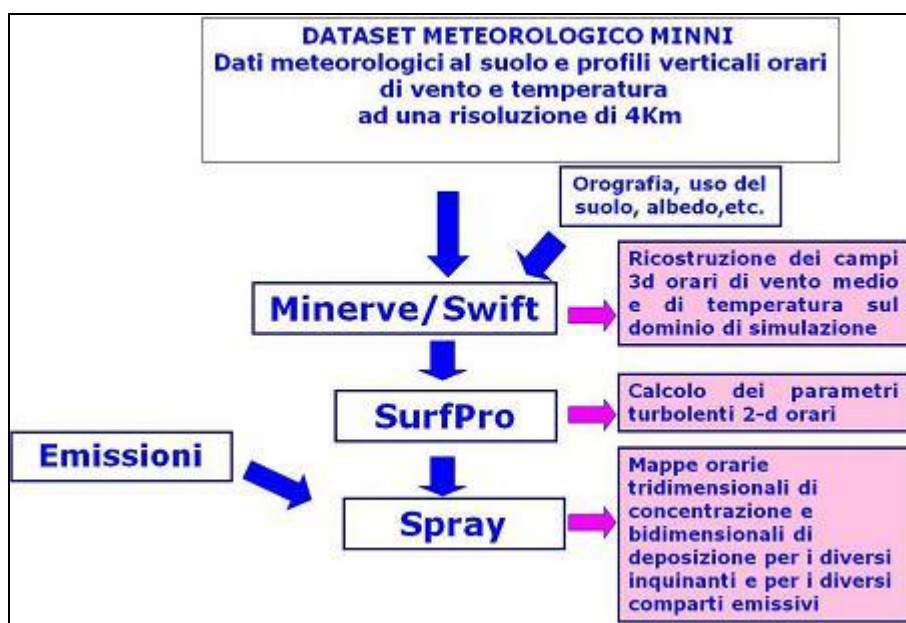


Figura 4.1: schema del sistema modellistico utilizzato

4.3 Modello meteorologico diagnostico e micro-meteorologico

La meteorologia per l'anno 2007 è stata ricostruita a partire dal dataset meteorologico MINNI (Zanini, 2009), prodotto attraverso l'applicazione del modello meteorologico prognostico RAMS (Regional Atmospheric Modeling System, versione 4.0, <http://atmet.com>), in modalità previsione mediante un sistema di griglie innestate a diverse risoluzioni. Le informazioni meteorologiche provenienti da tale dataset, a 4km di risoluzione orizzontale sul dominio del sud Italia, vengono poi riportate alla risoluzione di 500m mediante i codici Swift/Minerve e Surfpro, descritti di seguito.

Il modello Minerve/Swift, sviluppato da EDF e ARIA Technologies S.A. (Aria Technologies, 2001, Finardi et al. 1998), è un codice "mass-consistent" di tipo diagnostico in grado di ricostruire i campi tridimensionali di vento e temperatura. Per la ricostruzione del campo di vento il modello opera essenzialmente in due fasi: nella prima effettua l'interpolazione sul dominio di calcolo

tridimensionale dei dati di vento forniti in input; nella seconda, detta di analisi oggettiva, applica il principio fluidodinamico di conservazione della massa ad ogni cella del dominio e produce un campo di vento definito aggiustato. La ricostruzione del campo di temperatura viene effettuata mediante una interpolazione tridimensionale di Cressman.

Il codice SurfPro, sviluppato da ARIANET S.r.l. (Silibello, 2006), è un preprocessore micrometeorologico in grado di ricostruire le principali variabili che descrivono la turbolenza atmosferica su terreno complesso, necessarie in input ai modelli di dispersione.

Il codice riceve in input i campi tridimensionali di vento e temperatura, generati dal codice MINERVE/Swift 7.1, eventuali variabili meteorologiche disponibili sul territorio in esame (quali ad esempio la nuvolosità ora per ora, disponibile dai campi provenienti da un modello prognostico) e la matrice di dati di uso del suolo su un grigliato orizzontale, corrispondente a quello dei dati di vento. In questo modo si riesce a tener conto della non omogeneità orizzontale del terreno nella risposta alla forzante radiativa solare e la conseguente disomogeneità nei campi di turbolenza che si vengono a determinare.

Utilizzando diversi schemi di parametrizzazione della turbolenza consolidati in letteratura, il codice ricostruisce i campi bidimensionali delle seguenti variabili:

- altezza di rugosità z_0 ;
- altezza dello strato limite notturno o dello strato limite convettivo diurno H_{mix} ;
- velocità di frizione u^* ;
- altezza di Monin-Obukhov L ;
- velocità convettiva di scala w^*
- velocità di deposizione secca per specie chimiche gassose e particolato.

Lo schema utilizzato nelle simulazioni per la stima dell'altezza dello strato limite si basa sull'algoritmo di Maul e Carson in condizioni diurne e di Nieuwstadt in condizioni notturne.

SURFPro stima la velocità di deposizione secca mediante un modello resistivo che considera l'inverso della somma delle diverse resistenze.

Il programma tiene inoltre conto sia dell'inclinazione dei pendii rispetto a quella dei raggi solari che degli effetti d'ombra presenti a causa dell'eventuale mascheramento provocato dall'orografia.

4.4 Pre-processore delle emissioni

L'input emissivo al modello di simulazione SPRAY è stato messo a punto a partire dai dati illustrati ai paragrafi precedenti. Il codice utilizzato per le simulazioni necessita di un input su base oraria per tutto il periodo di simulazione (8760 ore). I dati emissivi, espressi in t/anno per ogni inquinante di

interesse, sono stati disaggregati nello spazio e nel tempo, utilizzando i moduli di calcolo di Emission Manager (ARIA Technologies, 2008), gestiti attraverso la shell EMMA (Calori, 2006).

4.5 Modello di dispersione

SPRAY 3.1, sviluppato da ARIANET S.r.l. e ARIA Technologies S.A. (Tinarelli et al., 1994, 1999, 2007), è un modello tridimensionale lagrangiano per la simulazione della dispersione di inquinanti in atmosfera, in grado di tenere conto delle variazioni del flusso e della turbolenza atmosferica sia nello spazio (condizioni disomogenee) che nel tempo (condizioni non stazionarie). È in grado di ricostruire campi di concentrazione determinati da sorgenti puntiformi, lineari, areali o volumetriche.

L'inquinante è simulato da "particelle virtuali", il cui movimento è definito sia dal vento medio locale che da velocità casuali che riproducono le caratteristiche statistiche della turbolenza atmosferica. In questo modo, differenti parti del pennacchio emesso possono "vedere" differenti condizioni atmosferiche, permettendo simulazioni più realistiche in condizioni difficili da riprodurre con modelli tradizionali (calma di vento, inversione di temperatura con la quota, impatto con orografia complessa, dispersione in siti con forti discontinuità spaziali tipo terra-mare o città-campagna). SPRAY è in grado di simulare il sovrinnalzamento termico di effluenti caldi mediante opportune formule dinamiche (Anfossi, 1993), in grado di tenere conto delle variazioni verticali e orizzontali di vento e stabilità atmosferica.

SPRAY 3.1 è in grado di simulare i fenomeni di deposizione secca ed umida. La deposizione secca viene simulata mediante un metodo di rimozione probabilistico, orientato alla particella, derivato dalla soluzione dell'equazione di Fokker-Planck (Boughton et al., 1987), che impone una condizione al contorno al suolo tale da garantire, in ogni intervallo di tempo Δt , che il flusso di deposizione sia proporzionale alla concentrazione al suolo, secondo un coefficiente rappresentato dalla velocità di deposizione. La massa rimossa dalla particella viene accumulata nella cella sottostante, consentendo il calcolo dei flussi di deposizione per ogni specie considerata. La deposizione umida viene calcolata in presenza di precipitazione, ipotizzando che, in ogni intervallo di tempo Δt , vi sia un decadimento o rimozione della massa di una specie, associata alla particella, secondo la legge esponenziale:

$$m(t + \Delta t) = m(t)e^{-S\Delta t}$$

dove - S è definito come coefficiente di washout, proporzionale alla precipitazione $S = S_1 R$; R rappresenta il rateo di precipitazione in mm/ora; S_1 è il coefficiente standardizzato di washout, dipendente dalla specie o dalla granulometria di particolato e riferito alla precipitazione standard di 1 mm/ora. In presenza di specie di particolato di granulometria elevata (tipicamente superiore a

10 μ m) il codice è in grado di tenere conto del settling gravitazionale delle particelle, mediante velocità verticali di equilibrio sulle particelle calcolate mediante la formulazione seguente:

$$w_s = \frac{g \rho d^2 C_c}{18 \mu}$$

dove g è l'accelerazione di gravità, ρ la densità delle particelle espresso in kg/m³ (supposta $\gg \rho_{\text{air}}$), d il diametro delle particelle, μ viscosità dinamica dell'aria (18.10⁻⁶ kg/(m s)), C_c Cunningham slip-flow correction factor.

4.6 Dominio di simulazione

Il dominio di simulazione del modello di dispersione comprende un'area di estensione pari a 35km x 35km, centrata sull'area industriale di Taranto. Le caratteristiche del dominio, mostrato nella Figura seguente, sono riassunte nella Tabella successiva.

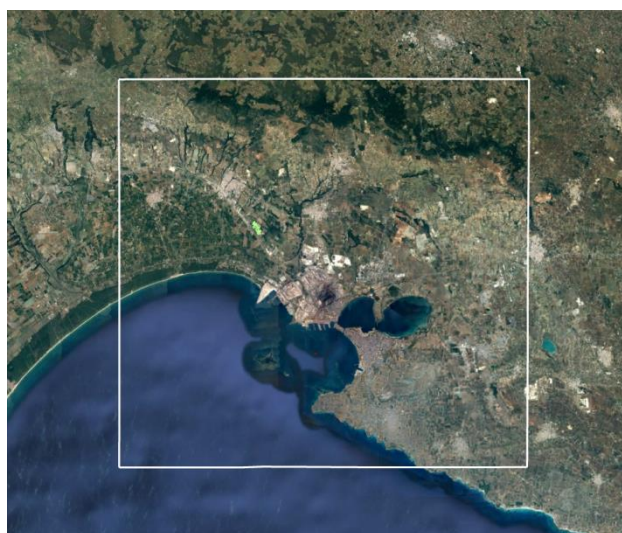


Figura 4.2 Dominio di simulazione

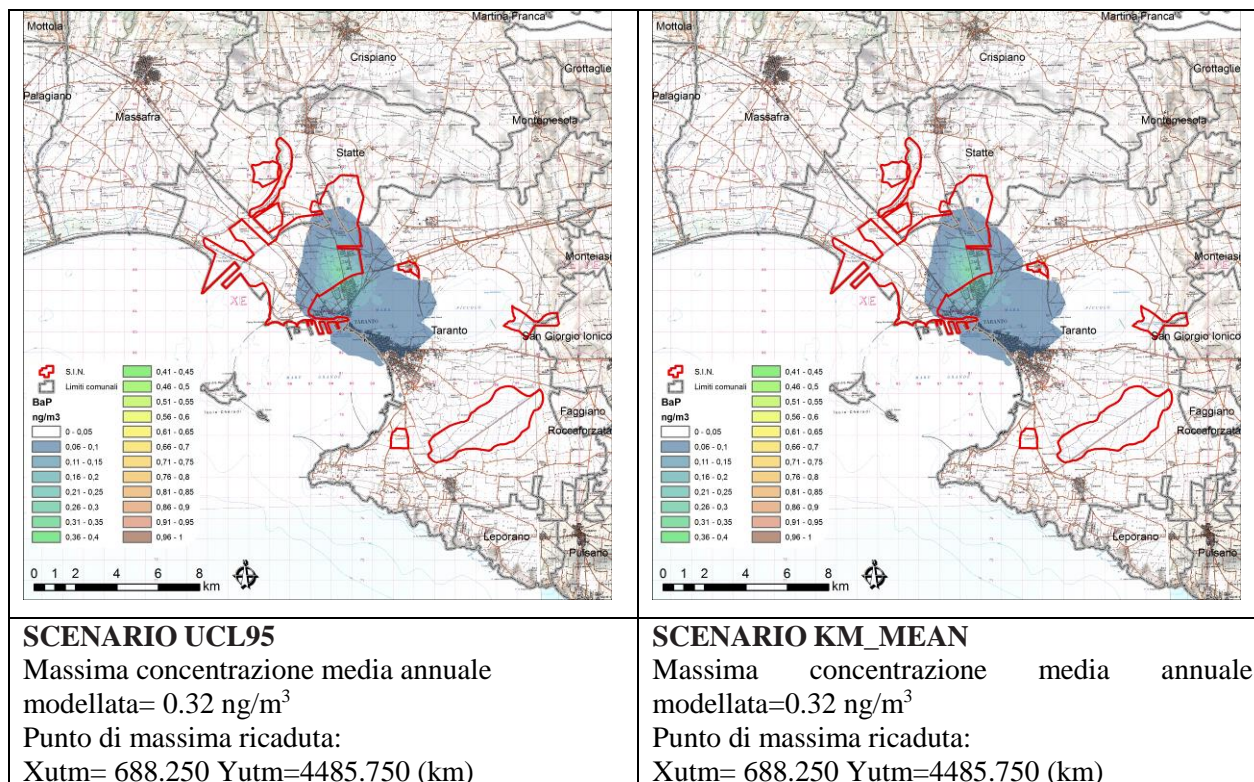
Tabella.4.4 Caratteristiche del dominio di simulazione

	Dominio
Estensione	35km x 35km
Risoluzione	500m
Coordinate X, Y del punto SO	UTM33 WGS84 670000m, 4470000m
Numero punti nella direzione X e Y	71x71

4.7 Risultati delle simulazioni (Fase I)

Il sistema di modelli descritto è stato utilizzato per simulare il trasporto e la dispersione degli inquinanti atmosferici, emessi dagli impianti (sorgenti convogliate e sorgenti diffuse) dello stabilimento siderurgico Acciaierie d'Italia (ex ArcelorMittal Italia S.p.A.) per lo scenario emissivo correlato alla produzione di 6 Mt/a di acciaio. Le valutazioni modellistiche hanno riguardato le sorgenti emissive, i cui flussi per tipologia di sorgente sono stati definiti in base alle informazioni di dettaglio ricevute con la richiamata nota DIR 430/2019 (Fase I) e come già detto hanno riguardato gli inquinanti BaP, Naftalene, As, Ni, Cd, Pb, Se, CrVI, Benzene, PCB e PCDD/F.

In particolare, per tale scenario, sono stati simulati i due sotto-scenari emissivi, ricostruiti dal Gestore attraverso un'analisi statistica dei dati disponibili, denominati rispettivamente UCL95 e KM mean. A partire dai campi di concentrazione al suolo, simulati su base oraria, per le diverse sorgenti emissive, i cui dati emissivi sono stati definiti nella nota AMI DIR, sono state elaborate per i macroinquinanti ed i microinquinanti (organici ed inorganici)¹² le mappe complessive, a partire dalle informazioni acquisite della concentrazione media annuale prodotta dal siderurgico nei due sotto-scenari (figure da 4.3 a 4.14). Per ciascuna mappa vengono inoltre mostrate la massima concentrazione media annuale totale modellata e la relativa ubicazione del punto di massima ricaduta, in coordinate UTM.



¹²Per i microinquinanti la stima delle concentrazioni al suolo ha tenuto conto degli effetti di rimozione, dovuti ai processi di deposizione umida e secca.

Fig.4.3. BaP - Mappe della concentrazione media annuale totale al suolo relativa agli scenari UCL95 (sinistra) e KM Mean (destra)

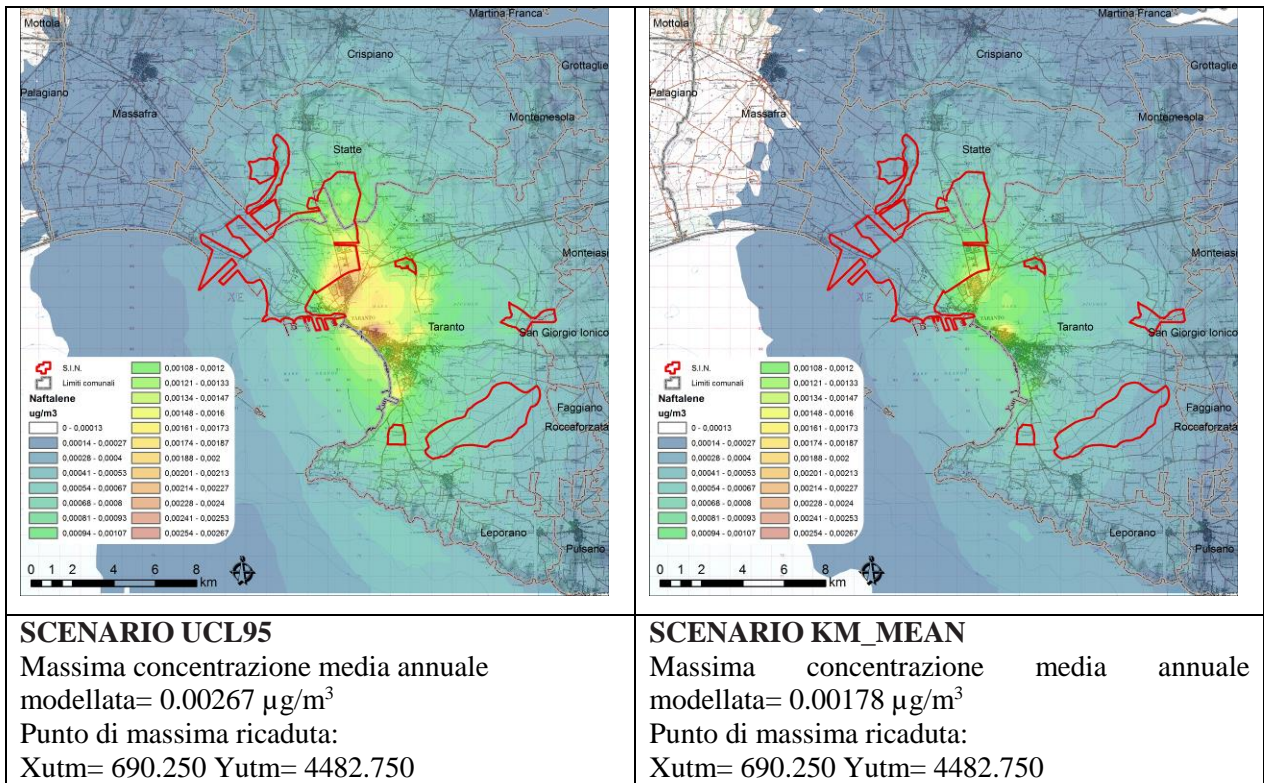


Fig.4.4 Naftalene - Mappe della concentrazione media annuale totale al suolo relativa agli scenari UCL95 (sinistra) e KM Mean (destra)

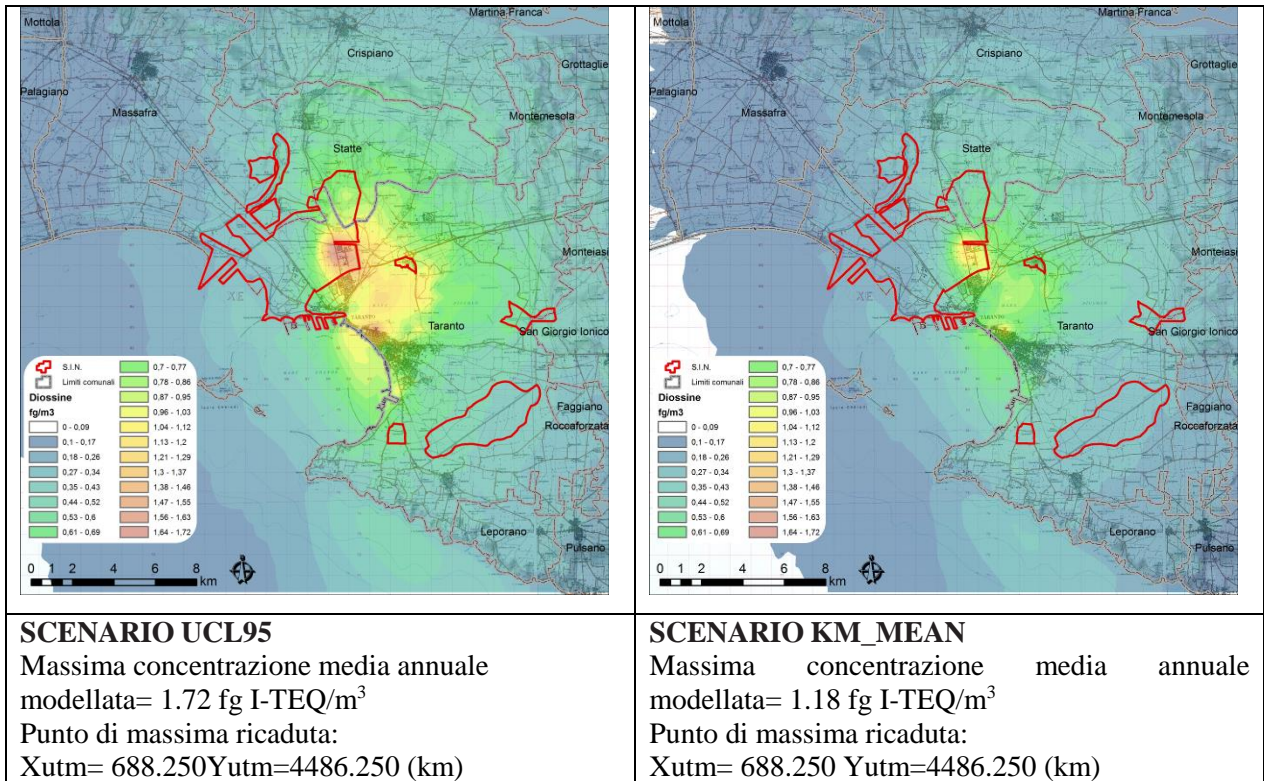


Fig.4.5 PCDD/F - Mappe della concentrazione media annuale totale al suolo senza detrazione, relativa agli scenari UCL95 (sinistra) e KM Mean (destra)

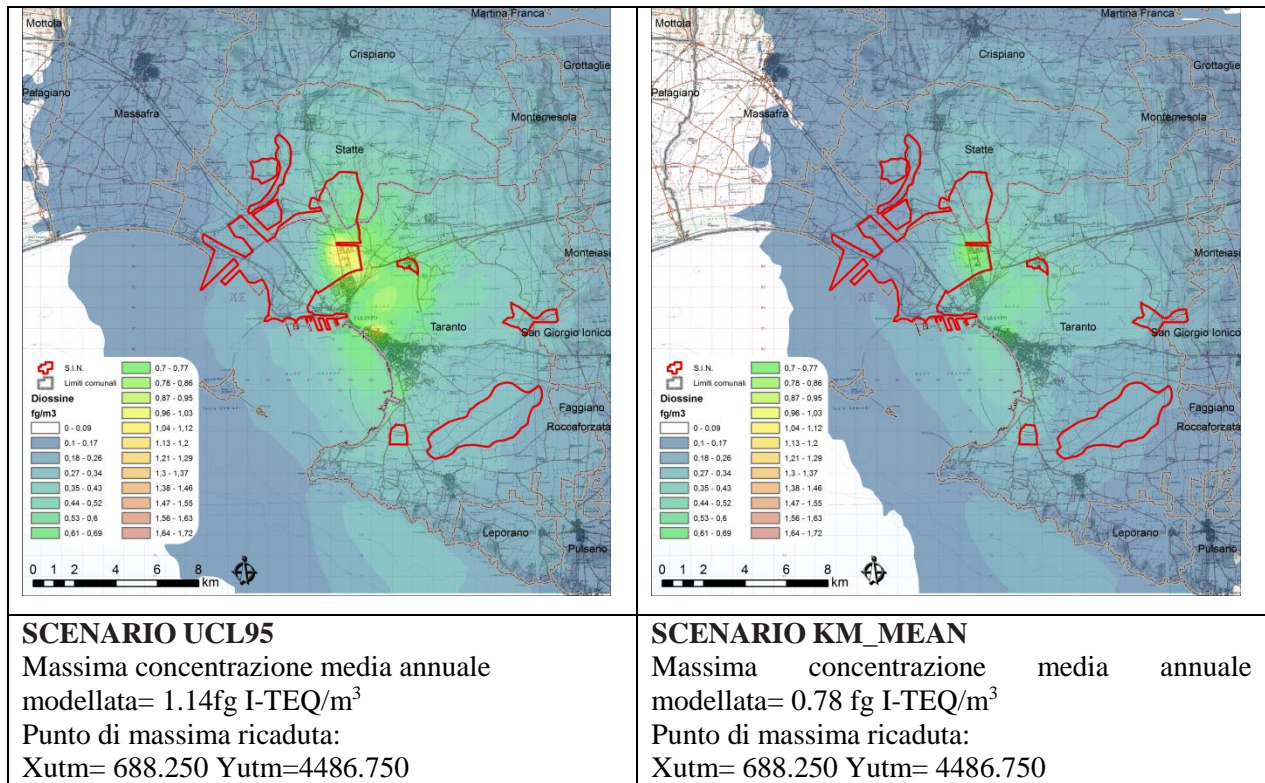


Fig.4.6 PCDD/F con detrazione al 35% - Mappe della concentrazione media annuale totale al suolo relativa agli scenari UCL95 (sinistra) e KM Mean (destra)

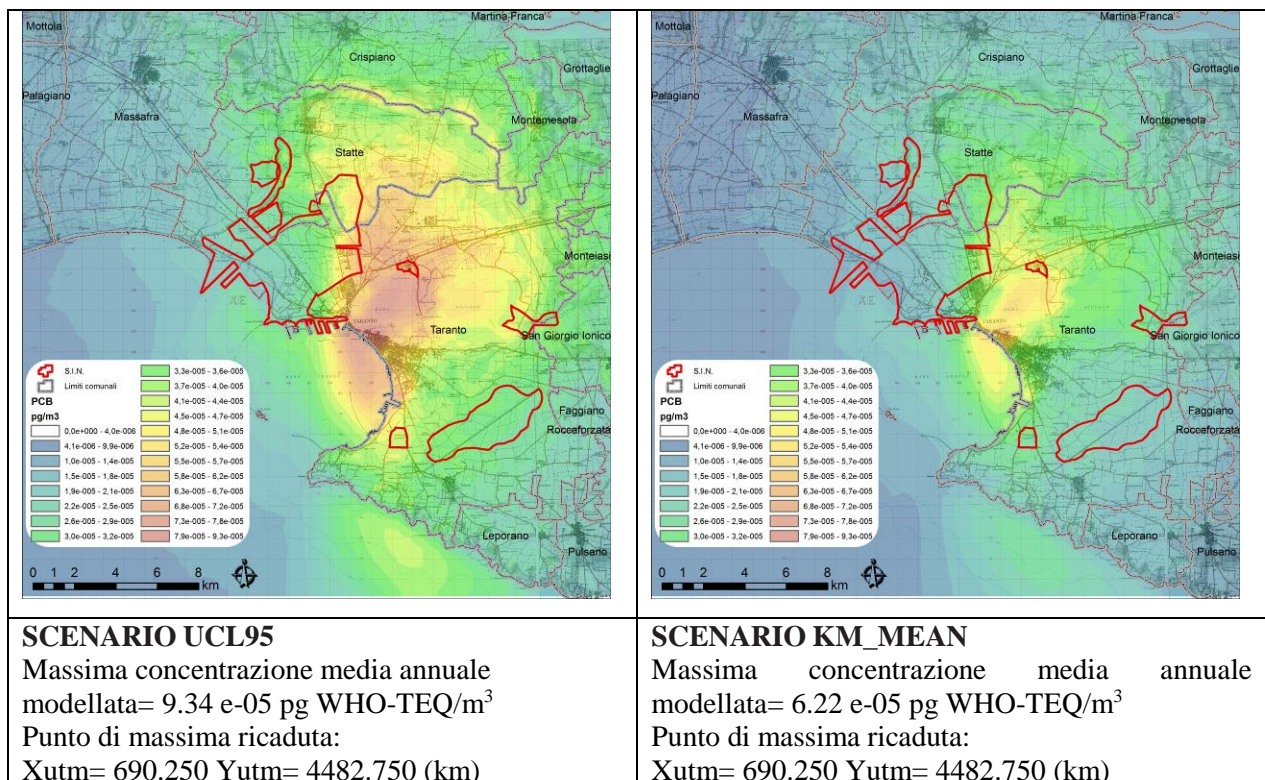


Fig.4.7 PCB - Mappe della concentrazione media annuale totale al suolo relativa agli scenari UCL95 (sinistra) e KM Mean (destra)

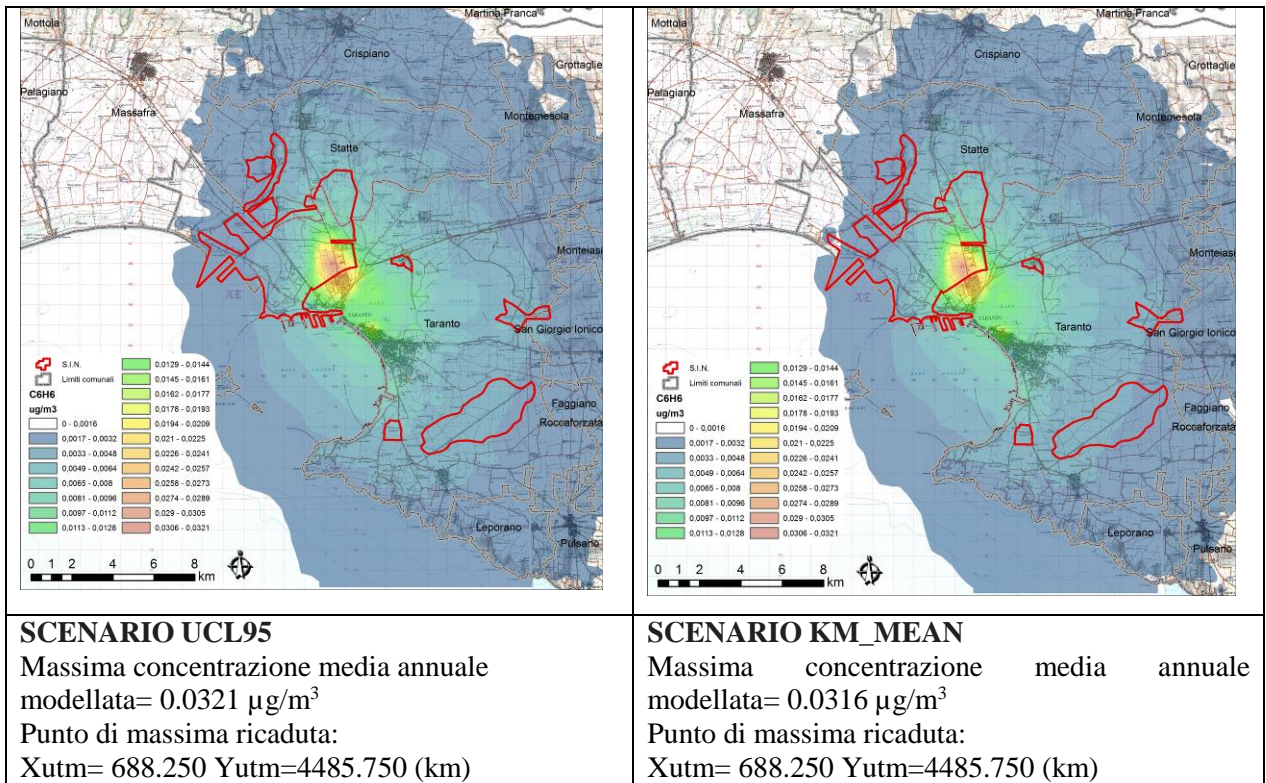


Fig.4.8 Benzene - Mappe della concentrazione media annuale totale al suolo relativa agli scenari UCL95 (sinistra) e KM Mean (destra)

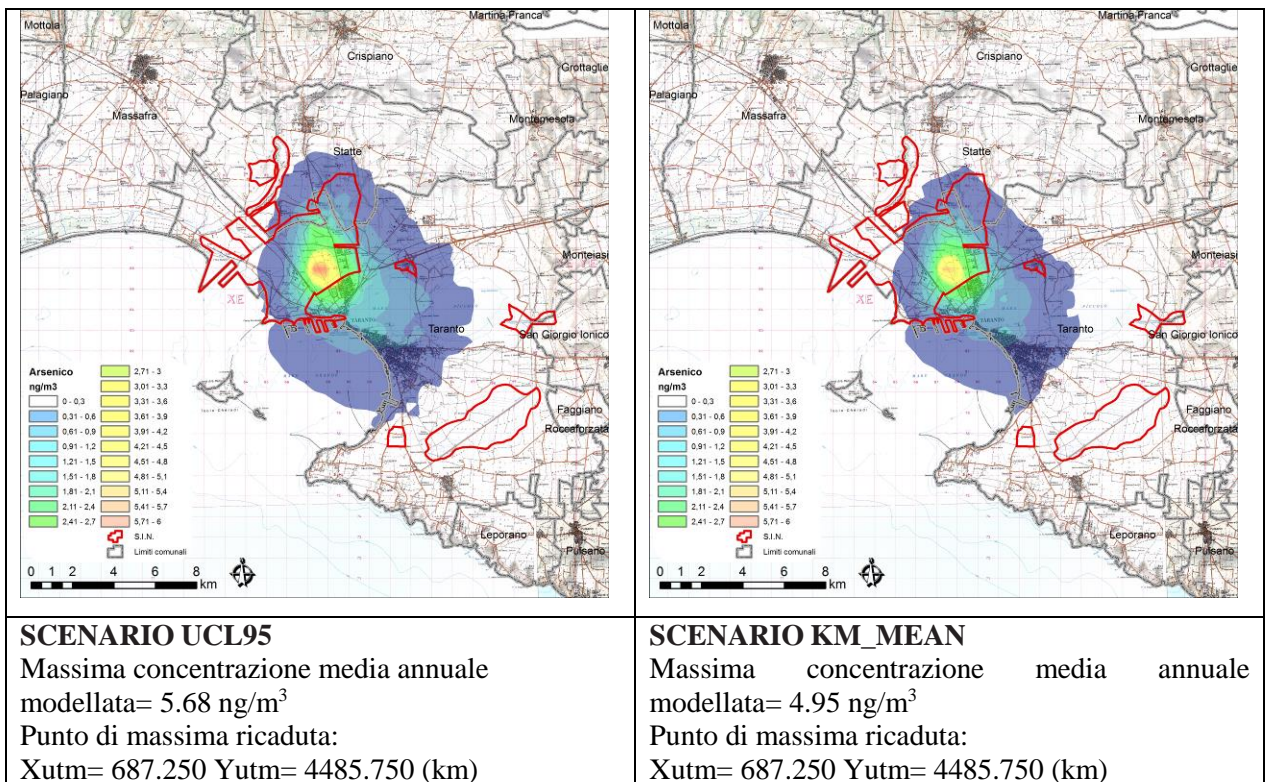


Fig. 4.9 Arsenico - Mappe della concentrazione media annuale totale al suolo relativa agli scenari UCL95 (sinistra) e KM Mean (destra)

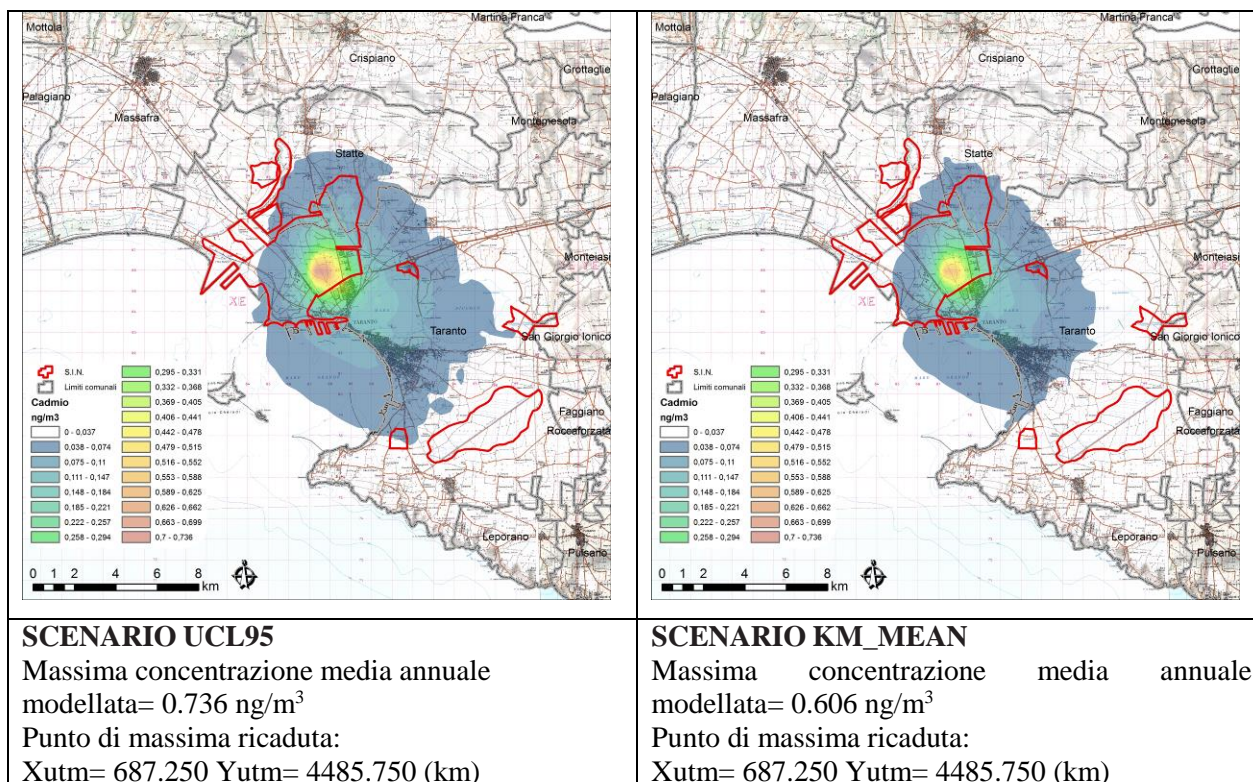


Fig. 4.10 Cadmio - Mappe della concentrazione media annuale totale al suolo relativa agli scenari UCL95 (sinistra) e KM Mean (destra)

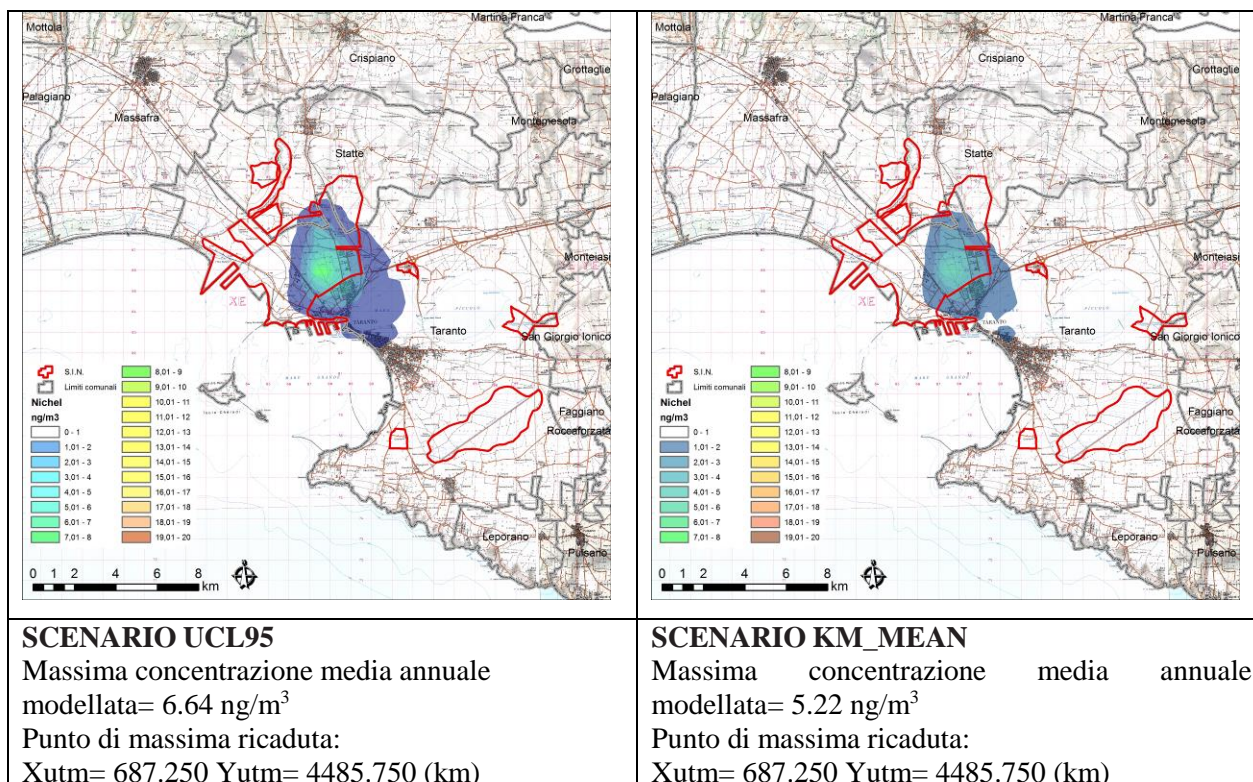


Fig. 4.11 Nichel - Mappe della concentrazione media annuale totale al suolo relativa agli scenari UCL95 (sinistra) e KM Mean (destra)

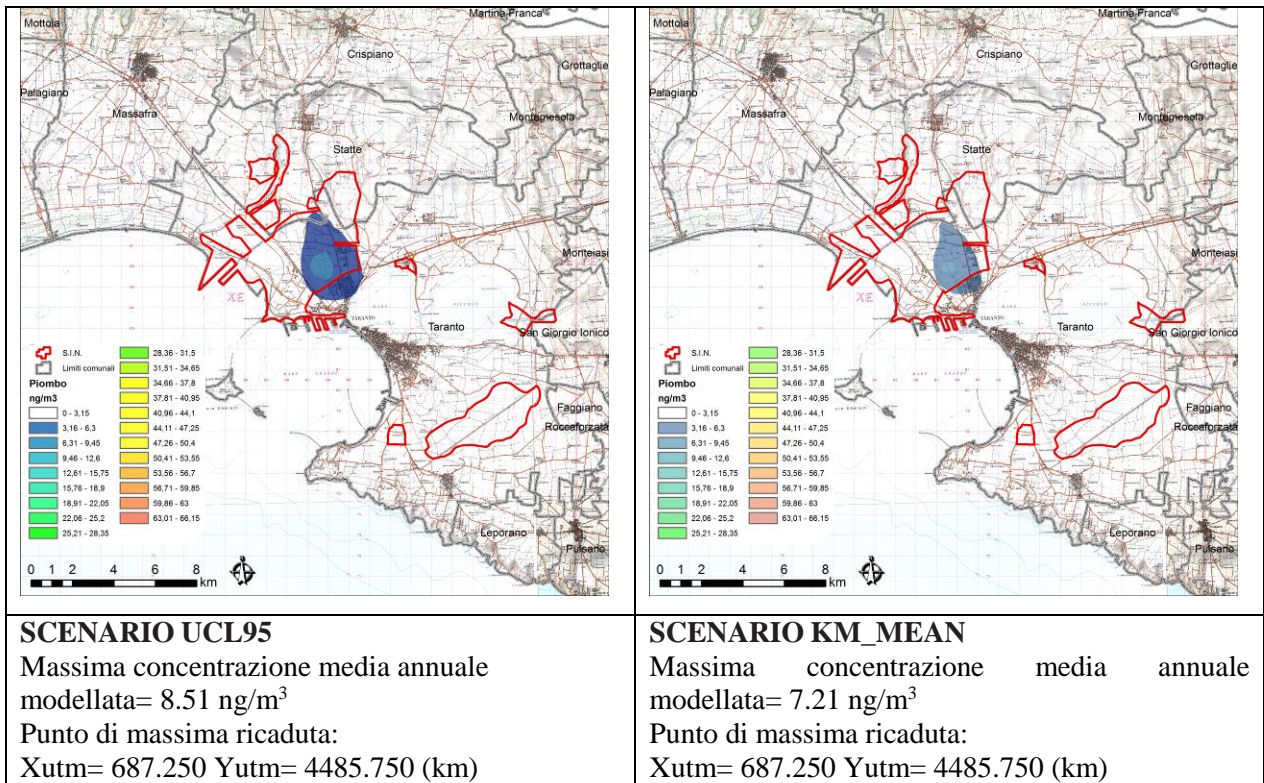


Fig. 4.12 Piombo - Mappe della concentrazione media annuale totale al suolo relativa agli scenari UCL95 (sinistra) e KM Mean (destra)

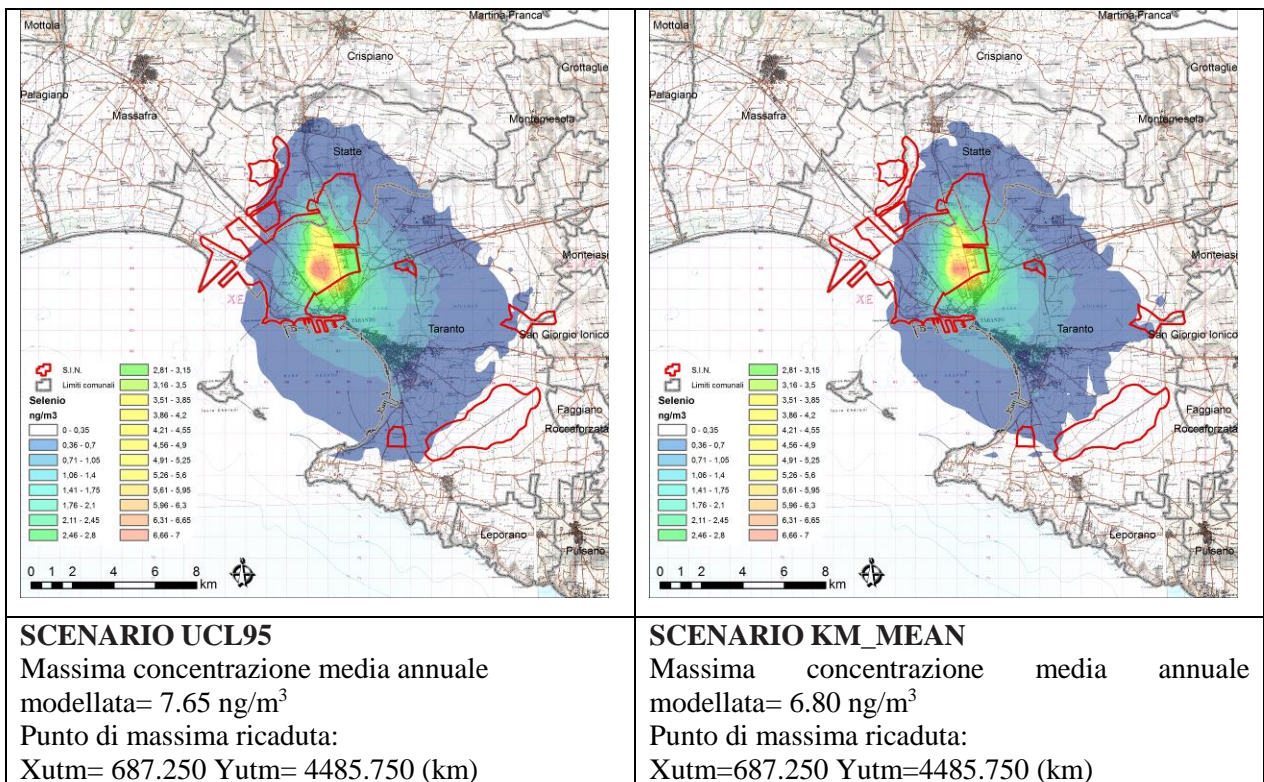


Fig. 4.13 Selenio - Mappe della concentrazione media annuale totale al suolo relativa agli scenari UCL95 (sinistra) e KM Mean (destra)

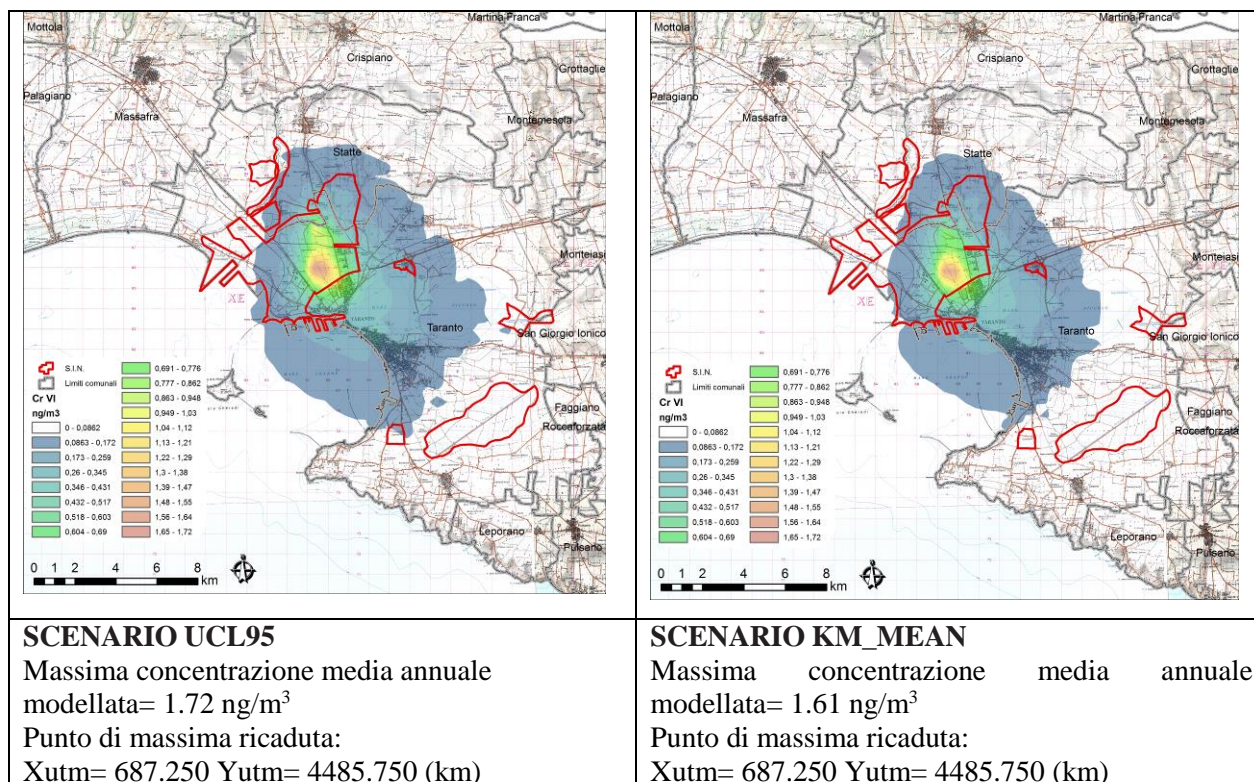


Fig. 4.14 Cromo VI - Mappe della concentrazione media annuale totale al suolo relativa agli scenari UCL95 (sinistra) e KM Mean (destra)

4.8 Risultati delle simulazioni (Fase II)

A seguito delle integrazioni pervenute con la nota AMI DIR 399/2020¹³ relative a:

- flussi di massa annuali per As, Cd, Cr VI, Ni, Pb e Se prodotte dalle attività di movimentazione stradale di materiali;
- flusso di massa per il Naftalene prodotto dall'area della cokeria;
- flussi di massa per Cu e Hg prodotti dalle emissioni convogliate, dalle emissioni diffuse dell'area a caldo, dalle attività di movimentazione stradale;
- flussi di massa per il PM10 e PM2.5 prodotti dalle emissioni convogliate, dalle emissioni diffuse dell'area a caldo, dalle attività di movimentazione e dalle emissioni eoliche provenienti dai parchi,

sono stati ricalcolati gli impatti complessivi per gli inquinanti trattati nella fase I per As, Cd, Cr VI, Ni, Pb, Se e Naftalene e sono stati valutati ex-novo gli impatti complessivi relativi agli inquinanti PM10, PM2.5, Cu e Hg.

¹³ Tali integrazioni in termini di flussi di massa sono state identificate nella tabella 4.3 con "Fase 2".

Ad eccezione del PM10 e PM2.5, per tutti gli altri inquinanti sono stati simulati i due sotto-scenari emissivi, ricostruiti dal Gestore attraverso un'analisi statistica dei dati disponibili, denominati rispettivamente UCL95 e KMM. Le simulazioni condotte per valutare l'impatto delle attività di movimentazione stradale e dei materiali a parco sono state condotte attribuendo le specifiche emissioni sull'intera area dell'impianto, ipotizzando una modulazione temporale di tipo uniforme nel corso dell'anno.

Nelle figure successive si riportano, per gli inquinanti Naftalene, As, Cd, Ni, Pb, Se, Cr VI, Hg, Cu, PM10 e PM2.5, le mappe complessive relative alla concentrazione media annuale. Per ciascuna mappa vengono inoltre indicati il valore massimo della concentrazione media annuale totale modellata e la relativa ubicazione del punto di massima ricaduta, in coordinate UTM.

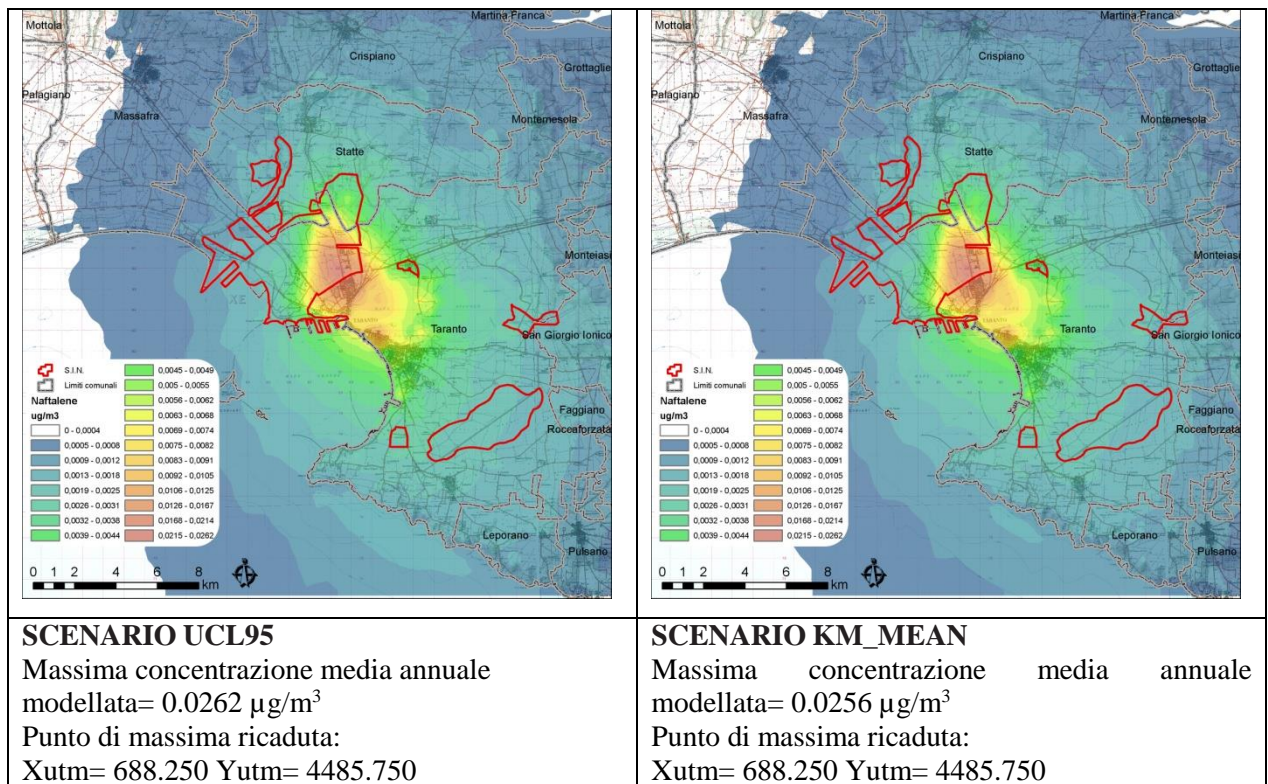


Fig.4.15 Naftalene - Mappe della concentrazione media annuale totale al suolo relativa agli scenari UCL95 (sinistra) e KM Mean (destra)

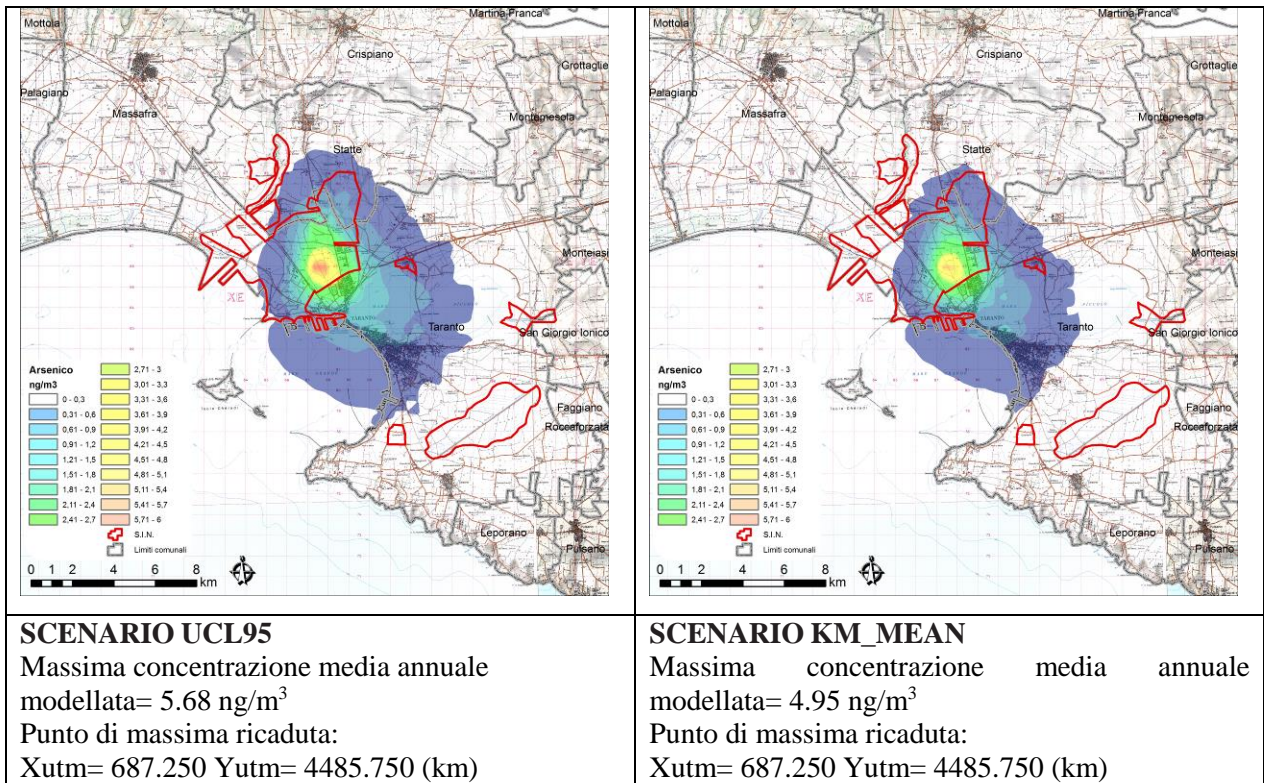


Fig. 4.16 Arsenico - Mappe della concentrazione media annuale totale al suolo relativa agli scenari UCL95 (sinistra) e KM Mean (destra)

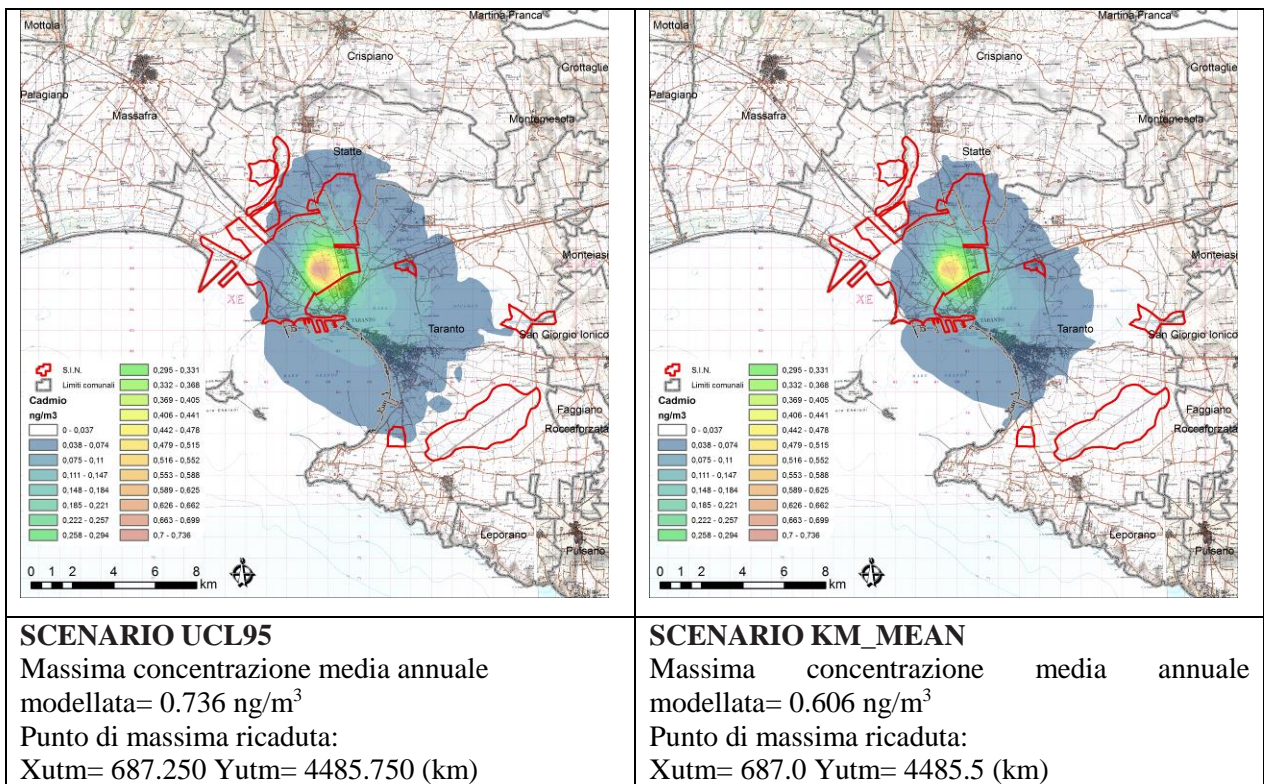


Fig. 4.17 Cadmio - Mappe della concentrazione media annuale totale al suolo relativa agli scenari UCL95 (sinistra) e KM Mean (destra)

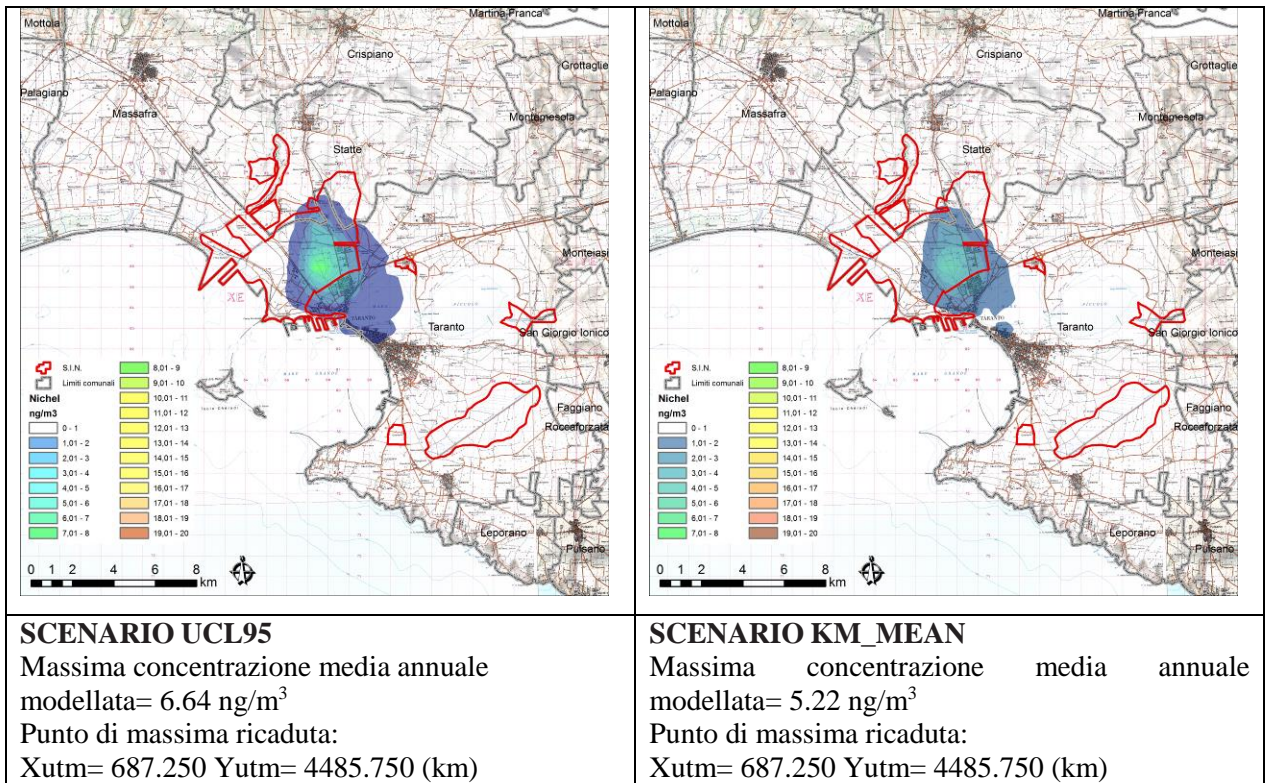


Fig. 4.18 Nichel - Mappe della concentrazione media annuale totale al suolo relativa agli scenari UCL95 (sinistra) e KM Mean (destra)

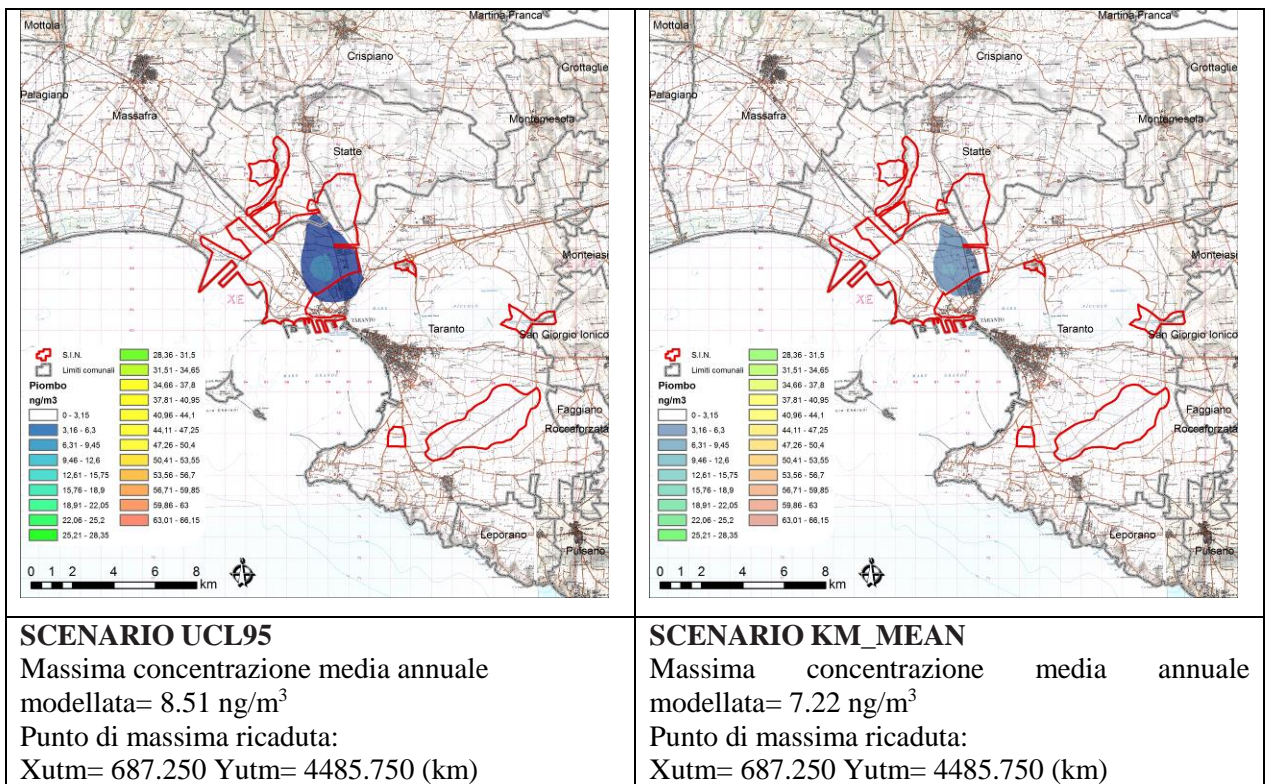


Fig. 4.19 Piombo - Mappe della concentrazione media annuale totale al suolo relativa agli scenari UCL95 (sinistra) e KM Mean (destra)

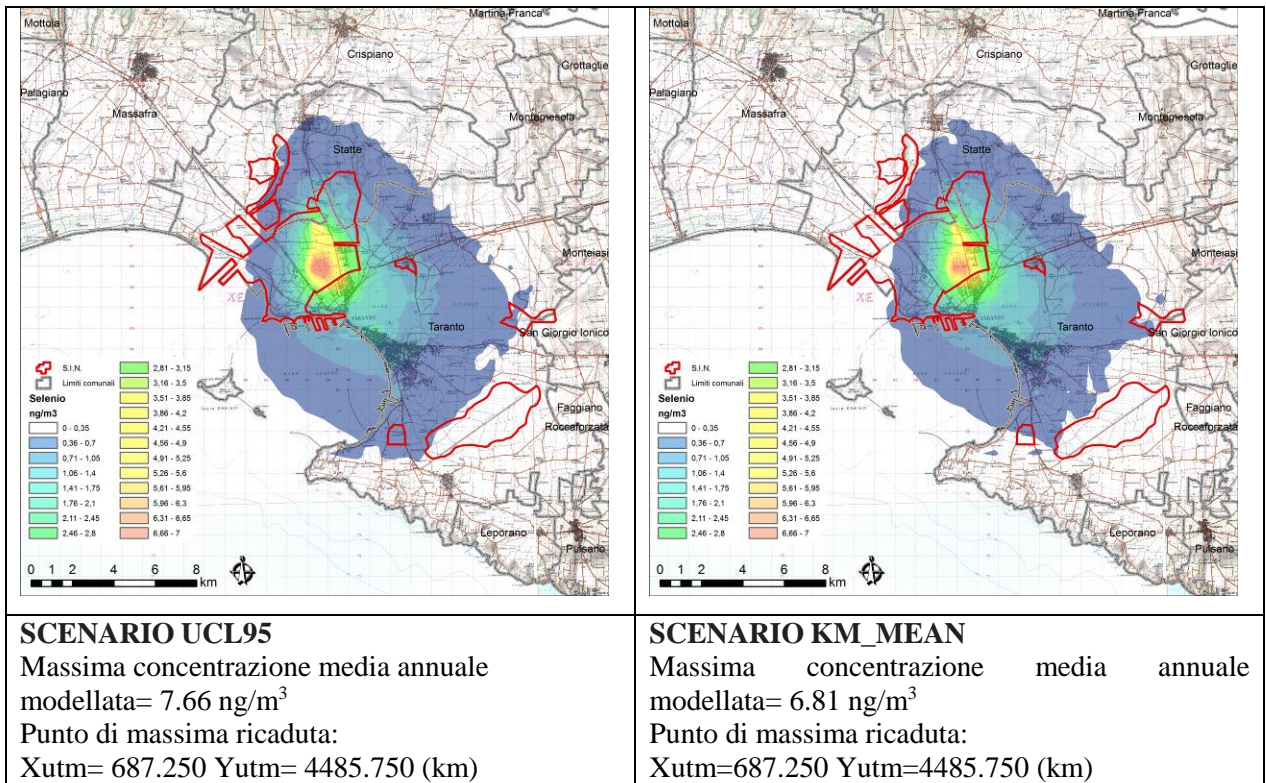


Fig. 4.20 Selenio - Mappe della concentrazione media annuale totale al suolo relativa agli scenari UCL95 (sinistra) e KM Mean (destra)

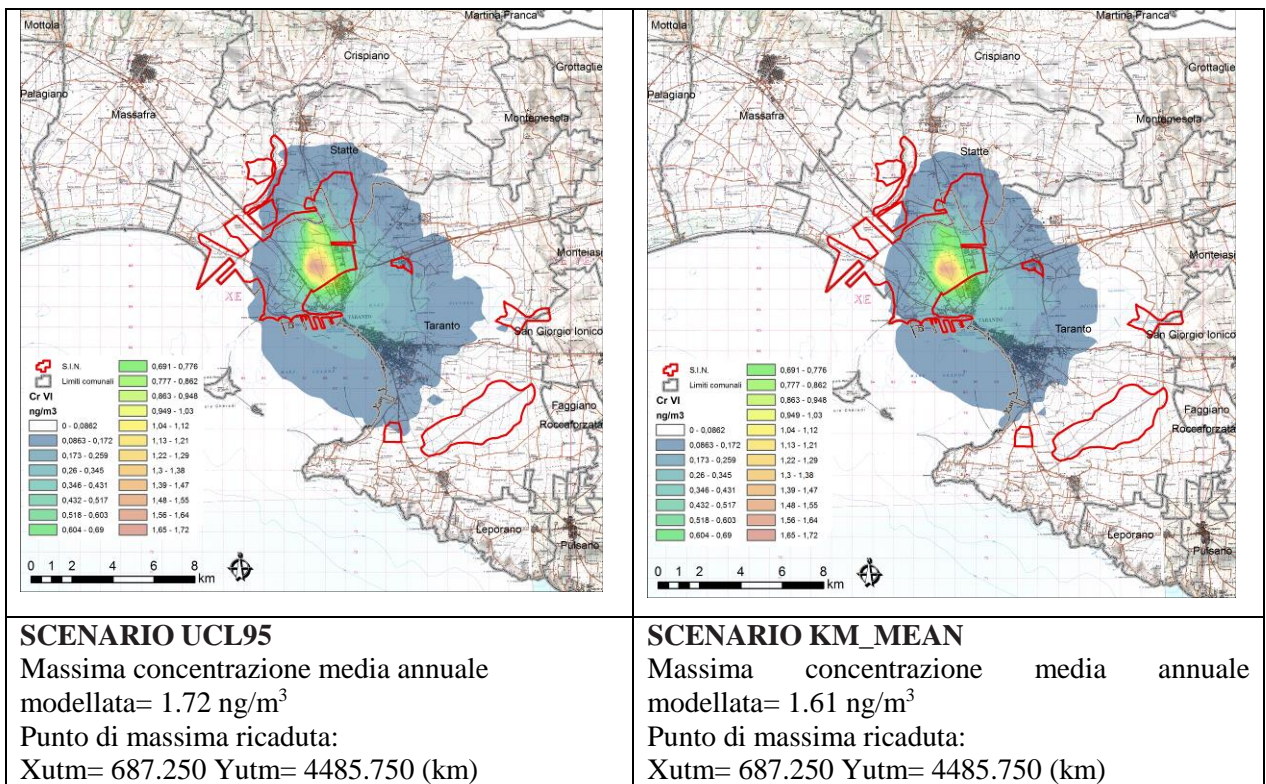


Fig. 4.21 Cromo VI - Mappe della concentrazione media annuale totale al suolo relativa agli scenari UCL95 (sinistra) e KM Mean (destra)

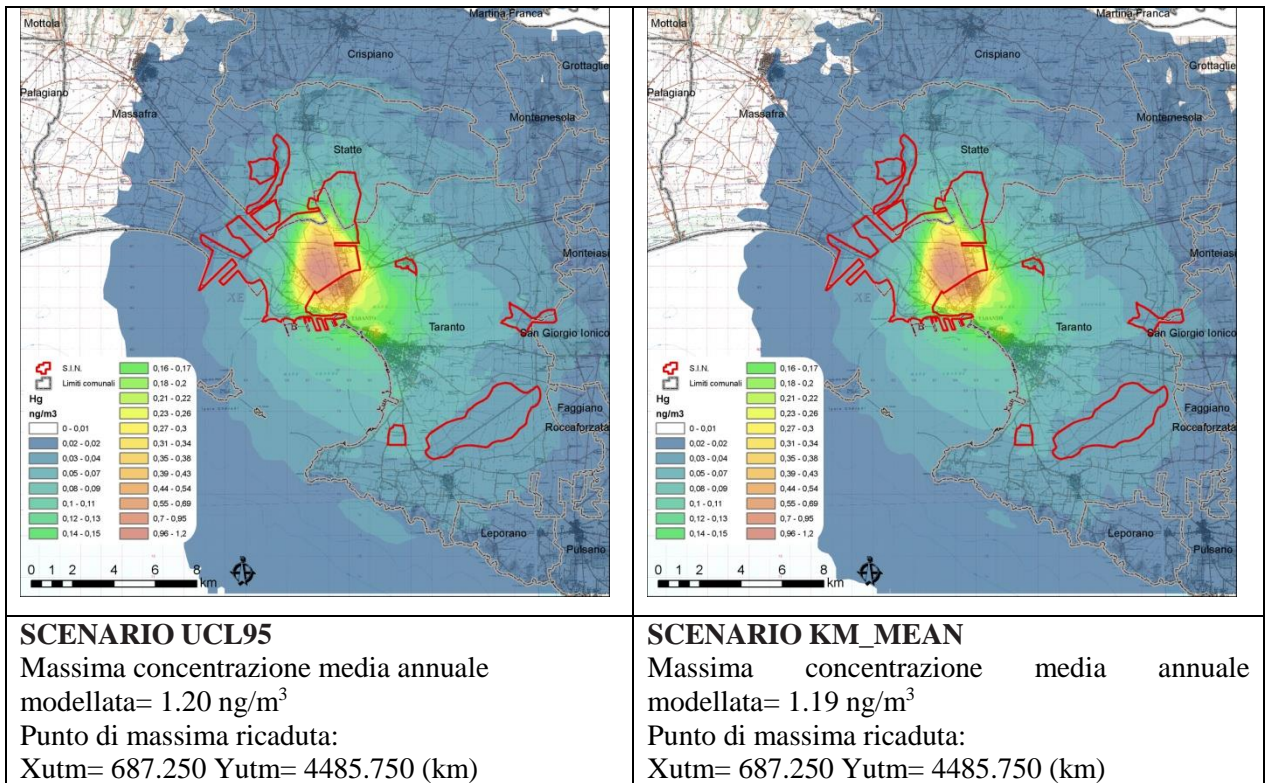


Fig. 4.22 Mercurio - Mappe della concentrazione media annuale totale al suolo relativa agli scenari UCL95 (sinistra) e KM Mean (destra)

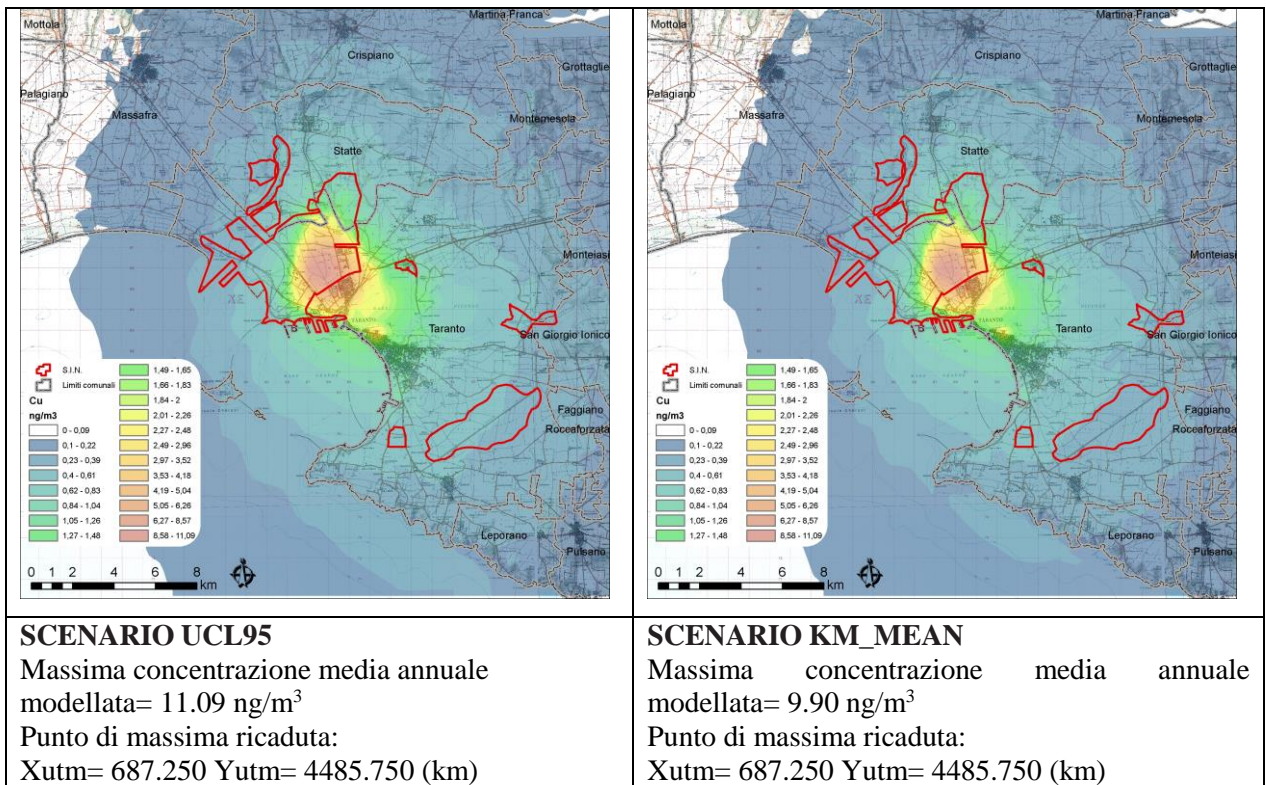


Fig. 4.23 Rame - Mappe della concentrazione media annuale totale al suolo relativa agli scenari UCL95 (sinistra) e KM Mean (destra)

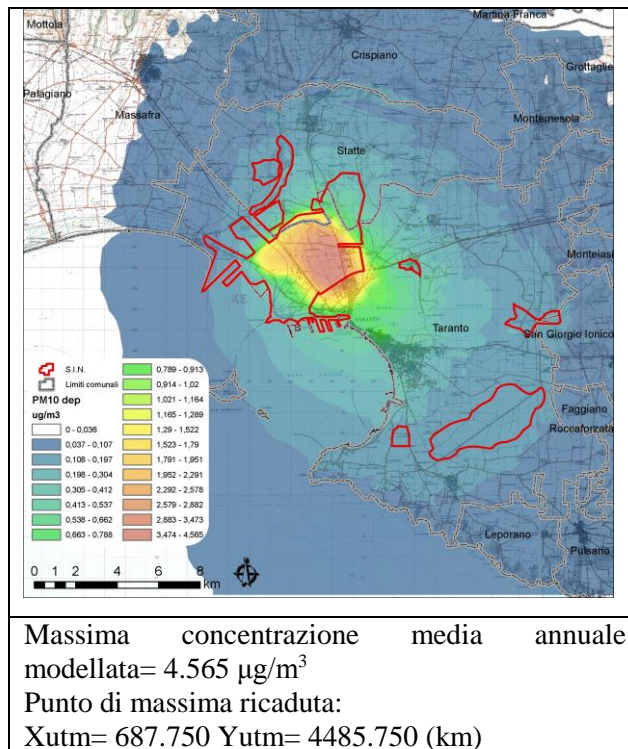


Fig. 4.24 PM10 - Mappa della concentrazione media annuale totale al suolo.

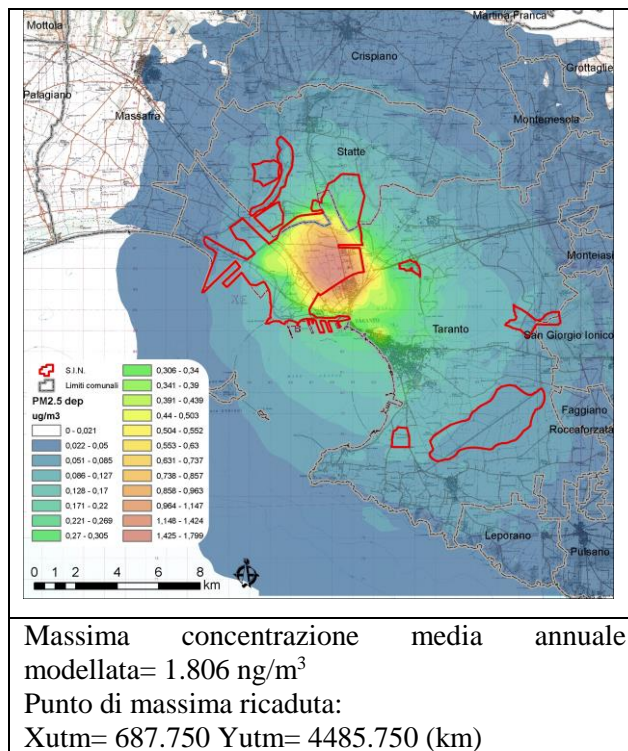


Fig. 4.25 PM2.5 - Mappa della concentrazione media annuale totale al suolo

5. STIMA DELL'IMPATTO SANITARIO

5.1 Stima dell'impatto sanitario con approccio tossicologico

5.1.1 Valutazione dell'esposizione

Allo scopo di valutare l'esposizione cronica alle sostanze monitorate, con riferimento alla valutazione tossicologica e in accordo con quanto riportato nel documento US-EPA 2009 (*Risk Assessment Guidance for Superfund - Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment)*) e nel Documento di supporto alla Banca dati ISS-INAIL – Marzo 2018, secondo cui i parametri tossicologici da utilizzare per la stima del rischio sanitario inalatorio devono essere espressi in termini di concentrazione e non di dose, la concentrazione di esposizione è stata calcolata secondo la formula [5.1]:

$$EC = \frac{C_{\text{air}} \times ET \times EF \times ED}{AT \times 365 \frac{\text{giorni}}{\text{anno}} \times 24 \frac{\text{ore}}{\text{giorno}}} \quad [5.1]$$

dove:

EC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) = *exposure concentration*/concentrazione di esposizione;

C_{aria} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) = concentrazione del contaminante in aria;

ET (ore/giorno) = *exposure time*/tempo di esposizione;

EF (giorni/anno) = *exposure frequency*/ frequenza di esposizione;

ED (anni) = *exposure duration*/durata di esposizione;

AT (anni) = *averaging time*/tempo medio di esposizione.

La suddetta equazione è indipendente dal peso corporeo (BW [kg]) e dal tasso di inalazione (B_{air} [m^3/h]). Difatti, secondo quanto riportato nel documento [EPA, 2009], non è appropriato modificare l'*Inhalation Unit Risk* (UR_{inal}) e la *Reference Concentration* (RfC) sulla base dei due suddetti parametri, trasformandoli rispettivamente in *Slope Factor* e *Reference Dose*, in quanto:

- la quantità di sostanza chimica che raggiunge il bersaglio attraverso la via di esposizione inalatoria non è una semplice funzione del peso corporeo e del tasso di inalazione;
- la stima dello UR_{inal} e della RfC tiene conto della variabilità del dato, che quindi può essere utilizzato, senza fattori correttivi, sia per un bersaglio adulto che bambino, sia in uno scenario residenziale che ricreativo, indipendentemente dall'intensità dell'attività fisica.

Per il calcolo della concentrazione di esposizione, sono stati utilizzati i seguenti valori:

ET: 24 ore/giorno; EF: 350 giorni/anno; ED: 70 anni; AT: 70 anni.

5.1.2 Stima del rischio cancerogeno per via inalatoria

Come riportato nella premessa del rapporto, i risultati della VDS, illustrati nel presente paragrafo, sono stati aggiornati (rispetto alla versione del 30/12/2019) con riferimento al naftalene (integrando le valutazioni relative alle emissioni diffuse) ed al mercurio (Hg), mentre ciò non è stato possibile per il rame (Cu) in quanto in letteratura non è presente una RfC valida per tale inquinante.

5.1.2.1 Scelta degli Unit Risk e valutazione dose-risposta

La valutazione dose-risposta, terzo step del processo di risk assessment, quantifica il prodotto tra l'esposizione ad un contaminante in aria, espressa nell'unità di misura della concentrazione del contaminante stesso (ad es. mg/m³), e la risposta, in termini di effetto sanitario avverso. Si ricorda che le sostanze cancerogene aumentano la probabilità che gli esseri umani possano sviluppare un tumore senza che sia riconosciuta una soglia di non-effetto. Il potenziale cancerogeno di una sostanza chimica può essere valutato attraverso studi epidemiologici (soprattutto di epidemiologia occupazionale) o studi tossicologici su animale di esperimento. I rischi incrementali unitari, stimati attraverso i predetti studi epidemiologici o tossicologici, sono espressi come Unit Risk, ovvero il rischio addizionale di sviluppare un tumore nel tempo vita (*life-time*), all'interno di una ipotetica popolazione, nella quale tutti gli individui sono esposti continuamente alla concentrazione di 1 µg/m³ di sostanza cancerogena nell'aria che respirano (unità di misura: (µg/m³)⁻¹). Gli Unit Risk sono sviluppati attraverso modelli di estrapolazione statistica e, in accordo con l'EPA, i valori scelti corrispondono al limite di confidenza superiore del 95° percentile, rappresentando dunque un valore conservativo.

Dal momento che diversi enti scientifici e regolatori propongono diversi UR si è deciso di sceglierli in base al seguente ordine di priorità:

- 1) WHO;
- 2) US-EPA;
- 3) Californian-EPA;
- 4) Altra fonte.

Per le sostanze cancerogene considerate nello studio sono stati ricercati in letteratura i rispettivi Unit Risk, riportati in Tabella 5.1

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

Sostanza	Inhalation Unit Risk ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	Fonte	Classificazione IARC*		
			Gruppo	Monografia di riferimento	Anno
Arsenico (As)	1.50E-03	WHO	1	23, Sup 7, 100C	2012
Benzo[a]Pirene	8.70E-02	WHO	1	Sup 7, 92, 100F	2012
Benzene (C₆H₆)	6.00E-06	WHO	1	29, Sup 7. 100F, 120	2018
Cadmio (Cd)	1.80E-03	US-EPA http://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=141	1	58, 100C	2012
Cromo esavalente (Cr(VI))	4.00E-02	WHO	1	Sup 7, 49, 100C	2012
Diossine (Teq)	3.80E+01	CAL-EPA https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables , RESIDENT AIR	1	Sup 7, 69, 100F	2012
Naftalene (C₁₀H₈)	8.70E-05	WHO	2B	82	2002
Nichel (Ni)	4.00E-04	WHO	1	Sup 7, 49, 100C	2012
PCB	1.00E-04	US-EPA, https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=294	1	107	2016
Piombo (Pb)	1.20E-05	CAL-EPA https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables , RESIDENT AIR	2A	Sup 7, 87	2006

* Classificazione IARC (Ultimo aggiornamento: 2 dicembre 2020): Gruppo 1, Cancerogeno per l'uomo (sulla base di sufficiente evidenza negli animali da esperimento); Gruppo 2A, Probabile cancerogeno per l'uomo (sulla base di evidenza limitata nell'uomo ed evidenza sufficiente negli animali da esperimento); Gruppo 2B, Possibile cancerogeno per l'uomo (sulla base di evidenza limitata nell'uomo e evidenza non del tutto sufficiente negli animali da esperimento oppure di evidenza sufficiente negli animali ed evidenza inadeguata nell'uomo); Gruppo 3, Non classificabile per la cancerogenicità per l'uomo; Gruppo 4, Probabile non cancerogeno per l'uomo. <<https://monographs.iarc.fr/list-of-classifications>>

Il calcolo del rischio cancerogeno inalatorio è stato effettuato secondo la seguente formula (Fonte: EPA 2009):

$$\text{Rischio cancerogeno} = \left(\text{EC} \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3} \right) \left(\text{UR}_{\text{inal}} \frac{\text{m}^3}{\mu\text{g}} \right) (1 \times 10^6) \quad [5.2]$$

dove:

EC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) = *exposure concentration*/concentrazione di esposizione;

UR_{inal} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁻¹ = *Inhalation Unit Risk*;

1 x 10⁶ = fattore utilizzato per esprimere il rischio per milione.

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.

5.1.5 Caratterizzazione del rischio cancerogeno per esposizione inalatoria

La formula [5.2] è stata utilizzata per calcolare il rischio cancerogeno inalatorio sostanza-specifico per tutte le sostanze cancerogene considerate in tabella 5.1 per entrambi i sotto-scenari, denominati UCL95 e KM Mean. Secondo una modalità additiva i rischi delle sostanze sono stati combinati per ottenere la mappa di rischio cancerogeno totale.

Nelle figure 5.1 e 5.2 si riportano le mappe del rischio cancerogeno per esposizioni *life-time* alle concentrazioni modellizzate degli inquinanti considerati per entrambi i sotto-scenari, ovvero ipotizzando che la popolazione sia esposta per 70 anni alle medesime concentrazioni nell'area in studio. Tali mappe includono tutti gli inquinanti precedentemente valutati nella I fase con l'aggiunta del naftalene da fonti diffuse dello stabilimento.

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 x 10⁻⁶ per il sotto-scenario UCL95, 88,2 / 67,5 x 10⁻⁶ per il sotto-scenario KM Mean.

Nelle tabelle 5.2 e 5.3 sono riportati i valori di rischio cancerogeno inalatorio sostanza-specifico e il contributo percentuale che ciascuna di esse apporta al rischio cancerogeno totale nell'area di massimo impatto in entrambi i sotto-scenari, sia all'interno che all'esterno del perimetro dello stabilimento AMI (ora AdI). La quota maggiore di rischio cancerogeno è attribuibile al Cr(VI) (67% e 58% rispettivamente entro/fuori perimetro AMI), mentre il BaP contribuisce per il 20%/30% e l'arsenico per il 7%/8% rispettivamente entro/fuori perimetro AMI (ora AdI).

Si fa presente che in questi scenari sono state considerate le emissioni delle diossine tal quali e che, considerando una detrazione del 35% dell'incertezza sulle emissioni delle diossine, non cambiano i risultati.

Fig.5.1 - Mappa del rischio cancerogeno totale per via inalatoria (per milione) nel sotto-scenario 6 Mt/a UCL95.

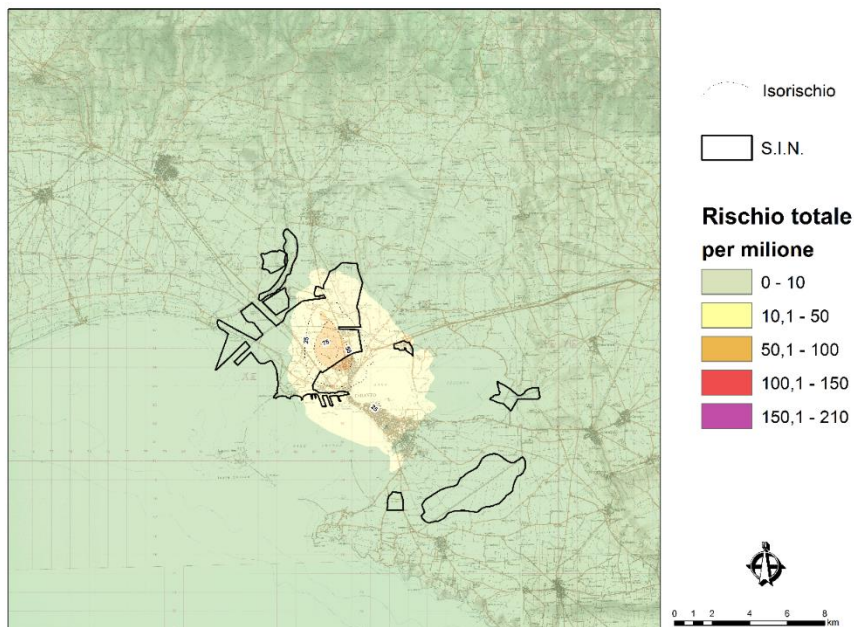


Fig.5.2 - Mappa del rischio cancerogeno totale per via inalatoria (per milione) nel sotto-scenario 6 Mt/a KM Mean.

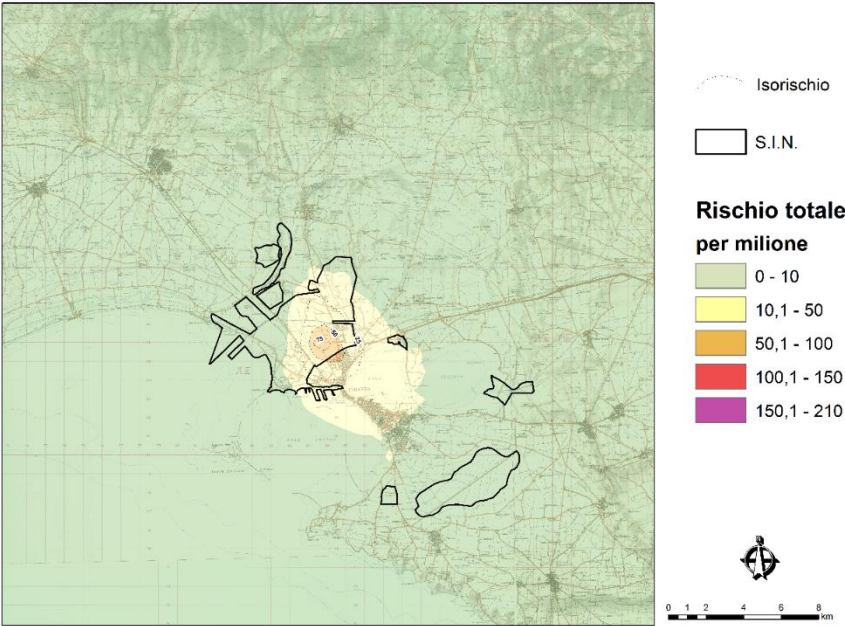


Tabella 5.2 - Rischio cancerogeno inalatorio sostanza-specifico (per milione) e contributo percentuale sostanza-specifico al rischio cancerogeno totale stimato nell'area di massimo impatto all'interno dello stabilimento siderurgico nei sotto-scenari 6 Mt/a UCL95 e KM Mean.

	SCENARIO 6 Mt/a			
	Area di massimo impatto INTERNO perimetro AMI			
	sotto-scenario UCL95		sotto-scenario KM Mean	
	Rischio cancerogeno (per milione)	%	Rischio cancerogeno (per milione)	%
Benzene (C6H6)	0,14	0,15%	0,14	0,16%
Naftalene (C10H8)	0,00	0,00%	0,00	0,00%
BaP	19,00	20,32%	18,98	21,53%
As	7,88	8,43%	6,85	7,77%
Cd	1,22	1,30%	1,02	1,16%
Cr (VI)	62,67	67,03%	59,08	67,02%
Ni	2,47	2,64%	1,97	2,23%
Pb	0,10	0,11%	0,08	0,09%
Diossine	0,02	0,02%	0,02	0,03%
PCB	-	0,00%	-	0,00%
TOTALE	93,50	100,00%	88,15	100,00%

Tabella 5.3 - Rischio cancerogeno inalatorio sostanza-specifico (per milione) e contributo percentuale sostanza-specifico al rischio cancerogeno totale stimato nell'area di massimo impatto all'esterno dello stabilimento siderurgico nei sotto-scenari 6 Mt/a UCL95 e KM Mean.

	SCENARIO 6 Mt/a			
	Area di massimo impatto ESTERNO perimetro AMI			
	sotto-scenario UCL95		sotto-scenario KM Mean	
	Rischio cancerogeno (per milione)	%	Rischio cancerogeno (per milione)	%
Benzene (C6H6)	0,16	0,22%	0,16	0,24%
Naftalene (C10H8)	0,00	0,00%	0,00	0,00%
BaP	21,54	30,12%	21,53	31,88%
As	5,28	7,38%	4,55	6,74%
Cd	0,83	1,16%	0,68	1,01%
Cr (VI)	41,92	58,61%	39,20	58,04%
Ni	1,70	2,37%	1,34	1,98%
Pb	0,07	0,10%	0,06	0,09%
Diossine	0,03	0,03%	0,02	0,03%
PCB	-	0,00%	-	0,00%
TOTALE	71.52	100.00%	67,55	100,00%

5.1.3 Stima del rischio non cancerogeno per via inalatoria

A completamento dell'analisi sulla caratterizzazione del rischio, in questo paragrafo sono riportati i risultati del rischio non cancerogeno per via inalatoria, che aggiornano i risultati illustrati nel rapporto preliminare con riferimento al naftalene da fonti diffuse e mercurio (Hg), da fonti diffuse e convogliate. Per quanto riguarda il rame non si dispone ad oggi di RfC per la valutazione di tale inquinante nella procedura di Risk Assessment.

Per le sostanze oggetto di valutazione per le quali è disponibile RfC, il rischio non cancerogeno viene calcolato attraverso la formula [5.3] (Fonte: EPA 2009):

$$HQ = \frac{EC}{Rfc \times 1000 \mu g/mg} \quad [5.3]$$

dove:

- EC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) = *exposure concentration*/concentrazione di esposizione;
- HQ (*Hazard Quotient*) o quoziente di pericolo, esprime di quanto l'esposizione alla sostanza supera la concentrazione di riferimento inalatoria (RfC);
- RfC (mg/m^3) stima la quantità massima di sostanza che può essere inalata giornalmente e per tutta la vita senza comportare apprezzabili rischi per la salute umana.

Per calcolare il rischio associato all'esposizione a diverse sostanze, gli HQ sono stati calcolati per singola sostanza e infine sono stati sommati per ottenere l'*Hazard Index* (HI) o indice di Pericolosità:

$$\text{HI} = \sum(\text{HQ}) \quad [5.4]$$

Per la valutazione dei rischi non cancerogeni per via inalatoria associati alle sostanze in esame ci si è avvalsi delle concentrazioni di riferimento (RfC) disponibili in letteratura e riportate in tabella 5.4.

In tabella 5.5 sono indicati gli organi bersaglio per ciascuna sostanza e relativa fonte.

L'*Hazard Index* è stato calcolato per singolo apparato.

Il rischio non cancerogeno si considera accettabile quando l'*Hazard Index* è inferiore o uguale a 1.

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.

Tabella 5.4. Concentrazioni di riferimento (RfC in mg/m³) e classificazione IARC delle sostanze considerate.

Sostanze	Chronic Inhalation Rfc (mg/m ³)	Fonte	Classificazione IARC		
			Gruppo	Monografia di rif.	Anno
Arsenico (As)	1.50E-05	Cal-EPA, https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables - RESIDENT AIR	1	23, Sup 7, 100C	2012
Benzo[a]Pirene	2.00E-06	US-EPA, https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?&substance_nmbr=136	1	Sup 7, 92, 100F	2012
Benzene (C6H6)	3.00E-02	US-EPA, https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=276	1	29, Sup 7. 100F, 120	2018
Cadmio (Cd)	1.00E-05	US-EPA ATSDR, https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables - RESIDENT AIR	1	58, 100C	2012
Cromo esavalente (Cr(VI))	1.00E-04	US-EPA, https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=144	1	Sup 7, 49, 100C	2012
Diossine (Teq)	4.00E-08	Cal-EPA, https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables - RESIDENT AIR	1	Sup 7, 69, 100F	2012
Mercurio (Hg)	3.00E-04	US-EPA, https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=370	3	58	1993
Naftalene (C10H8)	3.00E-03	US-EPA, https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=436	2B	82	2002
Nichel (Ni)	9.00E-05	US-EPA ATSDR, https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables - RESIDENT AIR	1	Sup 7, 49, 100C	2012
Selenio (Se)	2.00E-02	Cal-EPA, https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables - RESIDENT AIR	3	9, Sup 7	1987

Tabella 5.5 - Organi bersaglio delle sostanze considerate.

Sostanze	Organi bersaglio per inalazione cronica													fonte
	Apparato respiratorio	Apparato cardiovascolare	Apparato digerente	Sviluppo	Sistema nervoso	Sistema emopoietico	Sistema endocrino	Sistema riproduttivo	Ossa e denti	Sistema immunitario	Rene	Pelle	Occhi	
Arsenico (As)	X	X		X	X							X		IRIS, OEHA
Benzo[a]Pirene				X				X		X				IRIS
Benzene						X				X				IRIS, OEHA
Cadmio (Cd)	X										X			IRIS, OEHA
Cromo esavalente (Cr(VI))	X													IRIS, OEHA
Diossine (Teq)	X		X	X		X	X	X						IRIS, OEHA
Mercurio (Hg)				X	X						X			IRIS, OEHA
Naftalene (C₁₀H₈)	X				X									IRIS, OEHA
Nichel (Ni)	X					X								OEHA
Selenio (Se)		X	X		X									OEHA

FONTE: OEHA 8-hour and Chronic Reference Exposure Level (REL) Summary, Novembre 2019, <https://oehha.ca.gov/air/general-info/oehha-acute-8-hour-and-chronic-reference-exposure-level-rel-summary>; Integrated Risk Information System, USEPA - consultato a Gennaio 2021, <https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/atoz.cfm>

5.2 Stima dell'impatto sanitario con approccio epidemiologico

L'impatto dell'esposizione cronica a particolato fine (PM_{10} , $PM_{2,5}$) di origine industriale sulla salute della popolazione residente nei comuni di Taranto, Statte e Massafra in relazione allo scenario riferito alla produzione di 6Mt/a di acciaio attualmente autorizzata per l'impianto siderurgico ArcelorMittal Italia di Taranto è stato stimato secondo la metodologia dell'*Health Impact Assessment* (HIA), che prevede di stimare gli eventi sanitari attribuibili all'esposizione per tutta la vita alle concentrazioni degli inquinanti emessi dallo specifico impianto in relazione allo scenario emissivo di riferimento, secondo il seguente schema concettuale:



L'impatto, cioè il numero di decessi attribuibili all'esposizione a lungo termine alle polveri, è stato quindi stimato attraverso le seguenti fasi: costruzione dello scenario emissivo mediante l'uso di modelli di dispersione per la stima delle concentrazioni al suolo delle polveri (PM_{10} e $PM_{2,5}$); definizione della esposizione media della popolazione; l'utilizzo delle funzioni concentrazione-risposta (FCR) con riferimento alla più recente letteratura ad oggi disponibile; l'utilizzo dei tassi di mortalità di background della popolazione.

5.2.1 Valutazione dell'esposizione

5.2.1.1 Dati emissivi

Il **dominio territoriale** di valutazione del presente studio coincide con quello descritto nei capitoli precedenti, cui si rinvia per la descrizione del modello di dispersione e del percorso metodologico (capitolo 3 e capitolo 4).

Le mappe di ricaduta delle concentrazioni medie annuali al suolo di PM_{10} e $PM_{2,5}$ riferite allo scenario emissivo AMI (ora AdI) a 6Mt/a di acciaio sono state stimate tenendo conto delle

caratteristiche dell'impianto, dei dati sulle emissioni, secondo quanto definito e approvato nel corso della riunione MATTM (ora MiTE) – ISPRA – ARPA - AMI (ora AdI) che si è tenuta in data 16/02/2021 (verbale acquisito con prot. ARPA n.11822 del 17.02.2021).

5.2.1.2 Esposizione media della popolazione

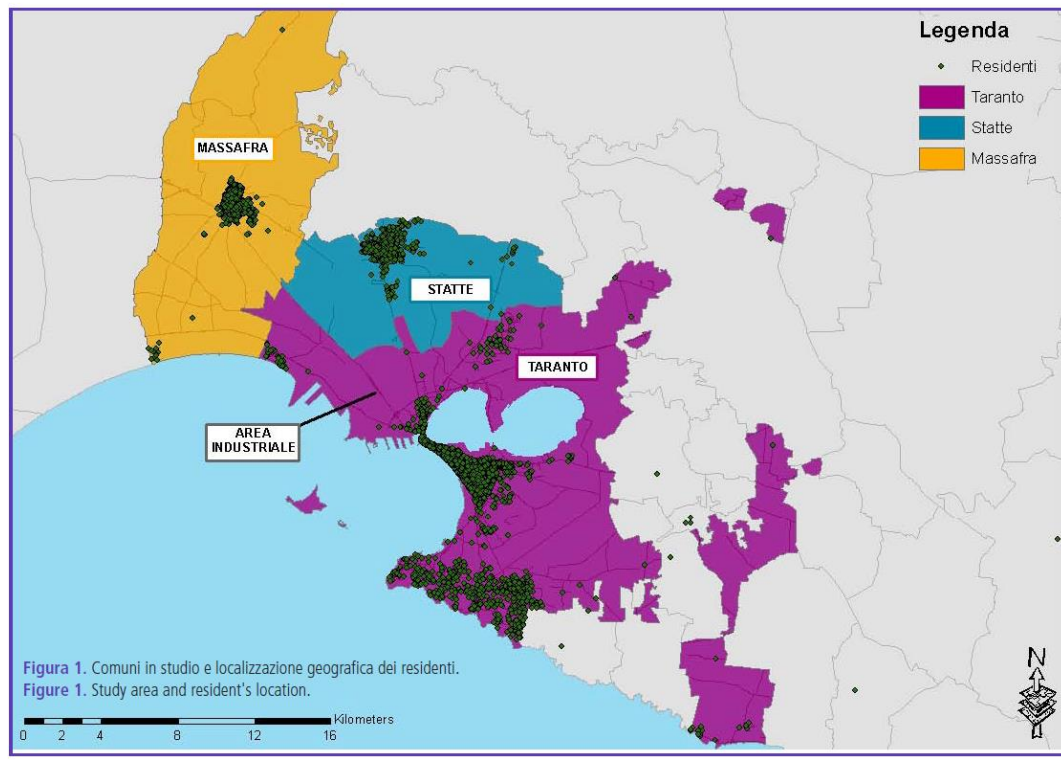
A partire dalla coorte dei residenti al 01.01.1998 e delle persone che sono successivamente entrate per nascita o immigrazione fino al 31.12.2010 nei comuni di Taranto, Statte e Massafra¹⁴ è stato calcolato il numero medio di abitanti con età maggiore di 30 anni nel 2013 (n. 174.190), con un focus sul quartiere Tamburi (n. 10.991), situato a ridosso dello stabilimento siderurgico.

Nella figura 5.3 sono riportati i confini amministrativi dei comuni che costituiscono l'area in studio, mentre i puntini identificano la localizzazione geografica dei soggetti reclutati nella coorte.

¹⁴ ER Alessandrini, S Legrande, A Morabito, C Ancona, G Assennato, R Giua, F Mataloni, A Mincuzzi, S Minerba, A Nocioni, M Serinelli, S Spagnolo, M Stafoggia, L Bisceglia e F Forastiere; 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. Disponibile all'indirizzo:

<https://www.sanita.puglia.it/documents/890301/896208/Relazione+Finale+Studio+di+Coorte+-+2016/ea231c81-e196-4b43-99a4-0882bd60b83b>

Figura 5.3. Area in studio e localizzazione geografica dei residenti reclutati nella coorte.



È stata attribuita l'esposizione al PM_{10} e $PM_{2.5}$ ad ogni soggetto con età maggiore di 30 anni georeferenziato nella coorte dei residenti nel 2013, ovvero considerando l'indirizzo di residenza nel 2013.

L'esposizione media annuale della popolazione è stata calcolata pesando le concentrazioni di PM_{10} e $PM_{2.5}$ al suolo per la popolazione residente, al fine di ottenere una stima della *Population Weighted Exposure* (PWE).

5.2.2 Tassi di mortalità di background nella popolazione

Per la stima dell'impatto, sono stati considerati i soli effetti a lungo termine sulla mortalità, e in particolare i decessi per patologie per le quali esiste sufficiente evidenza di relazione causale con l'inquinamento atmosferico: mortalità non accidentale (tutte le cause di morte con esclusione delle morti violente), il tumore del polmone, le malattie dell'apparato cardiovascolare e le malattie respiratorie.

La fonte dei dati di mortalità è rappresentata dal Registro Nominativo delle Cause di Morte (ReNCaM) provinciale.

È stato calcolato il numero medio di decessi per cause di morte con età maggiore di 30 anni nel periodo 2015-2017 nell'intera area, per un totale di 6.848 decessi per cause naturali, e tra i residenti nel quartiere Tamburi (Tabella 5.6).

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.

Tabella 5.6. Numero medio di decessi osservati con età maggiore di 30 anni per cause di morte, nel periodo 2015-2017, nell'area in studio e nel quartiere Tamburi.

Cause di mortalità (ICD-10)	n. medio annuale di casi osservati nel periodo 2015-2017 (età: 30+ anni)	
	Area in studio	Quartiere Tamburi
Tutte le cause naturali (A00-R99)	2.283	166
Tumore maligno della trachea, dei bronchi e del polmone (C33-C34)	118	9
Malattie del sistema circolatorio (I00-I99)	852	57
Malattie apparato respiratorio (J00-J99)	181	13

5.2.3 Funzioni Concentrazione- Risposta (FCR)

Al fine di stimare i danni alla salute attribuibili alle esposizioni di lungo termine a PM_{2,5} e PM₁₀, sono state utilizzate le funzioni concentrazione-risposta (FCR) ricavate dalla letteratura più recente: in particolare è stata considerata la revisione sistematica e metanalisi effettuata per aggiornare le *Air Quality Guidelines* dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) per gli inquinanti in studio, pubblicata sulla rivista *Environmental International*¹⁵ (Tabella 5.7).

La FCR, espressa come rischio relativo, correla la risposta in termini di incremento percentuale di mortalità all'incremento di 10µg/m³ di concentrazione dell'inquinante.

¹⁵ 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 Oct;143:105974. doi: 10.1016/j.envint.2020.105974. Epub 2020 Jul 20. PMID: 32703584.

Tabella 5.7. Associazione tra esposizione a PM₁₀ e PM_{2,5} e mortalità causa-specifica come rilevato nella letteratura scientifica: rischio relativo (RR) e intervallo di confidenza al 95% (IC 95%) per incrementi di 10 µg/m³ (Fonte: Chen e Hoek, 2020).

Causa di mortalità	ICD10	età	Funzioni di rischio (IC 95%)	
			PM _{2,5}	PM ₁₀
Cause naturali	A00-R99	30+ aa	1,08 (1,06-1,09)	1,04 (1,03- 1,06)
Tumore del polmone	C33 e C34		1,12 (1,07- 1,16)	1,08 (1,04- 1,13)
Malattie cardiovascolari	I00-I99		1,11 (1,09- 1,14)	1,04 (0,99- 1,10)
Malattie respiratorie	J00-J99		1,10 (1,03- 1,18)	1,12 (1,06- 1,19)

5.2.4 Metodo per la stima dell'impatto sanitario

L'impatto sulla salute della popolazione residente è stato valutato in termini di numero di decessi attribuibili all'esposizione, applicando la seguente formula:

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

dove $AF = \frac{\exp\left(\frac{\ln(RR)}{10}\right) - 1}{\exp\left(\frac{\ln(RR)}{10}\right)}$ rappresenta la proporzione della mortalità nella popolazione esposta

attribuibile all'inquinamento atmosferico per incremento unitario di PM_{2,5} e di PM₁₀; C è la PWE stimata per il PM_{2,5} e il PM₁₀; B₀ è il tasso di mortalità di background dell'esito sanitario considerato nella popolazione; P è la popolazione esposta.

5.2.5 Risultati

Nelle figure 5.4 e 5.5 sono rappresentate le concentrazioni medie annuali totali al suolo di PM_{2,5} e PM₁₀ industriale stimate nello scenario considerato. Per ciascuna mappa, come descritto nel

capitolo 4 per le Figure 4.24 e 4.25, sono indicati il valore massimo della concentrazione media annuale totale modellata e la relativa ubicazione del punto di massima ricaduta, in coordinate UTM.

Figura 5.4. Concentrazione media annuale di PM₁₀ primario ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) prodotto dalle emissioni dallo stabilimento AMI di Taranto secondo lo scenario a 6 Mton/anno.

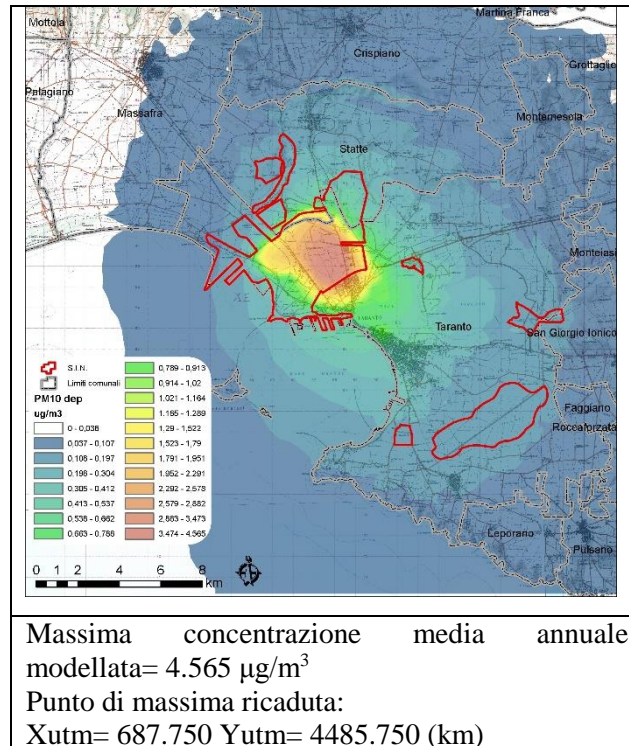
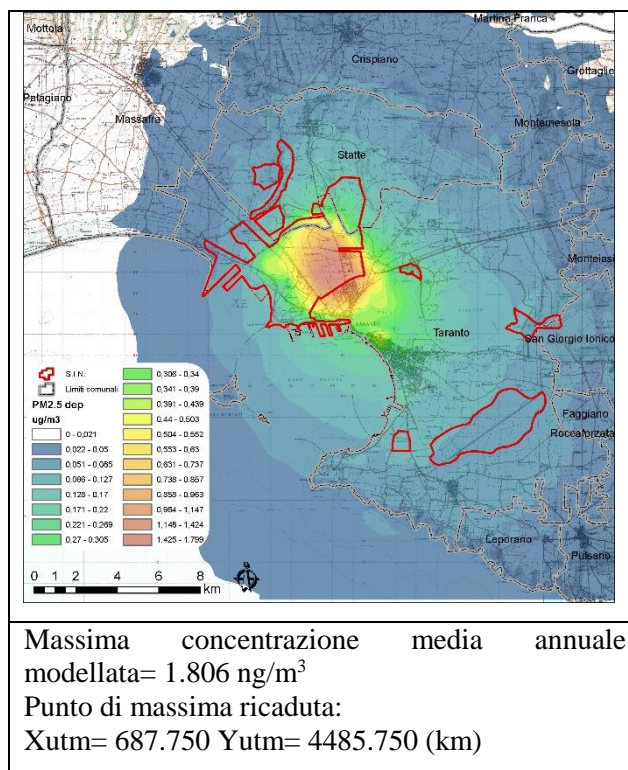


Figura 5.5 Concentrazione media annuale di PM_{2,5} primario (µg/m³) prodotto dalle emissioni dallo stabilimento AMI di Taranto secondo lo scenario a 6 Mton/anno.



In tabella 5.8 sono riportate le PWE del PM_{2,5} e PM₁₀ (con le deviazioni standard) stimate come medie annuali, il numero di decessi (assoluto e per 10.000 abitanti) e la proporzione di decessi attribuibili all'esposizione rispetto al totale dei decessi per le cause di morte selezionate nell'area in studio e a Tamburi. La concentrazione media di PM₁₀ pesata per popolazione è pari a 0,35 µg/m³ nell'area di Taranto, Statte e Massafra, mentre è pari a 1,61 µg/m³ nel quartiere Tamburi; quella relativa al PM_{2,5} è pari a 0,18 µg/m³ nell'intera area ed è pari a 0,77 µg/m³ nel quartiere a ridosso dell'impianto.

La stima del numero medio di decessi/anno per tutte le cause naturali di mortalità cronica (esclusi traumatismi ed avvelenamenti), negli adulti oltre i 30 anni, attribuibile al livello di inquinamento industriale di PM₁₀ emesso da AMI è pari a 3,1 decessi nell'area totale; mentre a Tamburi si stima 1 decesso/anno, in media, attribuibile alle concentrazioni di PM₁₀ nello scenario considerato (tabella 5.8). I decessi attribuibili al PM_{2,5}, sia nell'intera area in studio sia nel quartiere Tamburi, sono dello stesso ordine di grandezza di quelli stimati per il PM₁₀.

Nell'intera area in studio le stime di decessi attribuibili si riducono sotto l'unità per il tumore polmonare e per le malattie respiratorie, mentre in riferimento alle malattie per cause cardiovascolari si registra, in media, un valore di 1,2 decessi/anno attribuibile al PM₁₀ e di 1,6

decessi/anno attribuibile al $PM_{2,5}$. Tali stime risultano inferiori a quelle ottenute nel precedente studio VIAS.

Tabella 5.8. Population Weighted Exposure (PWE) a PM_{2,5} e PM₁₀ emessi dallo stabilimento AMI di Taranto (media annuale e standard deviation, espresse in µg/m³) secondo lo scenario emissivo a 6 Mton/anno; decessi attribuibili (DA), proporzione di decessi attribuibili rispetto al totale (DA%) e decessi attribuibili all'esposizione a PM_{2,5} e PM₁₀ per 10.000 abitanti (DA per 10.000 ab.), per causa di morte nei diversi scenari. Area VDS Taranto e quartiere Tamburi.

AREA IN STUDIO	Scenario a 6 mln/ton anno acciaio	PWE (µg/m ³)	sd (µg/m ³)	CAUSA DECESSO											
				Cause naturali			Tumore del polmone			Malattie cardiovascolari			Malattie respiratorie		
				ICD-10: A00-R99			ICD 10: C33-C34			ICD-10: I00-I99			ICD-10: J00-J99		
				DA	DA%	DA per 10.000 ab.	DA	DA%	DA per 10.000 ab.	DA	DA%	DA per 10.000 ab.	DA	DA%	DA per 10.000 ab.
Area di Taranto	PM10	0,35	0,40	3,10	0,14	0,18	0,31	0,27	0,02	1,16	0,14	0,07	0,71	0,39	0,04
	PM2,5	0,18	0,19	3,19	0,14	0,18	0,25	0,24	0,01	1,61	0,19	0,09	0,31	0,17	0,02
Quartiere Tamburi	PM10	1,61	0,66	1,04	0,63	0,95	0,11	1,23	0,10	0,36	0,63	0,33	0,23	1,80	0,21
	PM2,5	0,77	0,27	0,97	0,59	0,89	0,08	0,86	0,07	0,45	0,80	0,41	0,09	0,73	0,09

5.2.6 Criteri di accettabilità del rischio stimato con l'approccio HIA: stima dell'Incremental Lifetime Cumulative Risk

Il processo di valutazione di impatto integrato ambientale e sanitario si completa attraverso la definizione dell'accettabilità del rischio stimato attraverso l'approccio epidemiologico, in analogia con le procedure adottate per il rischio stimato attraverso l'approccio tossicologico.

Va ricordato che, nel contesto del risk assessment, il concetto di accettabilità del rischio si riferisce alla definizione di riferimenti operativi, superati i quali è necessario adottare strategie di ulteriore contenimento del rischio (*risk management*).

Nel caso dell'approccio tossicologico, si adottano criteri di accettabilità differenti per la stima del rischio cancerogeno e di quello non cancerogeno. Per la stima del rischio non cancerogeno delle sostanze con soglia di effetto, la soglia di accettabilità coincide con il non superamento del valore di riferimento RfD_{inal} ($HI \leq 1$); per il rischio cancerogeno, l'US-EPA ha proposto tre livelli di accettabilità: si considera "accettabile" un rischio incrementale per esposizione *lifetime* inferiore a 1×10^{-6} , prevedendo interventi discrezionali nel range 1×10^{-4} e 1×10^{-6} e un intervento pianificato in caso di rischio superiore a 1×10^{-4} .

Nel caso dell'approccio epidemiologico, le stime di rischio derivate da studi epidemiologici vengono utilizzate per effettuare una stima del numero di eventi sanitari attribuibili alla variazione delle concentrazioni di inquinanti provenienti da specifiche sorgenti emmissive, tenendo conto dell'occorrenza di base dell'evento sanitario in studio nella popolazione esposta.

La IARC ha stabilito che esistono prove sufficienti della cancerogenicità dell'inquinamento atmosferico, mettendo in classe I il particolato fine ($PM_{2.5}$) in relazione al tumore al polmone.¹⁶ Si è dunque aperta la possibilità di confrontare le indicazioni di accettabilità dell'US-EPA per le sostanze cancerogene con approccio tossicologico con indicazioni analoghe derivanti da evidenze di tipo epidemiologico. 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.^{17,18} La relazione algebrica tra UR tossicologico e RR epidemiologico rende possibile, per il tumore al polmone, una valutazione del livello di accettabilità del rischio incrementale di sviluppare un

¹⁶ IARC. Outdoor Air Pollution. Outdoor Air Pollution, IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Volume 109. Lyon, IARC, 2016.

¹⁷ Di Q, Wang Y, Zanobetti A et al. Air pollution and mortality in the medicare population. N Eng J Med 2017;376(26):2513-22

¹⁸ Pinault LL, Weichenthal S, Crouse DL et al. Associations between fine particulate matter and mortality in the 2001 Canadian Census Health and Environment Cohort. Environ Res 2017;159: 406-15.

tumore nel corso della vita, basato sui livelli massimi accettabili di esposizione della popolazione indagata.¹⁹

Per poter effettuare un confronto con l'approccio di tipo tossicologico, a partire dalla relazione algebrica tra UR tossicologico e RR epidemiologico indicata dall'OMS,²⁰ è stato stimato 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:

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

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 (fonte: ReNCaM provinciale);

$\left[\exp \frac{\ln(RR)}{10} - 1 \right]$ rappresenta l'incremento di rischio di tumore polmonare per 1 µg/m³ di PM_{2,5} e di PM₁₀ per i soggetti con più di 30 anni ed è stato calcolato considerando sia il RR per tumore al polmone per incrementi di 10 µg/m³ di PM_{2,5} e di PM₁₀, che i limiti inferiore e superiore del suo intervallo di confidenza al 95%; C è la PWE stimata per il PM_{2,5} e per il PM₁₀.

I risultati ottenuti sono stati confrontati con i criteri di accettabilità del rischio tossicologico proposti dall'US-EPA e sopracitati.

5.2.7 Valutazione dell'accettabilità del rischio

Applicando la procedura descritta, si ottengono ILCR superiori alla soglia di accettabilità nel quartiere Tamburi sia per PM₁₀ che per PM_{2,5} (Tabelle 5.9 e 5.10). Gli ILCR sono espressi in notazione esponenziale, ad esempio 0,00014 è rappresentato nel formato scientifico 1,4x10⁻⁴.

In particolare, l'esposizione lifetime alle concentrazioni di PM₁₀ stimate per l'area di Taranto pari a 0,35 µg/m³ 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 PM₁₀ di 1,61 µg/m³ 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 (1 x 10⁻⁴). L'ILCR rimane sopra la soglia anche considerando il limite inferiore dell'intervallo di confidenza del rischio relativo.

¹⁹ Hänninen O, Knol AB, Jantunen M et al. Environmental burden of disease in Europe: assessing nine risk factors in six countries. *Environ Health Perspect* 2014;122(5): 439-46.

²⁰ World Health Organization. *Air Quality Guidelines for Europe*. Second Edition. WHO Regional Publications, European Series No 91. Copenhagen, WHO, 2000.

Analogamente, per l'esposizione lifetime alle concentrazioni di PM_{2,5} stimate per l'area di Taranto pari a 0,18 µg/m³ 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, anche considerando il limite inferiore dell'intervallo di confidenza del rischio relativo.

Pertanto, considerando i criteri di accettabilità US-EPA, 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.

Nel capitolo 9 vengono riportate analisi di sensibilità effettuate applicando alle PWE stimate in relazione allo scenario emissivo in studio, i coefficienti derivati dallo studio di coorte residenziale nell'area di Taranto, Statte e Massafra pubblicato nel 2016 e quelli già adottati nello studio VIAS condotto nel 2019 (Galise I. et al., EpidemiolPrev2019;43 (5-6):329-337).

Tabella 5.9. Incremental Lifetime cumulative risk (ILCR) per tumore del polmone associato all'esposizione a PM₁₀ emesso dallo stabilimento AMI di Taranto secondo lo scenario emissivo a 6 Mton/anno, stimato utilizzando sia il Rischio Relativo (RR) per tumore al polmone che i limiti inferiore e superiore del suo intervallo di confidenza al 95% (fonte FCR: Chen e Hoek 2020). Area VDS Taranto e quartiere Tamburi.

FONTE FCR	AREA IN STUDIO					
	Area VDS Taranto			Tamburi		
Chen & Hoek 2020	ILCR (lim. inf. IC 95% RR=1,04)	ILCR (RR=1,08)	ILCR (lim. sup. IC 95% RR=1,13)	ILCR (lim. inf. IC 95% RR=1,04)	ILCR (RR=1,08)	ILCR (lim. sup. IC 95% RR=1,13)
PM ₁₀	2,9x10 ⁻⁵	5,7x10 ⁻⁵	9.1 x10 ⁻⁵	1,4x10 ⁻⁴	2,7 x10 ⁻⁴	4,3 x10 ⁻⁴

Gli ILCR sono espressi in notazione esponenziale, ad esempio 0,00014 è rappresentato nel formato scientifico 1,4x10⁻⁴.

Tabella 5.10. Incremental Lifetime cumulative risk (ILCR) per tumore del polmone associato all'esposizione a PM_{2,5} emesso dallo stabilimento AMI di Taranto secondo lo scenario emissivo a 6 Mton/anno, stimato utilizzando sia il Rischio Relativo (RR) per tumore al polmone che i limiti inferiore e superiore del suo intervallo di confidenza al 95% (fonte FCR: Chen e Hoek 2020). Area VDS Taranto e quartiere Tamburi.

FONTE FCR	AREA IN STUDIO					
	Area VDS Taranto			Tamburi		
Chen & Hoek 2020	ILCR (lim. inf. IC 95% RR=1,07)	ILCR (RR=1,12)	ILCR (lim. sup. IC 95% RR=1,16)	ILCR (lim. inf. IC 95% RR=1,07)	ILCR (RR=1,12)	ILCR (lim. sup. IC 95% RR=1,16)
PM _{2,5}	2,6x10 ⁻⁵	4,4x10 ⁻⁵	5,8x10 ⁻⁵	1,1x10 ⁻⁴	1,9x10 ⁻⁴	2,5x10 ⁻⁴

6. VALUTAZIONE DELL'INCERTEZZA

Il risk assessment è un processo utilizzato per la stima degli impatti sanitari all'interno di scenari di grande complessità dipendente da variabili fisiche, chimiche e biologiche, ed è intrinsecamente connotato da incertezza in ciascuna delle sue fasi. Le stime di impatto derivate dalle procedure di risk assessment devono sempre essere viste nella consapevolezza di tali fonti di incertezza.

6.1 Incertezza nella stima delle emissioni

Le stime delle emissioni in atmosfera sono tipicamente soggette ad incertezze, dovute a numerose cause, distribuite lungo tutta la procedura. L'incertezza connessa con un dato di emissione varia notevolmente a seconda del tipo di inquinante, di attività e del livello di disaggregazione spaziale considerato. Le stime delle emissioni delle attività produttive, non direttamente legate all'attività di combustione controllata (quindi non monitorate), sono in generale meno affidabili. Le emissioni non monitorate, attraverso controlli (continui e discontinui), sono stimate attraverso fattori di emissione e specifici indicatori legati all'attività emissiva (es. produzione).

Nel caso in questione, la valutazione emissiva è stata elaborata dal gestore considerando i dati di autocontrollo degli anni 2016-2018 (dati di monitoraggio in continuo, in discontinuo, ecc.) per le emissioni convogliate, elaborati con apposito software statistico, e le stime per quanto riguarda le emissioni diffuse, secondo quanto previsto dagli atti autorizzativi in essere.

Pertanto, in funzione di quanto sopra, i dati di monitoraggio sito-specifici utilizzati per le valutazioni delle emissioni convogliate rientrano prevalentemente in una classe di incertezza bassa (fatte salve le valutazioni di incertezza delle singole misure), quando basata su un adeguato numero di misure rappresentative del settore produttivo; mentre, alle stime emissive legate alle emissioni diffuse è attribuibile una classe di incertezza più elevata, poiché basata su indicatori statistici quali, ad esempio, produzione e fattori emissivi.

6.2 Incertezza nelle simulazioni modellistiche

Il risultato della simulazione modellistica è connotato da un certo grado di incertezza che risulta dalla composizione dell'incertezza intrinseca del modello (dovuta all'incapacità del modello di descrivere perfettamente i fenomeni fisici e chimici; incertezza inerente al modello dovuta alla natura stocastica di fenomeni atmosferici, quali, ad esempio, la turbolenza) e da quella associata ai dati di ingresso, in particolare alle emissioni e ai parametri meteo climatici.

Sebbene alcuni studi precedenti abbiano evidenziato che la principale incertezza nella caratterizzazione del rischio sanitario sia legata al dataset emissivo specifico del sito e alla quantificazione dose-risposta (EPA, 2009), la valutazione modellistica dei valori di concentrazione

può sicuramente determinare un bias non trascurabile. In particolare ciascuno degli elementi di una cascata modellistica introduce un grado di incertezza nei risultati delle simulazioni, legate alla capacità dei modelli di ricostruire:

- l'evoluzione spazio temporale della dinamica e termodinamica dell'atmosfera;
- i fenomeni turbolenti;
- le reazioni chimiche che avvengono in atmosfera.

A tal riguardo la legislazione (D.lgs. 155/2010) evidenzia come una corretta applicazione modellistica necessita di una rigorosa procedura di confronto con le misure o analisi statistica, che consenta di valutare l'accuratezza e l'incertezza del modello, anche attraverso il calcolo di indicatori statistici standard di performance dei modelli che valutino la capacità del modello di avvicinarsi alle misure. Questo ovviamente presuppone un disegno ottimale della rete di monitoraggio, sufficiente affidabilità, accuratezza e rappresentatività delle misure.

Nel confronto con i modelli si possono elencare almeno quattro elementi di difficoltà nel confronto tra misure di concentrazione e stime ottenute dai modelli:

- le stime dai modelli rappresentano generalmente valori medi su un volume definito in relazione alla risoluzione spaziale del modello e su un intervallo di tempo definito dalla frequenza delle osservazioni meteorologiche e dei dati di emissione, mentre le misure sono puntuali e relative a intervalli di tempo non necessariamente uguali a quelli del modello;
- le misure sono affette a loro volta da errori ed incertezze;
- il modello rappresenta comunque la realtà dei fenomeni fisici con un certo grado di approssimazione e di accuratezza;
- errori ed incertezze nei dati e nei parametri di ingresso ai modelli influenzano i risultati dei modelli.

6.3 Incertezza nei coefficienti di tossicità

Gli Unit Risk reperibili in letteratura sono connotati anch'essi da un grado di incertezza, in genere sono derivati da studi epidemiologici e/o tossicologici attraverso l'utilizzo di assunzioni conservative per cui difficilmente portano ad una sottostima del rischio. Essi rappresentano infatti la stima *upperbound* della potenza cancerogena al 95° percentile, e questo influenza in particolare le sostanze classificate nel gruppo 2B della IARC, ovvero per i quali ci sono meno evidenze di una cancerogenicità certa della sostanza.

I dati epidemiologici e tossicologici utilizzati per costruire i coefficienti sono spesso legati a concentrazioni più alte, anche di diversi ordini di grandezza, di quelle presenti negli ambienti di vita e

spesso vengono interpolate fino alle basse concentrazioni utilizzando una relazione lineare senza soglia.

I cancerogeni, inoltre, possono interagire tra di loro portando a fenomeni di sinergismo e antagonismo e questi fenomeni, connotati anch'essi da incertezza, sono difficili da valutare, per cui è stato deciso di utilizzare un approccio additivo degli effetti.

Si ricorda infine i diversi organismi scientifici e regolatori forniscono coefficienti per una stessa sostanza che possono differire anche per più di un ordine di grandezza.

6.4 Incertezza nella stima con approccio epidemiologico

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.

Nel caso dell'approccio epidemiologico, le stime di rischio derivate da studi epidemiologici vengono utilizzate per effettuare una stima del numero di eventi sanitari attribuibili alla variazione delle concentrazioni di inquinanti provenienti da specifiche sorgenti emmissive, tenendo conto dell'occorrenza di base dell'evento sanitario in studio nella popolazione esposta. Rispetto all'approccio tossicologico, è quindi necessaria una caratterizzazione della specifica popolazione in studio, sia dal punto di vista del livello di esposizione che del profilo epidemiologico.

Nel caso specifico, è stata utilizzata quale base di dati la coorte dei residenti nei comuni di Taranto, Statte e Massafra arruolata nel 1998: per il calcolo della PWE è stato utilizzato l'indirizzo di residenza al 2013; per il calcolo dei tassi di mortalità nell'area sub-comunale, l'informazione sulla data e sulla causa del decesso è stata acquisita dal Registro Nominativo delle Cause di Morte dell'ASL di Taranto ed è stato considerato l'indirizzo al momento del decesso.

Al fine di utilizzare la specifica forma della relazione dose-risposta tra il particolato a cui è esposta la popolazione in studio e gli esiti di salute, l'analisi di impatto è stata ripetuta considerando i RR ottenuti nello studio di coorte di Taranto: sebbene tali RR siano meno robusti di quelli ottenuti nella metanalisi di Chen e Hoek il risultato in termini di ILCR non accettabile in riferimento al quartiere Tamburi viene confermato (Capitolo 9 – Analisi di sensibilità per la stima dell'impatto sanitario con l'approccio epidemiologico).

Inoltre, nell'interpretazione dei risultati è importante considerare che, nel caso del *Risk Assessment* tossicologico, l'accettabilità del rischio riguarda lo sviluppo di un generico tumore, mentre la procedura nel caso dell'approccio epidemiologico riguarda il rischio di decesso del solo

tumore del polmone. In ogni caso, dal momento che il particolato atmosferico è di per sé una “miscela complessa” di diverse sostanze con diverso livello di cancerogenicità, l’approccio epidemiologico stima di fatto un rischio cumulativo: è questo il riferimento tossicologico con cui ci si confronta nel considerare i limiti di accettabilità.

7. INDICAZIONI PER LA GESTIONE DEL RISCHIO SANITARIO

Gli esiti delle valutazioni indicano che:

- Per entrambi i sotto-scenari emissivi considerati, per gli inquinanti sottoposti a valutazione con approccio tossicologico, nell’area in studio 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;
- analogamente, l’esposizione *lifetime* della popolazione residente nell’intera area in studio alle concentrazioni stimate di PM₁₀ e PM_{2,5}, in relazione allo scenario di riferimento, è associata ad un rischio, calcolato con approccio epidemiologico, compreso nel range 1:1.000.000 – 1:10.000 per il quale l’adozione di ulteriori misure deve essere valutata discrezionalmente, in relazione al contesto;
- l’esposizione *lifetime* della popolazione residente nel quartiere Tamburi alle concentrazioni stimate, in relazione allo scenario di riferimento, di PM₁₀ e PM_{2,5} comporta il superamento della soglia di accettabilità di 1:10.000 oltre la quale risulta **necessario** adottare interventi per la riduzione dell’esposizione.

Pertanto, in considerazione del fatto che la valutazione è condotta in relazione al rischio cancerogeno inalatorio, al fine di fornire indicazioni circa le esigenze di contenimento delle emissioni di polveri sono state effettuate analisi al fine di individuare il valore soglia necessario a determinare un valore dell’impatto sanitario - in termini di ILCR - inferiore alla soglia di accettabilità.

7.1 Valori di PWE “accettabili”

In particolare, sono stati identificati i valori di PWE al di sotto dei quali il rischio diventerebbe accettabile e le corrispondenti riduzioni percentuali delle polveri rispetto a quelle stimate in riferimento allo scenario a 6 Mton/anno.

Con riferimento al PM_{2,5} si otterrebbe un rischio incrementale per esposizione *lifetime* inferiore alla soglia di 1×10^{-4} in corrispondenza di una riduzione percentuale delle PWE, nel quartiere Tamburi,

pari al 48% e più precisamente il rischio diventerebbe accettabile se la concentrazione media di PWE del PM_{2,5} fosse pari a 0,4 µg/m³.

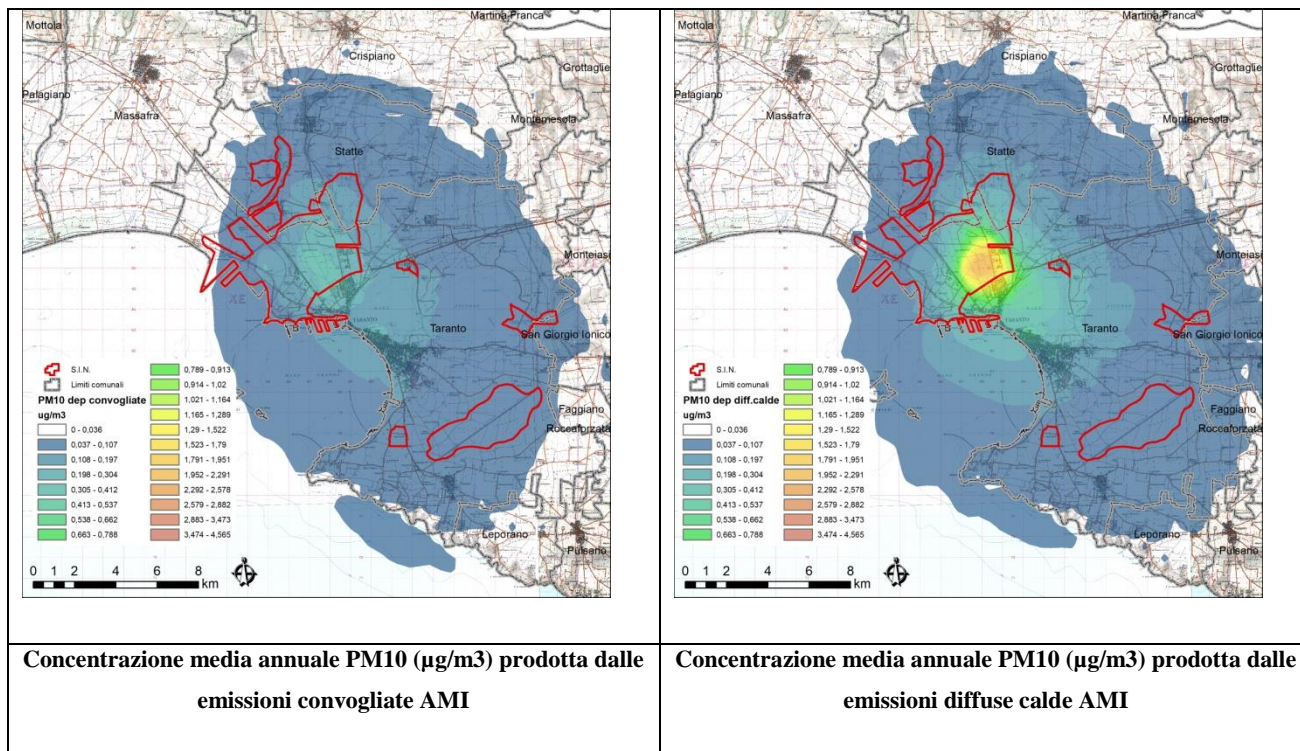
Nel caso del PM₁₀ sono stati identificati due valori di PWE ottenuti applicando il RR dello studio di Chen e Hoek e il RR dello studio di coorte condotto a Taranto nel 2016¹⁵. In merito all'applicazione degli RR di Chen e Hoek, il valore soglia dovrebbe essere pari al massimo a 0,59 µg/m³, ovvero ci dovrebbe essere una riduzione del 64%; se si considera il RR ottenuto dallo studio di coorte, la riduzione dovrebbe essere del 42%, corrispondente a un valore della PWE pari a 0,93 µg/m³.

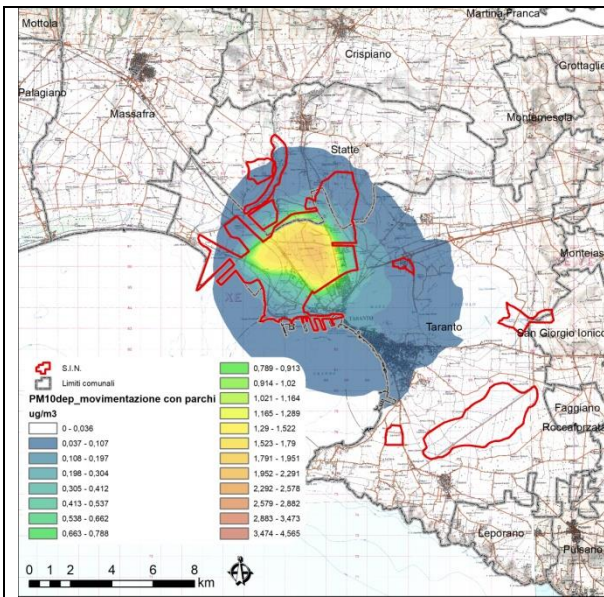
Si precisa che tali valori soglia sono stati ottenuti applicando le stime centrali dei RR.

7.2 Analisi di Source apportionment

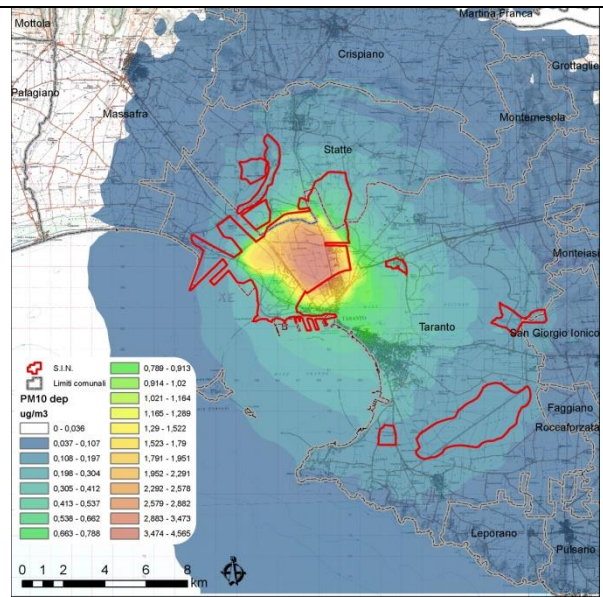
Con l'obiettivo di individuare le sorgenti prioritarie di intervento, relativamente allo scenario emissivo simulato di seguito si mostrano, per il PM₁₀ ed il PM_{2,5}, gli impatti, espressi in termini di concentrazione media annuale, prodotti separatamente dalle diverse tipologie di sorgenti emissive presenti in AMI ovvero dalle emissioni convogliate, dalle emissioni diffuse prodotte nell'area a caldo e dalle attività di movimentazione. Viene inoltre mostrata la mappa complessiva, ottenuta come somma dei suddetti contributi (Figura 7.1 e 7.2).

Figura 7.1 – Concentrazione media annuale complessiva per il PM₁₀ e contributi assoluti per tipologia di sorgente.



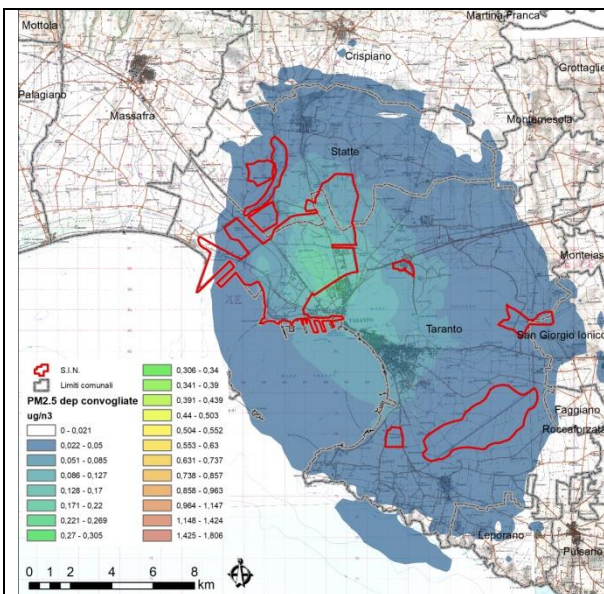


Concentrazione media annuale PM10 (µg/m3) prodotta dalle emissioni da movimentazione AMI

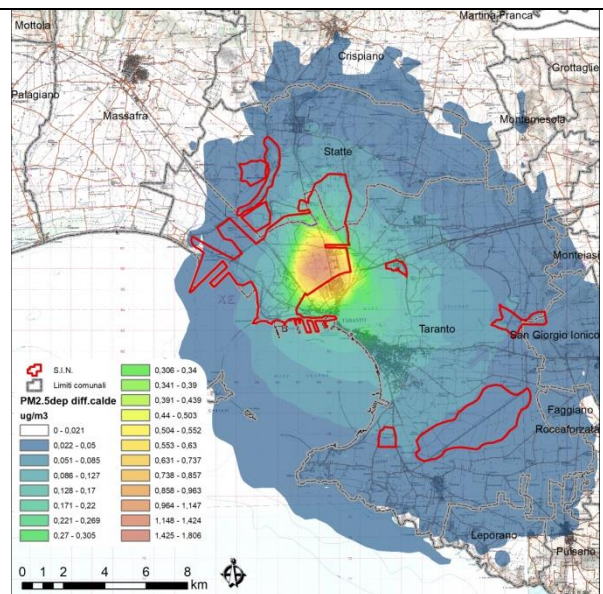


Concentrazione media annuale PM10 (µg/m3) complessiva

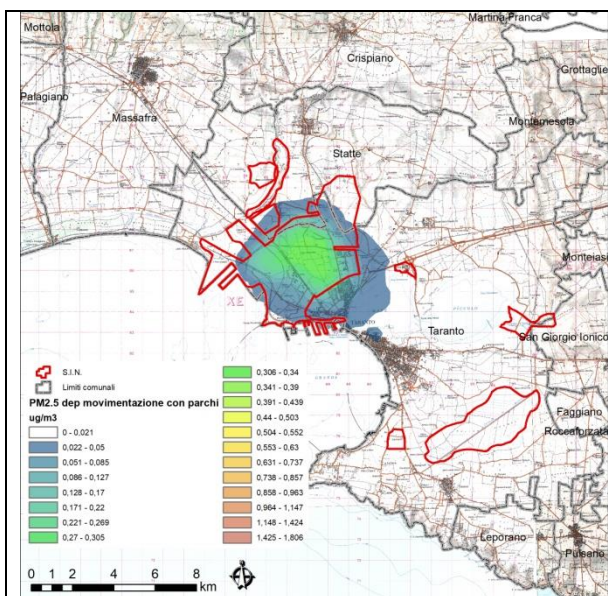
Figura 7.2 – Concentrazione media annuale complessiva per il PM_{2,5} e contributi assoluti per tipologia di sorgente.



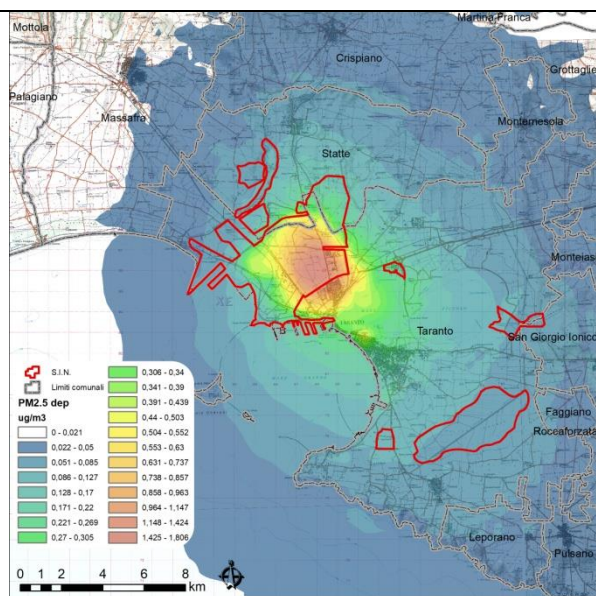
Concentrazione media annuale PM2,5 (µg/m3) prodotta dalle emissioni convogliate AMI



Concentrazione media annuale PM2,5 (µg/m3) prodotta dalle emissioni diffuse calde AMI



Concentrazione media annuale PM2,5 (µg/m3) prodotta dalle emissioni da movimentazione AMI



Concentrazione media annuale PM2,5 (µg/m3) complessiva

Nelle tabelle 7.1 e 7.2 si riportano le concentrazioni medie annuali di PM₁₀ e PM_{2,5} complessive ed i contributi, estratte in corrispondenza delle centraline di monitoraggio della qualità dell'aria installate nell'area di Taranto, la cui ubicazione è mostrata in Fig.7.3.

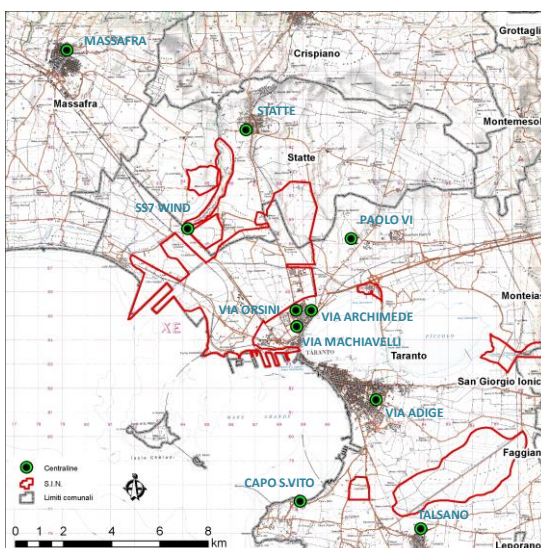
Tabella 7.1 – Concentrazione medie annuali complessive e contributi (assoluti e relativi) per tipologia di sorgente per il PM₁₀.

PM10 µg/m ³	StatteSE	Capo S. Vito	Talsano	SS7_Wind	PaoloVI	Via Archimede	Via Machiavelli	Via Adige	Massafra	Via Orsini
Convogliate	0.06	0.06	0.06	0.05	0.10	0.26	0.27	0.10	0.02	0.31
Diffuse Calde	0.07	0.07	0.07	0.06	0.16	1.00	0.84	0.16	0.02	1.34
Movimentazione	0.03	0.02	0.02	0.07	0.05	0.35	0.36	0.04	0.01	0.77
Complessivo	0.16	0.15	0.14	0.19	0.32	1.61	1.46	0.31	0.04	2.42
Contributi relativi PM10	StatteSE	Ta-SVito	Talsano	SS7_Wind	Ta-PaoloVI	Ta-VArchi	Ta-VMachi	Ta-VAItA	Massafra	Via Orsini
Convogliate	38%	38%	39%	28%	31%	16%	18%	33%	43%	13%
Diffuse Calde	45%	47%	49%	34%	51%	62%	57%	53%	42%	55%
Movimentazione	17%	14%	12%	39%	17%	22%	24%	14%	15%	32%

Tabella 7.2 – Concentrazione medie annuali complessive e contributi (assoluti e relativi) per tipologia di sorgente per il PM_{2.5}.

PM2.5 µg/m ³	StatteSE	Capo S. Vito	Talsano	SS7_Wind	PaoloVI	Via Archimede	Via Machiavelli	Via Adige	Massafra	Via Orsini
Convogliate	0.04	0.03	0.03	0.03	0.06	0.15	0.16	0.06	0.01	0.18
Diffuse Calde	0.04	0.04	0.04	0.04	0.09	0.58	0.49	0.10	0.01	0.77
Movimentazione	0.01	0.00	0.00	0.01	0.01	0.07	0.07	0.01	0.00	0.14
Complessivo	0.08	0.08	0.08	0.08	0.16	0.80	0.71	0.17	0.02	1.08
Contributi relativi PM2.5	StatteSE	Ta-SVito	Talsano	SS7_Wind	Ta-PaoloVI	Ta-VArchi	Ta-VMachi	Ta-VALtoA	Massafra	Via Orsini
Convogliate	43%	42%	42%	37%	35%	19%	22%	36%	47%	16%
Diffuse Calde	51%	53%	54%	47%	58%	73%	69%	59%	48%	71%
Movimentazione	6%	5%	5%	16%	6%	8%	9%	5%	5%	13%

Figura 7.3 – Ubicazione delle centraline di monitoraggio della qualità dell'aria nell'area di Taranto



I contributi assoluti e relativi estratti per il PM₁₀ in corrispondenza delle postazioni di monitoraggio della qualità dell'aria evidenziano nelle centraline più vicine allo stabilimento siderurgico (Via Archimede, Via Orsini, Via Machiavelli, Paolo VI e SS7_Wind) la rilevanza delle emissioni diffuse provenienti dall'area a caldo e delle emissioni prodotte dalla movimentazione (carico/scarico materiale, risollevamento, movimentazione nastri e parchi secondari). Presso le centraline poste nel quartiere Tamburi (Via Archimede, Via Orsini e Via Machiavelli) il contributo delle emissioni diffuse calde è prevalente rispetto a quello della movimentazione.

Analoghe considerazioni valgono anche per il PM_{2.5}, per il quale l'impatto prodotto dalle emissioni diffuse dell'area a caldo è ancora più rilevante rispetto al PM₁₀.

8. CONCLUSIONI E SVILUPPI FUTURI

Il tavolo tecnico inter-istituzionale ARPA-AReSS-ASL TA, a norma del mandato ricevuto con D.D. n.188 del 27.05.2019, con riferimento allo scenario emissivo fornito dal Gestore e validato dagli enti partecipanti al tavolo istituito presso il Ministero competente, corrispondente alla produzione attualmente autorizzata dal DPCM del 29.09.2017, pari a 6 milioni di tonnellate annue di acciaio, riporta nel presente rapporto la Valutazione del Danno Sanitario (VDS), elaborata, ai sensi dell'art.2 comma 3 del citato decreto, adottando sia l'approccio tossicologico per stimare l'impatto dei singoli inquinanti per cui sono disponibili Unit Risk e RfC, sia l'approccio epidemiologico per stimare l'impatto delle polveri. Ciò al fine di introdurre eventuali condizioni e/o prescrizioni aggiuntive, motivate da ragioni sanitarie, all'Autorizzazione Integrata Ambientale dello stabilimento siderurgico di Taranto, di cui al DPCM del 2017.

In questo contesto è utile richiamare che l'istanza del Sindaco di Taranto, da cui trae spunto il D.D. MATTM n.188/19, faceva riferimento ai risultati dei seguenti studi:

- Studio Sentieri, aggiornamento 2018;
- Studio IESIT;
- Rapporto VDS Taranto redatto ai sensi della L.R. n.21/2012 ed elaborato nel 2013;
- Rapporto VDS Taranto 2019 (dati aggiornati a dicembre 2018) redatto ai sensi del Decreto Interministeriale 24 aprile 2013, che recava in allegato la Valutazione Integrata di Impatto Ambiente-Salute (VIAS) condotta nell'ambito del Progetto CCM 2015 "Ambiente e Salute nel PNP 2014-2018, la cui sintesi è stata allegata al Rapporto VDS 2019: rete nazionale di epidemiologia ambientale, valutazione di impatto integrato sull'ambiente e salute, formazione e comunicazione (EpiAmbNet)", finanziato dal Ministero della Salute, con cui sono stati stimati gli impatti ambientali e sanitari associati all'esposizione a PM_{2,5} primario, prodotto dalle emissioni dello stabilimento ex ILVA di Taranto in relazione a diversi scenari emissivi (pre-AIA, in corso di AIA e post-AIA).

Tutto ciò premesso, da quanto riportato in relazione, si possono trarre le seguenti conclusioni:

1. Si richiamano integralmente le conclusioni circa il quadro epidemiologico dell'area già riportate nella valutazione preliminare trasmessa nel dicembre 2019;

2. La valutazione del rischio cancerogeno inalatorio, stimato con approccio tossicologico e associato alle emissioni in atmosfera relative allo stabilimento, per gli inquinanti valutati (Benzene, Naftalene, Benzo(a)pirene, Arsenico, Cadmio, Cromo VI, Nichel, Piombo, Diossine, PCB) e per entrambi i sotto-scenari emissivi considerati (relativi alle elaborazioni statistiche cd. 'UCL95' e 'KM Mean'), mostra un valore di rischio compreso nel range 1×10^{-6} - 1×10^{-4} , per il quale l'US-EPA indica l'esigenza di valutare in modo discrezionale l'opportunità di interventi di contenimento. I valori massimi di rischio entro/fuori il perimetro dello stabilimento siderurgico infatti risultano essere rispettivamente: 93,5/ 71,5 x 10^{-6} per il sotto-scenario UCL95; 88,2 / 67,5 x 10^{-6} per il sotto-scenario KM Mean. Tale risultato non cambia con l'introduzione della valutazione del naftalene da fonti diffuse, rispetto alle valutazioni condotte nella prima fase preliminare per la valutazione del rischio cancerogeno (di cui al rapporto trasmesso a dicembre 2019).
3. Il rischio inalatorio non cancerogeno per le per sostanze considerate (Arsenico, Benzo(a)pirene, Benzene, Cadmio, Cromo VI, Diossine, Mercurio, Naftalene, Nichel, Selenio), stimato con approccio tossicologico, è risultato inferiore a 1 per tutti gli organi bersaglio considerati;
4. La valutazione dell'impatto sanitario delle emissioni di frazioni fini di particolato, PM₁₀ e PM_{2,5}, stimato attraverso l'approccio dell'*Health Impact Assessment*, ha consentito di valutare i decessi attribuibili alle ricadute delle polveri nello scenario emissivo in studio. Il numero dei decessi attribuibili al contributo aggiuntivo di PM_{2,5} e di PM₁₀ dell'impianto siderurgico AMI di Taranto appare in diminuzione se confrontato con gli scenari emissivi analizzati nel precedente studio VIIAS. Ai fini della valutazione dell'accettabilità del rischio, è stata adottata la stima dell'*Incremental Lifetime Cumulative Risk* (ILCR) per tumore del polmone associato all'esposizione a PM_{2,5} e PM₁₀ in relazione allo scenario attualmente autorizzato. I risultati mostrano nel quartiere Tamburi, prossimo allo stabilimento siderurgico, rischi superiori alla soglia di accettabilità fissata a 1×10^{-4} per entrambi gli inquinanti oggetto di studio (ILCR associato all'esposizione a PM₁₀ pari a $2,7 \times 10^{-4}$, ILCR associato all'esposizione a PM_{2,5} pari a $1,9 \times 10^{-4}$); nell'intera area in studio i rischi stimati sono comunque superiori a 1×10^{-5} , ovvero all'interno dell'intervallo (1×10^{-4} - 1×10^{-6}), range per il quale US-EPA indica l'esigenza di valutare in modo discrezionale l'opportunità di interventi di contenimento.

Si osserva pertanto – come già nella precedente esperienza condotta nel 2019 - una convergenza dei risultati dei due approcci, tossicologico ed epidemiologico, che portano, per

l'intera area, a raccomandare l'adozione di ulteriori misure finalizzate al contenimento dell'esposizione agli inquinanti considerati.

5. Attraverso l'approccio epidemiologico è risultato possibile restringere la valutazione anche a livello sub-comunale, considerando l'esposizione della popolazione residente nel quartiere più vicino all'area industriale e tenendo conto del profilo di salute specifico, attraverso i tassi di mortalità di background: i risultati della valutazione dell'impatto sanitario all'esposizione a PM₁₀ e PM_{2,5} nell'area del quartiere Tamburi indicano che è indispensabile procedere ad una riduzione dell'esposizione della popolazione residente per ricondurre il rischio all'interno di una soglia accettabile.

6. Al fine di fornire indicazioni circa il livello di contenimento delle polveri sono state effettuate analisi con l'obiettivo di individuare il valore soglia di PWE al di sotto del quale si determina un impatto sanitario in termini di ILCR inferiore alla soglia di accettabilità. Con riferimento al PM_{2,5}, il rischio diventerebbe accettabile se la concentrazione media annuale di PWE del PM_{2,5} fosse pari a 0,4 µg/m³, corrispondente ad una riduzione percentuale delle PWE, nel quartiere Tamburi, pari al 48%.

Nel caso del PM₁₀ sono stati identificati due valori di PWE ottenuti applicando il RR dello studio di Chen e Hoek e il RR dello studio di coorte condotto a Taranto nel 2016. In merito all'applicazione dei RR di Chen e Hoek, il valore soglia dovrebbe essere pari al massimo a 0,59 µg/m³, ovvero essere corrispondente ad una riduzione del 64%; se si considera il RR ottenuto dallo studio di coorte, la riduzione dovrebbe essere del 42%, corrispondente a un valore della PWE pari a 0,93 µg/m³.

7. Attraverso un'analisi di source apportionment sono state individuate le sorgenti di particolato, al fine di orientare gli interventi di ulteriore contenimento delle emissioni, da cui emerge che il contributo delle emissioni diffuse dell'area a caldo è prevalente rispetto a quello della movimentazione.

Si specifica che la presente relazione, se da un lato completa la valutazione del quadro emissivo riferito a 6mln ton/anno di acciaio, dall'altra è da intendersi come uno step intermedio nel procedimento disposto dal D.D. n.188/2019, non essendosi conclusa la valutazione riferita allo scenario a 8 mln ton/anno di acciaio, sulla base della quale sarà possibile formulare proposte analitiche in ordine alla eventuale modifica delle condizioni di esercizio autorizzate. Allo stato,

considerando uno scenario ante-operam, le indicazioni che è possibile proporre riguardano almeno il non procrastinabile completamento di tutti gli interventi di ambientalizzazione finalizzati a ridurre le emissioni di polveri.

Da quanto riportato ai punti chiave precedenti, il tavolo istituzionale locale ritiene di aver adempiuto, nei tempi previsti, al mandato conferito dall'Autorità Competente nell'ambito del procedimento definito dal D.D. n.188/19, relativamente alla fase di:

- a. valutazione del danno sanitario "ante operam" corrispondente al quadro emissivo relativo alla produzione attualmente autorizzata dal DPCM 29.09.2017 e pari a 6 milioni di tonnellate annue di acciaio, per la quale si configurano criticità relativamente alle emissioni di polveri fini e all'impatto che queste possono avere nel quartiere Tamburi di Taranto (limitrofo allo stabilimento in esame).

Sempre a valere sul mandato ricevuto, gli Enti scriventi ritengono percorribile una istruttoria di riesame dell'AIA che preveda la riduzione dell'impatto di dette polveri del 48% di PM_{2,5} e del 64% di PM₁₀, già in questa fase, rispetto allo scenario ante-operam presentato, attraverso prescrizioni che intervengano sulle sorgenti individuate nell'analisi di source apportionment.

Il rapido completamento di tutti gli interventi di ambientalizzazione, che riguardano anche le emissioni di polveri, già previsti da diversi anni dai decreti autorizzativi succedutisi, unitamente ad una azione focalizzata sulle emissioni diffuse dell'area a caldo dello stabilimento potrebbe fornire un contributo rilevante i fini della riduzione dell'impatto delle polveri.

In particolare si pone l'attenzione sui ritardi rispetto alle scadenze inizialmente previste nell'attuazione delle prescrizioni del DPCM che possono impattare significativamente sulle emissioni di polveri (v. Osservatorio ILVA²¹). Si richiamano in proposito i pareri espressi dall'ARPA Puglia sul procedimento che ha condotto al DPCM 2017, insieme al supporto fornito agli Enti locali (es. Regione Puglia), coinvolti nelle Conferenze di Servizi relative all'attuazione di quanto previsto dallo stesso decreto AIA²².

Infine, relativamente alla fase di:

²¹ <https://osservatorioilva.minambiente.it/it/Home/Grouping/36>

²² Pareri ARPA:

Osservazioni Domanda AIA di AM_INVESTCO ITALY: prot.2017.52588

Prescr. n. 6 (CHIUSURA NASTRI): prot. n.47931 del 29/07/2020, prot. n.63723 del 25/09/2020, prot. n.82850 del 27/11/2020

Prescr. n. 16.o)-42-49 (ADEGUAMENTO BATTERIE 7-8): prot. n.63723 del 25/09/2020, prot. n.87656 del 16/12/2020

Prescr. N. UP2 e UP3: prot. n.63723 del 25/09/2020, prot. n.87656 del 16/12/2020

b. valutazione del danno sanitario “post operam”, corrispondente al quadro emissivo relativo alla produzione di 8 milioni di tonnellate annue di acciaio, produzione autorizzata a valle della conclusione di tutti gli interventi ambientali previsti dal DPCM del 2017,

si attende specifico avvio dell’istruttoria da parte del Ministero, evidenziando sin da ora che da quanto emerge da una preliminare disamina della documentazione fornita dal Gestore per lo scenario post operam, i livelli emissivi delle polveri (in questo caso solo PTS, da cui deriveranno PM₁₀ e PM_{2.5}) sembrano essere in aumento rispetto allo scenario ante-operam, per cui, a maggior ragione, è necessario prendere in esame una riduzione delle polveri al fine di ricondurre il rischio in profili di accettabilità.

Gli Enti scriventi rimangono disponibili circa gli eventuali sviluppi del procedimento in esame.

9. ANALISI SENSIBILITÀ PER LA STIMA DELL'IMPATTO SANITARIO CON APPROCCIO EPIDEMIOLOGICO

Nel seguente capitolo si riportano gli esiti delle stime di impatto in riferimento allo scenario emissivo autorizzato con l'utilizzo degli RR ottenuti nello studio di coorte¹⁵ (Tabella 9.1) e quelli già adottate nello studio VIAS condotto nel 2019¹⁴, ovvero le FCR proposte dall'OMS nel documento dell'*Health risks of air pollution in Europe project* (HRAPIE) e successivamente aggiornate^{23,24} e i risultati della metanalisi di Hamra et al.²⁵ per il tumore del polmone (Tabella 9.2). Si precisa che i RR da studio di coorte sono riferiti alla popolazione totale e non a quella con più di 30 anni.

Tabella 9.1. Associazione tra esposizione a PM₁₀ industriale e mortalità per causa. Rischio relativo (HR) per incrementi di 10 µg/m³. Popolazione totale (Maschi + Femmine), 1998-2013. Hazard Ratio (HR) da modello di Cox stratificato per periodo di follow-up (tre classi) e sesso, età (asse temporale), stato socioeconomico, impiego in siderurgia, costruzioni meccaniche e navali. Fonte: studio di coorte Taranto, 2016.

Causa di mortalità	HR	IC 95%	
Cause naturali	1,04	1,02	1,06
Tumore polmone	1,05	0,99	1,12
Malattie cardiovascolari	1,02	1	1,05
Malattie apparato respiratorio	1,02	0,97	1,08

²³ World Health Organization, Regional Office for Europe. Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. Recommendations for concentration-response functions for cost-benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Disponibile all'indirizzo: http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0006/238956/Health_risks_air_pollution_HRAPIE_project.pdf

²⁴ Forastiere F, Kan H, Cohen A. Updated exposure-response functions available for estimating mortality impacts. In: WHO Regional Office for Europe. WHO expert meeting: methods and tools for assessing the health risks of air pollution at local, national and international level. Meeting report. Copenhagen, WHO, 2014.

²⁵ Hamra GB, Guha N, Cohen A et al. Outdoor particulate matter exposure and lung cancer: a systematic review and meta-analysis. *Environ Health Perspect* 2014;122(9):906-11

Tabella 9.2 - Associazione tra esposizione a PM_{2,5} e mortalità causa-specifica: rischio relativo (RR) e intervallo di confidenza al 95% (IC 95%) per incrementi di 10 µg/m³ (Riferimento: studio VIIAS, 2019).

Causa di mortalità	ICD10	età	Funzioni di rischio (IC 95%) - studio VIIAS 2019 ^{22,23,24}
			PM _{2,5}
Cause naturali	A00-R99	30+ aa	1,07 (1,04-1,09)
Tumore del polmone	C33 e C34		1,09 (1,04- 1,14)
Malattie cardiovascolari	I00-I99		1,10 (1,05- 1,15)
Malattie respiratorie	J00-J99		1,12 (0,98- 1,24)

9.1. Risultati

La stima di decessi attribuibili per cause naturali, sia per PM₁₀ sia per PM_{2,5} (Tabella A3) è uguale a quella stimata utilizzando le FCR da Chen e Hoek, mentre la stima risulta inferiore in riferimento al tumore del polmone e, in maggior misura, per le malattie cardiovascolari e respiratorie.

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), le stime di ILCR calcolate per il quartiere Tamburi risultano inferiori a quelle stimate utilizzando la FCR da Chen e Hoek, ma comunque superiori alla soglia di accettabilità di 1×10^{-4} (Tabella 9.4).

I risultati relativi all'applicazione della FCR relativa all'associazione tra esposizione a PM_{2,5} e tumore del polmone utilizzata nello studio VIIAS condotto nel 2019 (fonte: Hamra, 2014) sono presentati in Tabella 9.5: si ottengono ILCR non accettabili nel quartiere Tamburi utilizzando il RR e il limite superiore del suo intervallo di confidenza.

Tabella 9.3. Population Weighted Exposure (PWE) a PM₁₀ e PM_{2,5} emessi dallo stabilimento AMI di Taranto (media annuale e *standard deviation*, espresse in µg/m³) secondo lo scenario emissivo approvato; decessi attribuibili (DA), proporzione di decessi attribuibili rispetto al totale (DA%) e decessi attribuibili all'esposizione a PM₁₀ per 10.000 abitanti (DA per 10.000 ab.), per causa di morte nei diversi scenari.

Area VDS Taranto e quartiere Tamburi.

AREA IN STUDIO	Scenario a 6 mln/ton anno acciaio	PWE (µg/m ³)	sd (µg/m ³)	CAUSA DECESSO											
				Cause naturali			Tumore del polmone			Malattie cardiovascolari			Malattie respiratorie		
				ICD-10: A00-R99			ICD 10: C33-C34			ICD-10: I00-I99			ICD-10: J00-J99		
				DA	DA%	DA per 10.000 ab.	DA	DA%	DA per 10.000 ab.	DA	DA%	DA per 10.000 ab.	DA	DA%	DA per 10.000 ab.
Area di Taranto	PM ₁₀ - RR Chen&Hoek	0,35	0,40	3,10	0,14	0,18	0,31	0,27	0,02	1,16	0,14	0,07	0,71	0,39	0,04
	PM ₁₀ - RR coorte			3,10	0,14	0,18	0,20	0,17	0,01	0,58	0,07	0,03	0,12	0,07	0,01
	PM _{2,5} - RR Chen&Hoek	0,18	0,19	3,19	0,14	0,18	0,24	0,21	0,01	1,61	0,19	0,09	0,31	0,17	0,02
	PM _{2,5} - RR VIAS 2019			2,80	0,12	0,16	0,18	0,16	0,01	1,47	0,17	0,08	0,31	0,17	0,02
Quartiere Tamburi	PM ₁₀ - RR Chen&Hoek	1,61	0,66	1,04	0,63	0,95	0,11	1,23	0,10	0,36	0,63	0,33	0,23	1,80	0,21
	PM ₁₀ - RR coorte			1,04	0,63	0,95	0,07	0,78	0,06	0,18	0,32	0,16	0,04	0,32	0,04
	PM _{2,5} - RR Chen&Hoek	0,77	0,27	0,97	0,59	0,89	0,08	0,86	0,07	0,45	0,80	0,41	0,09	0,73	0,09
	PM _{2,5} - RR VIAS 2019			0,86	0,52	0,78	0,06	0,66	0,05	0,41	0,73	0,38	0,09	0,73	0,09

Tabella 9.4. Incremental Lifetime cumulative risk (ILCR) per tumore del polmone associato all'esposizione a PM₁₀ emesso dallo stabilimento AMI di Taranto secondo lo scenario emissivo a 6 Mton/anno, calcolato utilizzando sia il Rischio Relativo (RR) per tumore al polmone che i limiti inferiore e superiore del suo intervallo di confidenza al 95% (Fonte RR: studio di coorte di Taranto 2016, Chen e Hoek 2020). Area VDS Taranto e quartiere Tamburi.

FONTE FCR	AREA IN STUDIO					
	Area VDS Taranto			Tamburi		
Studio di coorte di Taranto	ILCR (lim. inf. IC 95% RR=0,99)	ILCR (RR=1,05)	ILCR (lim. sup. IC 95% RR=1,12)	ILCR (lim. inf. IC 95% RR=0,99)	ILCR (RR=1,05)	ILCR (lim. sup. IC 95% RR=1,12)
	-	3,6x10 ⁻⁵	8,4 x10 ⁻⁵	-	1,7 x10 ⁻⁴	4,0x10 ⁻⁴
Chen&Hoek	ILCR (lim. inf. IC 95% RR=1,04)	ILCR (RR=1,08)	ILCR (lim. sup. IC 95% RR=1,13)	ILCR (lim. inf. IC 95% RR=1,04)	ILCR (RR=1,08)	ILCR (lim. sup. IC 95% RR=1,13)
	2,9x10 ⁻⁵	5,7x10 ⁻⁵	9.1 x10 ⁻⁵	1,4x10 ⁻⁴	2,7 x10 ⁻⁴	4,3 x10 ⁻⁴

Tabella 9.5. Incremental Lifetime cumulative risk (ILCR) per tumore del polmone associato all'esposizione a PM_{2,5} emesso dallo stabilimento AMI di Taranto secondo lo scenario emissivo a 6 Mton/anno, stimato utilizzando sia il Rischio Relativo (RR) per tumore al polmone che i limiti inferiore e superiore del suo intervallo di confidenza al 95% (fonte FCR: Hamra 2014, Chen e Hoek 2020).

FONTE FCR	AREA IN STUDIO					
	Area VDS Taranto			Tamburi		
Hamra 2014	ILCR (lim. inf. IC 95% RR=1,04)	ILCR (RR=1,09)	ILCR (lim. sup. IC 95% RR=1,14)	ILCR (lim. inf. IC 95% RR=1,04)	ILCR (RR=1,09)	ILCR (lim. sup. IC 95% RR=1,14)
	1,5x10 ⁻⁵	3,4x10 ⁻⁵	5,1x10 ⁻⁵	6,5x10 ⁻⁵	1,4x10 ⁻⁴	2,2x10 ⁻⁴
Chen&Hoek	ILCR (lim. inf. IC 95% RR=1,07)	ILCR (RR=1,12)	ILCR (lim. sup. IC 95% RR=1,16)	ILCR (lim. inf. IC 95% RR=1,07)	ILCR (RR=1,12)	ILCR (lim. sup. IC 95% RR=1,16)
	2,6x10 ⁻⁵	4,4x10 ⁻⁵	5,8x10 ⁻⁵	1,1x10 ⁻⁴	1,9x10 ⁻⁴	2,5x10 ⁻⁴

10. BIBLIOGRAFIA

US-EPA, 2009. Risk Assessment Guidance for Superfund - Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment).

Documento di supporto alla Banca dati ISS-INAIL – Marzo 2018.

Autorizzazione integrata ambientale per l'esercizio dello stabilimento siderurgico della società ILVA S.p.A. - DVA-DEC-2011-450 del 4 agosto 2011.

DM 194 del 13 luglio 2016 di riesame del Piano di monitoraggio e controllo allegato all'autorizzazione integrata ambientale, rilasciata con decreto n. DVA- DEC- 2011- 450 del 4 agosto 2011.

DM 31 del 24 febbraio 2015 - Copertura parchi primari.

DPCM 29 settembre 2017 - Approvazione delle modifiche al Piano delle misure e delle attività di tutela ambientale e sanitaria.

DPCM del 14/3/2014 Recante approvazione del piano delle misure e delle attività di tutela ambientale.

Procedura 90/10212 del 27/05/2019 - Riesame dell'autorizzazione integrata ambientale dello stabilimento siderurgico ArcelorMittal Italia S.p.A. di Taranto - DPCM del 29 settembre 2017.

Documentazione a disposizione. <https://va.minambiente.it/it-IT/Oggetti/Documentazione/2038/10212>

Riesame dell'autorizzazione integrata ambientale n.DVA-DEC-2011/450 del 4/08/2011 per l'esercizio dello stabilimento siderurgico della società ILVA S.p.A. - DVA-DEC-2012-547 del 26 ottobre 2012.

Valutazione del Danno Sanitario - L.R. 21/2012. <http://www.arpa.puglia.it/web/guest/vds1>

Linee Guida per la Valutazione dell'Impatto Sanitario (DL.vo 104/2017). Rapporto Istisan 19/2019

Valutazione del Danno Sanitario - Decreto Interministeriale 24 Aprile 2013.
<http://www.arpa.puglia.it/web/guest/vds2>.

Galise I, Serinelli M, Morabito A, Pastore T, Tanzarella A, Laghezza V, Nocioni A, Giua R, Bauleo L, Bruno V, Ancona C, Ranzi A, Bisceglia L; Gruppo collaborativo VDS. 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.

ER Alessandrini, S Leogrande, A Morabito, C Ancona, G Assennato, R Giua, F Mataloni, A Mincuzzi, S Minerba, A Nocioni, M Serinelli, S Spagnolo, M Stafoggia, L Bisceglia e F Forastiere; 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. Disponibile all'indirizzo:

<https://www.sanita.puglia.it/documents/890301/896208/Relazione+Finale+Studio+di+Coorte+-+2016/ea231c81-e196-4b43-99a4-0882bd60b83b>

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 Oct;143:105974. doi: 10.1016/j.envint.2020.105974. Epub 2020 Jul 20. PMID: 32703584.

IARC. Outdoor Air Pollution. Outdoor Air Pollution, IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Volume 109. Lyon, IARC, 2016.

Di Q, Wang Y, Zanobetti A et al. Air pollution and mortality in the medicare population. *N Eng J Med* 2017;376(26):2513-22.

Pinault LL, Weichenthal S, Crouse DL et al. Associations between fine particulate matter and mortality in the 2001 Canadian Census Health and Environment Cohort. *Environ Res* 2017;159: 406-15.

Hänninen O, Knol AB, Jantunen M et al. Environmental burden of disease in Europe: assessing nine risk factors in six countries. *Environ Health Perspect* 2014;122(5): 439-46.

World Health Organization. Air Quality Guidelines for Europe. Second Edition. WHO Regional Publications, European Series No 91. Copenhagen, WHO, 2000.

World Health Organization, Regional Office for Europe. Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. Recommendations for concentration-response functions for cost-benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Disponibile all'indirizzo: http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0006/238956/Health_risks_air_pollution_HRAPIE_project.pdf

Forastiere F, Kan H, Cohen A. Updated exposure-response functions available for estimating mortality impacts. In: WHO Regional Office for Europe. WHO expert meeting: methods and tools for assessing the health risks of air pollution at local, national and international level. Meeting report. Copenhagen, WHO, 2014.

Hamra GB, Guha N, Cohen A et al. Outdoor particulate matter exposure and lung cancer: a systematic review and meta-analysis. *Environ Health Perspect* 2014;122(9):906-11