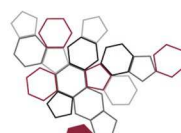




ISPRA

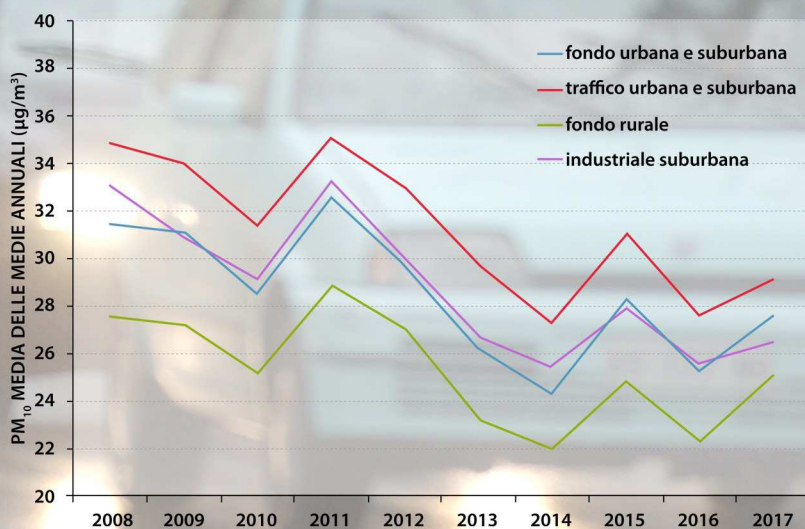
Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale



Sistema Nazionale
per la Protezione
dell'Ambiente

Analisi dei trend dei principali inquinanti atmosferici in Italia (2008-2017)

RAPPORTI





ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale



Sistema Nazionale
per la Protezione
dell'Ambiente

Analisi dei trend dei principali inquinanti atmosferici in Italia (2008-2017)

Informazioni legali

L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), insieme alle 21 Agenzie Regionali (ARPA) e Provinciali (APPA) per la protezione dell'ambiente, a partire dal 14 gennaio 2017 fa parte del Sistema Nazionale a rete per la Protezione dell'Ambiente (SNPA), istituito con la Legge 28 giugno 2016, n.132.

Le persone che agiscono per conto dell'Istituto non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo rapporto.

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma
www.isprambiente.gov.it

ISPRA, Rapporti 302/2018
ISBN 978-88-448-0938-6

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Elaborazione grafica

Grafica di copertina: Sonia Popolessi

Foto di copertina: Damiano Centioli, Paolo Orlandi

ISPRA – Area Comunicazione

Coordinamento pubblicazione on line:

Daria Mazzella

ISPRA – Area Comunicazione

Marzo 2019

Autori

Giorgio Cattani (ISPRA)
Alessandro Di Menno di Bucchianico (ISPRA)
Guido Fioravanti (ISPRA)
Alessandra Gaeta (ISPRA)
Giuseppe Gandolfo (ISPRA)
Francesca Lena (ISPRA)
Gianluca Leone (ISPRA)

Ringraziamenti

Si ringrazia il Servizio per il Sistema Informativo Nazionale Ambientale di ISPRA (SINA) che gestisce la banca dati dalla quale sono stati estratti i dati e metadati necessari per elaborare le statistiche riportate in questo lavoro.

Si ringrazia Luciana Giannini (ISPRA) per il supporto fornito nella gestione dei flussi di dati.

INDICE

INTRODUZIONE	5
1. INQUADRAMENTO NORMATIVO	8
2. METODI	10
2.1 Fonte dei dati e criteri di selezione delle serie storiche.....	10
2.2 Analisi statistica dei trend.....	10
3. MATERIALE PARTICOLATO	12
3.1 Caratteristiche chimico-fisiche e sorgenti.....	12
3.2 Effetti sulla salute.....	13
3.3 Legislazione.....	14
3.4 PM ₁₀ – Stato e trend delle concentrazioni.....	16
3.5 PM _{2,5} – Stato e trend delle concentrazioni.....	24
4. BIOSSIDO DI AZOTO	30
4.1 Caratteristiche chimico-fisiche e sorgenti.....	30
4.2 Effetti sulla salute.....	30
4.3 Legislazione.....	30
4.4 NO ₂ – Stato e trend delle concentrazioni.....	32
5. OZONO	39
5.1 Caratteristiche chimico-fisiche	39
5.2 Effetti sulla salute.....	40
5.3 Legislazione.....	41
5.4 O ₃ – Stato e trend delle concentrazioni.....	42
6. BENZO(A)PIRENE	50
6.1 Caratteristiche chimico-fisiche e sorgenti.....	50
6.2 Effetti sulla salute.....	50
6.3 Legislazione.....	50
6.4 B(a)P – Stato e trend delle concentrazioni.....	52
7. INQUINANTI GASSOSI	55
7.1 Caratteristiche chimico-fisiche e sorgenti.....	55
7.1.1 <i>Monossido di carbonio</i>	55
7.1.2 <i>Biossido di zolfo</i>	55
7.1.3 <i>Benzene</i>	55
7.2 Effetti sulla salute.....	56
7.2.1 <i>Monossido di carbonio</i>	56
7.2.2 <i>Biossido di zolfo</i>	56
7.2.3 <i>Benzene</i>	56
7.3 Legislazione.....	56
7.4 Stato e trend delle concentrazioni.....	57
8. METALLI E SEMIMETALLI	61
8.1 Caratteristiche chimico-fisiche e sorgenti.....	61
8.2 Effetti sulla salute.....	62
8.3 Legislazione.....	62
8.4 Stato delle concentrazioni.....	64
9. CONCLUSIONI	69
BIBLIOGRAFIA	71

INTRODUZIONE

L'inquinamento atmosferico può essere definito come la presenza nell'aria di una o più sostanze in concentrazione tale da avere la potenzialità di produrre un effetto avverso. Gli inquinanti ritenuti prioritari, tenuto conto dei loro effetti e dell'entità delle loro emissioni, sono gas inorganici (biossido di zolfo, ossidi di azoto, monossido di carbonio, ozono), composti organici volatili (quali ad esempio benzene e formaldeide) e materiale particolato aerodisperso (o aerosol), una sospensione di particelle solide o liquide disperse in aria, di diversa dimensione e composizione in funzione della loro origine. Alcuni composti in forma particellare hanno una particolare rilevanza igienico-sanitaria (idrocarburi policiclici aromatici, tra cui il benzo(a)pirene e diversi metalli e semimetalli come arsenico, nichel, cadmio e mercurio). Ai livelli degli inquinanti rilevati in atmosfera contribuiscono anche alcune fonti naturali, in particolare le particelle trasportate a lunga distanza di origine desertica, l'aerosol marino, gli incendi naturali delle grandi aree forestali, le emissioni dei vulcani e le emissioni biogeniche.

Gli inquinanti emessi direttamente in atmosfera dalle varie sorgenti antropiche e naturali sono detti "primari". Complessi meccanismi chimico-fisici governano il destino degli inquinanti primari, la loro permanenza in atmosfera, così come la formazione di altri inquinanti a partire da questi (inquinanti secondari, diversi dei quali annoverati tra gli inquinanti prioritari come l'ozono troposferico, il biossido di azoto e il particolato secondario).

Le particelle nell'intervallo di diametro compreso tra 0,01 e 100 μm sono quelle che rivestono un maggior interesse, data la possibilità che vengano inalate. Quelle con diametro aerodinamico inferiore a 10 μm (PM_{10} , frazione "toracica") sono in grado di penetrare nel sistema respiratorio umano e depositarsi oltre la laringe; quelle con diametro aerodinamico inferiore a 2,5 μm ($\text{PM}_{2,5}$, frazione "fine" o "respirabile") penetrano e si depositano in profondità raggiungendo la zona alveolare.

Alcuni inquinanti non solo hanno un effetto diretto quando sono inalati, ma hanno la caratteristica di poter rimanere a lungo nell'ambiente una volta depositati al suolo e nelle acque, rappresentando un rischio rilevante a lungo termine. Infatti attraverso la catena alimentare, tali sostanze si accumulano negli esseri viventi, aumentando di concentrazione man mano che si sale da un livello trofico al successivo. Sono annoverati in questa ampia classe diversi metalli e semimetalli e i cosiddetti composti organici persistenti, tra i quali vanno ricordati, oltre ai già citati idrocarburi policiclici aromatici, i policloro bifenili e le diossine.

Vari studi epidemiologici sugli effetti sanitari dell'inquinamento atmosferico da particelle hanno evidenziato associazioni tra le concentrazioni in massa del PM_{10} e del $\text{PM}_{2,5}$ e un incremento sia di mortalità che di ricoveri ospedalieri per malattie cardiache e respiratorie nella popolazione. I soggetti ritenuti maggiormente esposti a tali effetti sono gli anziani, i bambini e le persone con malattie cardiopolmonari croniche (WHO, 2006).

Anche l'incremento di tumore polmonare è stato associato all'inquinamento atmosferico, in particolare alla frazione fine dell'aerosol e ad alcuni suoi specifici costituenti (IARC, 2013).

Numerosi lavori hanno evidenziato anche una associazione statisticamente significativa tra le concentrazioni atmosferiche giornaliere di biossido di azoto e le consultazioni mediche, i ricoveri ospedalieri per malattie respiratorie, la sintomatologia respiratoria nei bambini, l'incidenza di attacchi d'asma e la mortalità giornaliera. Sono stati individuati inoltre effetti acuti dell'esposizione ad ozono sul sistema polmonare e sul sistema cardiovascolare e correlazioni tra esposizione e mortalità della popolazione. Gli effetti cronici riguardano in particolare la riduzione della funzionalità polmonare, lo sviluppo di arteriosclerosi ed asma e la riduzione della speranza di vita (WHO, 2013). È stato stimato che l'esposizione a lungo termine al materiale particolato, al biossido di azoto e all'ozono sia responsabile rispettivamente di 422.000, 79.000 e 17.700 morti premature all'anno in Europa (EEA, 2018).

L'inquinamento atmosferico varia notevolmente a tutte le scale spaziali, da quella globale a quella regionale o locale. Nel mondo la produzione e l'uso di energia sono le più importanti fonti antropiche di emissioni di inquinanti atmosferici. A livello globale si prevede che il consumo di combustibili fossili aumenterà del 30% entro il 2040. Nel 2014 il 67% della produzione di elettricità era basata sull'uso di combustibili fossili (di cui il 40% costituito da carbone) nelle centrali elettriche di produzione e trasformazione. La previsione che l'aumento della domanda di elettricità aumenterà di due terzi entro il 2040 richiama all'attenzione l'urgenza di politiche efficaci per l'eliminazione, la riduzione alla fonte e la mitigazione delle emissioni nocive dovute al settore energetico.

In Europa, Nord America, Giappone e Australia è stato registrato negli ultimi 25 anni un disaccoppiamento tra la crescita economica e le emissioni dei principali inquinanti, dovuto alle azioni messe in campo per ridurre l'inquinamento atmosferico. Si prevede che un percorso analogo caratterizzerà lo sviluppo della Cina nei prossimi 25 anni. Tuttavia in molte parti del mondo (in

particolare in Africa, in India e nel Sud-Est asiatico) siamo ancora in un fase di vertiginosa crescita delle emissioni, trainata dall'aumento della domanda di trasporto privato e dall'aumentato fabbisogno energetico, soddisfatto in larga parte dall'uso di combustibili fossili ed è prevedibile che tale trend non si invertirà prima del 2040 (IEA, 2016).

L'adozione di misure volte al miglioramento dei processi di combustione e di tecnologie di abbattimento dei fumi nella produzione energetica e nell'industria, il passaggio dall'olio e carbone al gas naturale come combustibile principale, così come la diminuzione dell'uso di combustibili fossili per la produzione di energia, hanno contribuito in Europa alla riduzione delle emissioni di ossidi di zolfo, ossidi di azoto, particolato e composti organici volatili; quest'ultima è importante anche perché tali composti contribuiscono alla formazione di particolato secondario ed ozono.

Per quanto riguarda il materiale particolato, in Europa si evidenzia una riduzione nel corso degli anni, anche se limitata rispetto a quanto osservato per ossidi di zolfo, ossidi di azoto e composti organici volatili.

A rallentare i progressi nella riduzione complessiva delle emissioni di particolato sono le emissioni provenienti dal riscaldamento degli edifici, a causa della forte penetrazione nel mercato dell'uso di dispositivi alimentati a legna o derivati. Tale processo è sostenuto dalle politiche europee finalizzate a ridurre gli impatti delle emissioni di sostanze climalteranti (la legna è considerata una fonte rinnovabile) ed è determinata dalla competitività economica per l'utente finale rispetto ad altre fonti (EC, 2005; Pastorello et al., 2011). Le politiche per il clima sono in questo caso antisinergiche rispetto a quelle per la lotta all'inquinamento atmosferico.

Non meno rilevante per le emissioni di inquinanti atmosferici è il settore dei trasporti di persone e di beni, che rappresenta la sorgente dominante di emissioni di ossidi di azoto e una delle principali fonti di particolato carbonioso, monossido di carbonio e composti organici volatili.

Nei paesi in via di sviluppo le emissioni da trasporto su strada continuano ad aumentare, anche laddove sono stati implementati standard emissivi restrittivi, a causa dell'aumento sproporzionato di veicoli in circolazione rispetto al recente passato. Inoltre, nei paesi più poveri il ricambio della flotta veicolare è prevalentemente affidato al mercato dell'usato e quindi i veicoli di nuova generazione meno inquinanti rappresentano ancora una quota minoritaria del parco veicolare.

In Nord America e in Europa invece le emissioni da trasporto su strada sono diminuite negli ultimi 20 anni; tuttavia la forte penetrazione, nel mercato dei due continenti, dei veicoli alimentati a gasolio ha rallentato il miglioramento, in particolare per quanto riguarda ossidi di azoto e materiale particolato. Ciò in quanto anche i veicoli che rispettano gli standard emissivi più stringenti emettono più particolato e ossidi di azoto dei veicoli alimentati a benzina, in alcuni casi anche di generazioni precedenti, a parità di cilindrata, peso e stile di guida (e.g. ISPRA, 2018).

Inoltre in molti casi le azioni miranti a ridurre la quota di mobilità soddisfatta dal trasporto privato a favore di quello pubblico e ciclo-pedonale e quelle aventi l'obiettivo di razionalizzare il trasporto delle merci per ridurre la quota e le distanze percorse per trasportare i beni dai luoghi di produzione a quelli di commercializzazione, hanno avuto un impatto limitato.

Il monitoraggio ambientale mette in evidenza il fatto che la rapida crescita economica dei paesi asiatici ha avuto un forte impatto sulla qualità dell'aria. Il trasferimento delle tecnologie sviluppate dai paesi industrializzati per ridurre l'impatto delle attività umane non ha accompagnato adeguatamente tale crescita. Il risultato è che i livelli medi di esposizione sono rapidamente cresciuti e sono oggi oltre tre volte superiori a quelli dei paesi europei ed americani cosiddetti ad "High Income". Inoltre un problema molto rilevante che riguarda soprattutto i paesi più poveri dell'Asia e dell'Africa subsahariana, è l'inquinamento dell'aria negli ambienti di vita. Oltre 2,7 miliardi di persone usano legna e altri combustibili solidi per la cottura di cibi e kerosene per l'illuminazione, creando microambienti indoor dove le concentrazioni di materiale particolato sono altissime; si stima che questa forma di inquinamento sia responsabile di circa 3,5 milioni di morti premature ogni anno (WHO, 2016).

Viceversa, la riduzione complessiva delle emissioni nei paesi occidentali si riflette in modo positivo sulle concentrazioni atmosferiche. In particolare, in Europa e in Italia le azioni veramente efficaci di eliminazione alla fonte (piombo tetraetile nelle benzine) o di drastica riduzione (contenuto di zolfo nei combustibili fossili), hanno permesso la riduzione delle concentrazioni di questi inquinanti a livelli minimi e ampiamente al di sotto delle soglie previste per la protezione della salute umana e degli ecosistemi. Analogamente, i sistemi di abbattimento allo scarico dei veicoli si sono rivelati molto efficaci per migliorare la qualità dell'aria in riferimento a monossido di carbonio e benzene.

Tuttavia in larga parte del territorio dell'Unione non sono ancora rispettati i valori limite e i valori obiettivo previsti dalle direttive europee per il PM₁₀, il PM_{2,5}, il biossido di azoto, il benzo(a)pirene e l'ozono, sebbene si osservi una lenta riduzione dei livelli, come risultato della riduzione delle emissioni degli inquinanti e dei loro precursori.

In particolare, per il PM₁₀, si registrano superamenti del valore limite giornaliero in 19 dei 28 stati membri e l'obiettivo di rispettare i livelli raccomandati dall'Organizzazione Mondiale della Sanità sembra lontanissimo. Anche gli obiettivi riguardanti l'esposizione all'ozono troposferico sono lungi dall'essere raggiunti, né in questo caso si osserva un trend di diminuzione. Si registrano superamenti del valore obiettivo in 14 stati membri e nel 17% delle stazioni di misura (EEA, 2018).

Considerato il mancato rispetto dei limiti in larga parte del territorio dell'Unione, la Commissione Europea ha proposto una nuova strategia per ridurre l'inquinamento atmosferico (EC, 2013).

La disponibilità d'informazioni sulla qualità dell'aria in Italia è aumentata nel tempo, tuttavia la risposta alla domanda "la concentrazione degli inquinanti sta diminuendo?", se non è basata sull'analisi di serie storiche estese a un arco temporale sufficientemente lungo e su un set di punti di misura costante nel tempo, non può che essere di natura qualitativa.

Le concentrazioni degli inquinanti atmosferici evolvono nel tempo seguendo dei profili tipici sia su base giornaliera che su base stagionale. Differenze sostanziali nei profili giornalieri sono evidenziabili in uno stesso luogo in diversi periodi dell'anno. È evidente anche una marcata variabilità intra e inter giornaliera.

Un importante ruolo nei profili temporali degli inquinanti aerodispersi è determinato dai fattori che governano le proprietà dispersive dello strato limite planetario (*planetary boundary layer*, PBL), ovvero della parte di troposfera influenzata direttamente dalla presenza della superficie terrestre. A causa dell'apporto dell'energia solare si sviluppano forzanti radiative e a causa dell'attrito tra aria e suolo si sviluppano forzanti meccaniche che determinano lo sviluppo di moti turbolenti, dalla cui intensità e variabilità dipendono le proprietà dispersive del PBL e le sue modificazioni su un tempo di scala orario o inferiore. La variabilità delle sorgenti emissive su scala intragiornaliera e intergiornaliera è assai più riproducibile della variabilità dei fattori che influenzano i moti turbolenti del PBL. In questo senso è possibile affermare che le concentrazioni al suolo evolvono con la variazione dei moti turbolenti che coinvolgono il PBL e dai quali dipendono le proprietà dispersive dello stesso. Le dinamiche alla base dell'intensità e della variabilità delle forzanti radiative e meccaniche sono profondamente diverse su base stagionale e in funzione della fascia climatica cui appartiene il punto di osservazione. Nell'analisi delle serie storiche è molto importante tener conto di questa dipendenza dei livelli osservati dalla variabilità delle proprietà dispersive del PBL. I fenomeni in gioco hanno una variabilità interannuale che può influenzare in modo significativo i parametri di sintesi delle variabili osservate (tipicamente medie annuali o medie stagionali) sebbene sia possibile individuare una componente ciclica tipica sia su base stagionale, sia relativa alla fascia climatica del luogo.

Una serie storica di concentrazioni di un inquinante aerodisperso può essere dunque immaginata come costituita da tre componenti: una tendenza di fondo o un trend più o meno marcati, non necessariamente statisticamente significativi né monotoni, una componente stagionale e una componente residuale o irregolare.

Per poter trarre conclusioni oggettive sullo stato della qualità dell'aria e sull'efficacia degli interventi intrapresi al fine di migliorarla, gli studi condotti negli ultimi anni si sono avvalsi dell'utilizzo di specifici metodi e strumenti, i quali considerano la notevole variabilità spaziale e temporale con cui si sviluppano i fenomeni di inquinamento atmosferico e affrontano il problema della stima dei trend con un approccio di tipo statistico-probabilistico; tale approccio offre il vantaggio non solo di descrivere, interpretare e prevedere il comportamento puntuale del fenomeno in relazione al suo evolvere nel tempo, ma permette anche di associare all'analisi effettuata il relativo margine di incertezza.

La necessità e la sfida sono quelle di superare un approccio di tipo qualitativo all'analisi dei trend, dal quale risulta impossibile interpretare in modo univoco e obiettivo le tendenze in atto.

L'obiettivo del lavoro è quello di verificare l'esistenza o meno di una tendenza (e la sua significatività statistica) all'aumento o alla diminuzione nel tempo delle concentrazioni di alcuni inquinanti aerodispersi, desumibile dalle serie storiche di dati misurati presso le centraline di monitoraggio dell'inquinamento atmosferico italiane.

1. INQUADRAMENTO NORMATIVO

Il monitoraggio in siti fissi è stato a lungo il principale sistema utilizzato per la valutazione della qualità dell'aria.

In Italia il monitoraggio in continuo della qualità dell'aria è iniziato tra la fine degli anni sessanta e i primi anni settanta, limitatamente ad alcune città e pochi punti di misura, quasi in contemporanea all'emanazione della legge 615 del 1966 (provvedimenti contro l'inquinamento atmosferico).

In questo periodo le zone principalmente oggetto di monitoraggio erano rappresentate dai centri storici delle grandi aree urbane, congestionate dai crescenti flussi di traffico e in alcuni casi dalle città sedi di importanti insediamenti industriali e/o porti.

La determinazione della concentrazione di massa del materiale particolato aerodisperso, senza prevedere una selezione dimensionale (polveri totali sospese, PTS) e di alcuni inquinanti gassosi (SO₂, CO, NO₂, O₃ attraverso il monitoraggio in siti fissi è prevista nell'ordinamento nazionale fin dal 1983.

I primi metodi standard di misura compaiono infatti per la prima volta, in modo organico, con il D.P.C.M. 28 marzo 1983, poi modificato con D.P.R. 203 del 24 maggio 1988, e i criteri per la progettazione di reti di rilevamento ancora più tardi (D.M. 20 maggio 1991).

Lo sviluppo effettivo delle reti, limitatamente alle città con più di 250.000 abitanti individuate dal D.M. 25 novembre 1994, risale dunque ai primi anni '90.

Nel 1994 sono stati introdotti in Italia criteri e metodi per il monitoraggio della frazione toracica del materiale particolato PM₁₀, benzene e IPA limitatamente al B(a)P nelle aree urbane con più di 150.000 abitanti.

Con la direttiva quadro sulla qualità dell'aria (UE, 1996), recepita in Italia nel 1999 (D.Lgs. 351/1999), sono stati introdotti criteri e metodi comuni sul territorio dell'Unione Europea in materia di valutazione e gestione della qualità dell'aria ambiente, con la finalità di stabilire obiettivi per evitare, prevenire o ridurre gli effetti dannosi per la salute e per l'ambiente nel suo complesso, mantenendo la qualità dell'aria laddove era buona e migliorandola negli altri casi fino a raggiungere gli obiettivi previsti in un tempo stabilito.

Con la prima, seconda e terza direttive "figlie" (UE, 1999; UE, 2000; UE, 2002) recepite con il D.M. 60/2002 e il D.Lgs. 183/2004 sono stati definiti per SO₂, NO₂, PM₁₀, Pb, C₆H₆, CO, e O₃ criteri e metodi per il monitoraggio e la valutazione della qualità dell'aria.

Nel 2007 le attività di valutazione e gestione della qualità dell'aria sono state estese ad alcuni componenti del particolato ad alta rilevanza tossicologica: l'arsenico (As), il nichel (Ni), il cadmio (Cd) e il mercurio (Hg), oltre agli idrocarburi policiclici aromatici (IPA), già oggetto di una specifica normativa nazionale del 1994 (D.M. 25/11/1994). Il decreto n.152 del 3 agosto 2007 (recepimento della direttiva 2004/107/CE, UE, 2004b) concernente l'arsenico, il mercurio, il nichel e gli idrocarburi policiclici aromatici nell'aria ambiente introduce criteri e disposizioni che si estendono agli altri inquinanti, oltre ad aggiornare ed estendere le disposizioni già vigenti per gli IPA. Fino all'entrata in vigore di questa direttiva il piombo era l'unico elemento oggetto di monitoraggio nell'ordinamento europeo (UE, 1999 D.M. 60/2002).

Trascorsi quasi dieci anni dall'emanazione della prima direttiva "figlia", è stata emanata una nuova direttiva, la 2008/50/CE (UE, 2008), che ha aggiornato, unificato e integrato le precedenti (ad eccezione della 2004/107/CE).

La direttiva 2008/50/CE è stata recepita in Italia con il D.Lgs. 13 agosto 2010 n.155. Il decreto individua valori limite, valori obiettivo, soglie di allarme e di informazione e incorpora quanto previsto dal decreto 152 del 3 agosto 2007.

In particolare il nuovo dettato normativo ha introdotto criteri e metodi per il monitoraggio della frazione respirabile del particolato, il PM_{2,5}. Per quest'ultimo, fino all'emanazione della nuova Direttiva, era stato solo raccomandato il monitoraggio e la trasmissione dei dati eventualmente raccolti; dal 2005 è disponibile un metodo di riferimento.

È individuato per il PM_{2,5} un "indicatore di esposizione media" (IEM); si tratta di un livello medio da determinare sulla base di misurazioni effettuate da stazioni di fondo ubicate in siti fissi di campionamento urbani all'interno dell'intero territorio nazionale e che riflette l'esposizione della popolazione. Sulla base dei valori dell'IEM calcolati per il 2010, lo stato membro dovrà perseguire, attraverso misure atte a ridurre l'emissione del particolato e dei suoi precursori, un obiettivo nazionale di riduzione dell'esposizione e garantire comunque che, entro il 2015, l'IEM scenda al di sotto dei 20 µg/m³ (definito obbligo di concentrazione dell'esposizione).

Per gli inquinanti citati escluso l'ozono, la normativa definisce dei valori soglia, inferiori ai valori limite e distinti in soglia di valutazione superiore (SVS) e soglia di valutazione inferiore (SVI). La loro finalità è quella di regolare, in relazione ai livelli di inquinamento, l'impiego e l'integrazione di

tecniche di valutazione della qualità dell'aria diverse dalla misura analitica, come la modellizzazione o le tecniche di stima obiettiva, con le misure nelle stazioni di monitoraggio. In relazione alla classificazione delle zone rispetto alle soglie sono previste azioni finalizzate al risanamento della qualità dell'aria, formalizzate in piani e programmi messi a punto dalle Regioni. La normativa affida il compito della valutazione e gestione della qualità dell'aria alle Regioni e Province Autonome e, nell'ambito delle azioni volte alla verifica e alla pubblicità dell'informazione sulla qualità dell'aria, prevede la comunicazione annuale di informazioni per la valutazione della qualità dell'aria dal livello locale a quello nazionale e a quello europeo (UE, 2004a; UE, 2011).

2. METODI

2.1. Fonte dei dati e criteri di selezione delle serie storiche

Il lavoro si basa sui dati di concentrazione degli inquinanti in atmosfera, misurati nelle stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale, trasmessi dalle Regioni e Province Autonome al Ministero dell'Ambiente e da questo, per il tramite di ISPRA, alla Commissione Europea secondo quanto previsto dalla Decisione 2011/850/UE (UE, 2011). I dati sono raccolti e archiviati in ISPRA, nel database INFOARIA.

È riportato innanzitutto lo stato della qualità dell'aria per gli inquinanti considerati al 2017, per rappresentare la distanza attuale dagli obiettivi posti dalle Direttive Europee.

Sono stati calcolati i parametri per un confronto con i valori limite e i valori obiettivo per la protezione della salute umana stabiliti dalla normativa di riferimento (D.Lgs.155/2010) e con i valori di riferimento stabiliti dalla WHO (WHO, 2000; WHO, 2006). Tutti i parametri sono stati calcolati seguendo le regole europee e sono stati sottoposti a verifica da parte di Regioni/PA/ARPA/APPA. Per il confronto con i valori limite e i valori obiettivo del D.Lgs. 155/2010 e con i valori di riferimento della WHO sono state utilizzate le serie di dati con la copertura temporale minima prevista per ciascun inquinante dal D.Lgs 155/2010, allegato 1.

Inoltre, con riferimento ai valori limite e valori obiettivo per la protezione della salute sono state elaborate e rappresentate su mappa le situazioni di superamento registrate nel 2017 nelle zone delimitate dalle Regioni e Province autonome ai fini della valutazione della qualità dell'aria¹.

L'analisi dei trend è riportata per materiale particolato (PM₁₀ e PM_{2,5}), biossido di azoto (NO₂), ozono (O₃).

Le serie storiche sulle quali valutare il trend sono state estratte dai dati di monitoraggio della qualità dell'aria raccolti e archiviati in ISPRA, nel database INFOARIA secondo quanto previsto dalla decisione 2011/850/EU (dal 2013 al 2017) e da quelli precedentemente raccolti ai sensi della Decisione 97/101/CE (dal 2008 al 2012).

È stato selezionato un set di stazioni di monitoraggio per le quali fossero disponibili i livelli giornalieri di materiale particolato (PM₁₀ e PM_{2,5}), nonché quelli orari di biossido di azoto (NO₂) e di ozono (O₃) nel periodo 2008 - 2017. Sono state incluse le serie che rispettavano un criterio minimo prefissato di copertura temporale corrispondente alla disponibilità, per ogni anno, di almeno il 75% di dati validi.

Tenuto conto di questo è stato individuato per ciascun inquinante un set di stazioni caratterizzato da serie lunghe 10 anni (2008 – 2017), ad eccezione del PM_{2,5} (serie dal 2010 al 2017).

La numerosità del set di stazioni è diversa per ciascun inquinante e, pur permettendo valutazioni di carattere generale riferite al territorio nazionale, non permette di fare valutazioni per alcune zone del paese.

2.2. Analisi statistica dei trend

Esistono differenti metodi per la stima e la ricerca dell'evoluzione di fondo o trend statistico di un qualsiasi parametro variabile nel tempo; negli ultimi 30 anni alcuni di questi sono stati applicati in casi in cui la variabile di interesse fosse una variabile ambientale. In particolare, nel caso della concentrazione di un inquinante aerodisperso, possiamo ricordare lo *Spearman partial rank correlation test* (McLeod, 1991), il metodo del filtro di Kolmogorov-Zurbenko (Rao et al., 1994; Eskridge et al., 1997), i modelli di regressione lineare semplice, i modelli di regressione basati sui minimi quadrati generalizzati e quelli accoppiati a un modello autoregressivo a media mobile (ARMA), il test di Mann-Kendall, e infine il test di Kendall corretto per la stagionalità, che è stato usato nell'ambito di questo studio.

¹ Le informazioni utilizzate derivano da quanto dichiarato dalle Regioni e PP/AA nel data set G (*Information on the attainment of environmental objectives*) trasmesso alla Commissione Europea.

L'intero territorio nazionale è suddiviso in zone e agglomerati ai fini della valutazione della qualità dell'aria ambiente ai sensi del D.Lgs. 155/2010. Ciascuna zona è classificata in base ai criteri stabiliti dallo stesso decreto, rispetto a determinate soglie, riportate per ciascun inquinante nel paragrafo "Legislazione".

La classificazione è importante perché da essa discendono gli obblighi di valutazione e viene aggiornata, di norma, ogni cinque anni.

Se nell'anno in esame si è verificato, in almeno una stazione di monitoraggio utilizzata ai fini della valutazione della qualità dell'aria, il superamento di un valore limite, l'intera zona risulta in superamento. Non concorrono alla valutazione dei superamenti le stazioni dichiarate "not used AQD", i cui dati vengono raccolti e analizzati con finalità diverse. Le mappe quindi non sono una rappresentazione della variabilità spaziale dell'inquinamento atmosferico, ma semplicemente del fatto che in una determinata zona si è verificato nell'anno in esame un superamento del valore limite o del valore obiettivo.

Questo consente di individuare l'esistenza di una tendenza di fondo e di esprimere in termini quantitativi tale tendenza e la sua significatività statistica. Il test restituisce una stima della riduzione/aumento della concentrazione su base annua cui è associata la relativa incertezza a un dato livello di confidenza ($p < 0,05$).

Il test di Kendall corretto per la stagionalità è un test ad ipotesi statistiche di tipo non parametrico.

La prima versione del test proposta da Mann nel 1945 (Mann, 1945) estendeva l'analisi della significatività del coefficiente di correlazione τ di Kendall (Kendall, 1938) - test sviluppato per valutare l'associazione tra due variabili qualsiasi indipendentemente dalla distribuzione dei dati - al caso in cui una delle variabili fosse il tempo.

Il test ha come obiettivo la valutazione dell'esistenza di un trend ovvero di un andamento monotono crescente o decrescente dato un campione sufficientemente ampio di dati.

Le ipotesi su cui si basa il test sono le seguenti:

- ipotesi nulla H_0 ovvero ipotesi di assenza di trend;
- ipotesi alternativa H_1 ovvero ipotesi di esistenza di trend.

Trattandosi di un test non parametrico non viene fatta alcuna assunzione a priori sulle caratteristiche della popolazione e dunque non è richiesto che i dati sperimentali seguano una particolare distribuzione di probabilità come ad esempio quella normale (distribuzione frequentemente utilizzata nell'approssimazione delle distribuzioni empiriche).

Il test di Mann-Kendall così descritto venne rielaborato per tener conto degli effetti dovuti alla stagionalità; quest'ultimo test è, difatti, noto come *Seasonal Kendall Test* (SK) ovvero test di Kendall corretto per la stagionalità (Hirsch et al., 1982).

È stato dimostrato che tra i vari test parametrici e non parametrici disponibili per l'analisi dei trend il SK è tra quelli che ottiene le performance migliori, rispetto ad altri test, valutati attraverso l'utilizzo di serie storiche fittizie.

Esso è in grado di predire l'esistenza di un trend statisticamente significativo mantenendo la percentuale di errore al di sotto del valore prefissato, e al contempo, di individuare deboli tendenze statisticamente significative laddove effettivamente presenti nella serie fittizia. Trattandosi di un test non parametrico, prescinde dall'ipotesi di normalità dei dati. A questo si aggiunge la robustezza del metodo nel caso di presenza di dati anomali (*outliers*) e di dati mancanti e la relativa semplicità di implementazione (Hess et al., 2001). Inoltre, quando applicato a serie storiche di dati di inquinamento atmosferico, individuare e rimuovere la componente stagionale (destagionalizzazione) può migliorare la stima delle tendenze di fondo, riducendo l'incertezza associata alla stima (Anttila et al., 2010).

L'analisi dei trend non può in ogni caso prescindere dalla disponibilità di serie storiche sufficientemente lunghe in modo da limitare l'effetto di anni caratterizzati da condizioni meteorologiche atipiche che possono mascherare la tendenza di fondo.

È stato dimostrato che l'incertezza nella determinazione dell'esistenza di un trend statisticamente significativo in una serie di dati di qualità dell'aria aumenta esponenzialmente con il diminuire della lunghezza della serie. Per poter apprezzare tendenze di riduzione o aumento molto piccole (dell'ordine di $0,3 \mu\text{g m}^{-3} \text{y}^{-1}$) è necessario disporre di serie di dati lunghe circa 15 anni. Con serie più brevi la tendenza diventa apprezzabile se risulta più significativa ($1 \mu\text{g m}^{-3} \text{y}^{-1}$) ma la serie deve essere lunga almeno sette anni. La normalizzazione dei dati per gli effetti della meteorologia permette di ridurre l'incertezza associata alla stima e quindi di apprezzare l'esistenza di un trend dello stesso ordine di grandezza a partire da serie di dati relativamente meno estese (11 anni nel primo caso, 5 anni nel secondo) (Hoogerbrugge, 2010).

L'analisi dei dati di ozono è stata condotta sulla base dei valori di un indicatore di esposizione (*Sum of Mean Over Zero, SOMOO*) con riferimento al periodo stagionale tipico dell'inquinante (aprile – settembre), considerato il più rilevante ai fini dell'esposizione della popolazione (Martuzzi et al., 2006).

Il SOMOO è stato calcolato a partire dalle medie orarie delle concentrazioni di ozono misurate presso 46 postazioni fisse, caratterizzate per ciascun anno da una copertura temporale pari almeno al 75%.

Per calcolarlo occorre disporre per ciascun giorno delle medie mobili di otto ore. Queste si ottengono calcolando, per ciascuna ora del giorno, il valore della media relativa alle otto ore precedenti: ogni media su 8 ore così calcolata è riferita al giorno nel quale la stessa si conclude. Per ciascun giorno si seleziona, tra le 24 disponibili, la media su otto ore massima.

Quindi si calcola il SOMOO come sommatoria delle medie mobili massime, diviso il numero di giorni validi. In altre parole il SOMOO è la media delle medie mobili massime di otto ore delle concentrazioni di ozono.

Tutte le elaborazioni sono state effettuate usando il software open-source R - package Openair (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008; Carslaw et al., 2012).

3. MATERIALE PARTICOLATO

3.1. Caratteristiche chimico-fisiche e sorgenti

Il materiale particolato aerodisperso viene definito come una sospensione di particelle solide o liquide relativamente stabili nell'aria circostante (aerosol). Questa sospensione può essere costituita da una varietà di particelle di diversa dimensione e composizione in funzione della loro origine.

Le particelle emesse direttamente nell'atmosfera sono dette "primarie", mentre quelle che si formano in atmosfera sono dette "secondarie".

Le principali sorgenti antropiche di particelle primarie sono i processi di combustione nell'industria, i processi di combustione negli impianti domestici di riscaldamento alimentati a biomassa legnosa, e i prodotti di scarico dei veicoli dotati di motore a combustione interna.

Le particelle nell'intervallo di diametri² tra 0,01 e 100 µm sono quelle che rivestono un maggior interesse data la possibilità che vengano inalate. L'intervallo dimensionale compreso tra 0,01 e 0,1 µm viene definito come "modo ultrafine" o dei "nuclei di Aitken". Generalmente queste particelle sono costituite dai prodotti della nucleazione omogenea di vapori sovrasaturi (SO₂, NH₃, NO_x, e prodotti della combustione). Le particelle in questo intervallo sono numericamente prevalenti, sebbene contribuiscano in modo poco rilevante alla massa complessiva rilevabile in un campione d'aria. Le particelle comprese tra 0,1 e 2,5 µm sono note come "modo di accumulazione" o "fini". La loro formazione avviene per coagulo delle particelle ultrafini (UF) e attraverso i processi di conversione gas-particella, conosciuti anche come nucleazione eterogenea, oppure per condensazione di gas su particelle preesistenti nell'intervallo di accumulazione. Queste, insieme alle particelle di dimensioni maggiori, contribuiscono alla gran parte della massa di particolato, sebbene numericamente rappresentino una quota minoritaria, rispetto alle particelle ultrafini.

Le particelle nell'intervallo dimensionale 2,5 – 100 µm vengono dette "grossolane" (in inglese coarse). Queste sono prevalentemente prodotte da processi meccanici (macinazione, erosione, risospensione meccanica, fenomeni di attrito nei trasporti su strada – quali usura dei freni, dei pneumatici e abrasione delle strade). Il loro contributo alla massa è variabile in dipendenza del prevalere dei meccanismi di formazione e diffusione di questa frazione rispetto alla frazione fine nella zona in esame, mentre il contributo al numero totale di particelle è minimo.

In generale si può affermare che la distribuzione dimensionale e la composizione del materiale particolato è molto variabile in dipendenza di diversi fattori, che possono essere individuati principalmente nelle sorgenti locali e nella modulazione temporale della intensità di emissione, nella modalità con cui i parametri meteorologici influenzano l'accumulo e la reattività in atmosfera dei precursori del particolato secondario e delle particelle primarie, e negli eventi di intrusione a livello del suolo di particelle trasportate a media o lunga distanza sia di origine naturale che antropica.

Con riferimento alla composizione, si possono individuare quattro classi di particolato: primario antropogenico, secondario, crustale e spray marino.

Il primario antropogenico è prevalentemente associato al modo ultrafine, ed è quantitativamente più rilevante nelle vicinanze delle sorgenti lineari (strade, autostrade); tuttavia quote non trascurabili di particelle primarie sono individuabili in tutti gli intervalli dimensionali. Ad esempio è stata evidenziata la presenza nella frazione *coarse* di numerosi composti contenenti elementi di transizione originati da fenomeni di attrito propri dei mezzi di trasporto, come ad esempio i residui particolati dei sistemi frenanti (Canepari et al, 2008). Molti costituenti del particolato ritenuti ad alta rilevanza tossicologica vengono emessi direttamente dalle diverse fonti antropiche e quindi vanno a costituire una parte importante del particolato, ad esempio: idrocarburi policiclici aromatici, cadmio, arsenico, nichel e loro composti.

Tra i costituenti del particolato primario antropogenico va ricordato il carbonio elementare; sebbene non esista una definizione univoca e condivisa, operativamente si può intendere per carbonio elementare la frazione del particolato carbonioso resistente all'ossidazione a temperatura inferiore a

² Le particelle che costituiscono un campione di materiale particolato possono essere di dimensioni assai diverse; il parametro che normalmente si utilizza per stimare le dimensioni è il diametro aerodinamico che approssima le dimensioni di una particella reale, normalmente non sferica, tenendo conto della sua densità (è il diametro equivalente di una particella sferica avente la stessa velocità terminale sotto l'azione della forza di gravità della particella in oggetto e densità unitaria, in aria calma e nelle stesse condizioni di temperatura, pressione e umidità relativa). Tipicamente le particelle si distribuiscono in un intervallo molto ampio di valori di diametro aerodinamico: da pochi nanometri a decine di micrometri. Le informazioni sulla concentrazione in massa o in numero delle particelle all'interno di specifici intervalli di diametro aerodinamico sono molto importanti e utili al fine di individuare le sorgenti prevalenti, il contributo specifico di ciascuna, la modalità con cui tale contributo varia nel tempo e nello spazio e i fattori che possono determinare tale variabilità.

400 °C, emesso direttamente nei processi di combustione incompleta. È stato evidenziato che circa il 70% della massa del particolato diesel è in forma di carbonio elementare. Il carbonio organico, ovvero la miscela di idrocarburi e composti ossigenati del carbonio che non resiste all'ossidazione, può invece essere sia di tipo primario che secondario, e di origine naturale o antropica.

Il particolato secondario è associato prevalentemente al modo di accumulazione; quantitativamente è dominato da solfati e nitrati di ammonio, oltre che da composti del carbonio organico, originati da fenomeni di condensazione gas-particella o particella-particella.

Il particolato "crustale" (sali di metalli alcalino terrosi, sali di ferro e alluminio, particelle di natura silicea) è prevalentemente di origine naturale e associato alla frazione "coarse"; la sua presenza è dovuta al sollevamento dal suolo di materiale terrigeno o a fenomeni di intrusione di materiale trasportato da lunga distanza. In questa frazione si rilevano le quote più alte di sali di ferro (che può avere un ruolo fondamentale nei meccanismi di azione biologica del particolato inalato, poiché partecipa con azione catalitica alla formazione di radicali dell'ossigeno).

Il particolato di origine marina è ovviamente più rilevante nelle zone costiere sebbene possa essere trasportato a media-lunga distanza. La sua presenza è variabile notevolmente in dipendenza dei fattori meteo-climatici che ne favoriscono la dispersione dalla superficie del mare; generalmente è evidenziabile attraverso l'analisi chimica del particolato, prevalentemente nel modo di accumulazione, come sali di cloro e solfati di potassio e sodio.

Nella frazione dimensionale 0,1-2,5 µm possono spesso essere presenti anche particelle di origine biologica, come spore fungine, batteri, lieviti, pollini e virus. Le particelle fini, in generale hanno tempi di residenza in atmosfera dell'ordine dei giorni e possono essere trasportate a lunga distanza.

Gli indicatori utilizzati per la stima dell'esposizione al materiale particolato in aria ambiente sono:

- la concentrazione di massa del particolato inalabile (polveri totali sospese);
- la concentrazione di massa del particolato selezionato in base al diametro aerodinamico mediante teste selettive con taglio a 10 µm (PM₁₀);
- la concentrazione di massa del particolato selezionato in base al diametro aerodinamico mediante teste selettive con taglio a 2,5 µm (PM_{2,5});
- la concentrazione in numero delle particelle totale o distribuita per intervalli dimensionali.

I primi tre parametri sono stati oggetto di normative nazionali e internazionali nell'ambito della valutazione della qualità dell'aria e dell'individuazione di misure atte a migliorarla. Oggi è prevista la valutazione della qualità dell'aria con riferimento alle frazioni PM₁₀ e PM_{2,5}.

La concentrazione in numero delle particelle è stata oggetto di studi recenti finalizzati a stimare gli effetti sulla salute associati all'esposizione al particolato, seguendo l'ipotesi che il numero di particelle inalate sia un surrogato migliore o complementare della massa nella valutazione di impatto sulla salute della popolazione esposta (e.g. Aalto et al, 2005; Belleudi et al, 2010).

3.2. Effetti sulla salute

I principali effetti sulla salute dell'esposizione al materiale particolato aerodisperso, sia per esposizione a breve che lungo termine, sono a carico del sistema respiratorio e cardio-vascolare. Vari studi epidemiologici sugli effetti sanitari dell'inquinamento atmosferico da particelle, hanno evidenziato associazioni tra le concentrazioni in massa del PM₁₀ e un incremento sia di mortalità che di ricoveri ospedalieri per malattie cardiache e respiratorie nella popolazione generale. I soggetti ritenuti maggiormente esposti a tali effetti sono in particolare, gli anziani, i bambini, le persone con malattie cardiopolmonari croniche e affette da influenza o asma; su di essi si concentrano incrementi di mortalità e seri effetti patologici a seguito di esposizioni acute a breve termine. Ulteriori evidenze sono emerse considerando gli effetti sanitari a lungo termine conseguenti all'esposizione a basse concentrazioni di PM₁₀. Tali effetti riguardano la mortalità ed altre patologie croniche come la bronchite e la riduzione della funzione polmonare.

Significative, coerenti e condivise evidenze epidemiologiche e tossicologiche secondo cui è possibile associare all'esposizione al particolato fine diversi importanti effetti sulla salute e sulla mortalità della popolazione generale e di individui suscettibili, sono emerse in numerosi studi (WHO, 2006). La nuova edizione del Position Paper sul materiale particolato, curato per conto della commissione europea dal CAFE Working group (EC, 2004) raccomandava l'uso del PM_{2,5} come principale metrica per valutare l'esposizione della popolazione ed è stata la base scientifica su cui si è sviluppata la nuova legislazione.

Nella revisione delle Linee Guida della Qualità dell'Aria per l'Europa (WHO, 2006), la WHO ha prodotto delle stime numeriche di rischio per una serie di effetti sanitari associati ad un incremento di 10 µg/m³ della concentrazione media annuale per il PM₁₀ ed il PM_{2,5}. Nelle sue valutazioni la WHO non stabilisce un valore al di sotto del quale non vi sia rischio, ma individua come limite inferiore per

la media annuale il valore di 20 µg/m³ per il PM₁₀ e di 10 µg/m³ per il PM_{2,5}, che sono i livelli più bassi per i quali è stato osservato un incremento della mortalità totale, di quella per cause cardiopolmonari, e di quella per cancro del polmone, con una confidenza migliore del 95% in risposta ai livelli di PM_{2,5} nello studio dell'American Cancer Society (Pope et al, 2002). Anche l'incremento di tumore polmonare è stato associato recentemente all'inquinamento ambientale, ed in particolare alla frazione fine dell'aerosol: il PM outdoor è stato inserito dall'Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (IARC) tra i cancerogeni di gruppo 1 (agenti sicuramente cancerogeni per l'uomo) (IARC, 2016).

3.3. Legislazione

I valori limite del particolato PM₁₀ nell'aria ambiente definiti dalla normativa insieme ai valori di riferimento WHO sono riportati nella Tabella 3.3.1. Sono poi riportate le soglie di valutazione per la classificazione di zone e agglomerati ai fini della valutazione della qualità dell'aria ambiente (Tabella 3.3.2).

Tabella 3.3.1 – PM₁₀ - Valori limite ai sensi del D.Lgs.155/2010 e valori di riferimento WHO

Periodo di mediazione	Valore limite D.Lgs.155/2010	Valori di riferimento WHO
1 giorno	50 µg/m ³ da non superare più di 35 volte per anno civile	50 µg/m ³ da non superare più di 3 volte in un anno civile
Anno civile	40 µg/m ³	20 µg/m ³

Tabella 3.3.2 - Classificazione di zone e agglomerati ai fini della valutazione della qualità dell'aria ambiente. Soglie di valutazione superiore e inferiore per il PM10 (D. Lgs 155/2010 e s.m.i. art. 4, comma 1, art. 6 comma 1 e art. 19 comma 3 - Allegato II)

	Media di 24 ore	Media annuale
Soglia di valutazione superiore¹	70% del valore limite (35 µg/m ³ da non superare più di 35 volte per anno civile)	70% del valore limite (28 µg/m ³)
soglia di valutazione inferiore²	50% del valore limite (25 µg/m ³ da non superare più di 35 volte per anno civile)	50% del valore limite (20 µg/m ³)

¹soglia di valutazione superiore: livello al di sotto del quale le misurazioni in siti fissi possono essere combinate con misurazioni indicative o tecniche di modellizzazione;

²soglia di valutazione inferiore: livello al di sotto del quale è previsto, anche in via esclusiva, l'utilizzo di tecniche di modellizzazione o di stima obiettiva;

La Direttiva 1999/30/CE e il decreto di recepimento italiano (DM60/2002), già prevedevano che sul territorio fossero implementate stazioni di monitoraggio in grado di determinare la concentrazione di massa del PM_{2,5}, al fine di estendere le conoscenze circa i livelli e l'esposizione umana a questa frazione del particolato.

Il D.Lgs 155/2010 prevede la valutazione dei livelli di PM_{2,5} nelle diverse zone in cui è suddiviso il territorio e la verifica del rispetto di un valore limite, che è stato fissato a 25 µg/m³ da raggiungere entro il 1 gennaio 2015 (Tabella 3.3.3) e, analogamente al PM10, le soglie di valutazione per la classificazione di zone e agglomerati ai fini della valutazione della qualità dell'aria ambiente (Tabella 3.3.4).

Un'importante novità è rappresentata dall'introduzione di un "indicatore di esposizione media" avente la duplice funzione di stimare lo stato attuale dell'esposizione media della popolazione di ciascuno stato membro e al contempo rappresentare la base per monitorare i progressi degli stessi nella riduzione nel tempo dei livelli, in modo progressivo e coerente nel paese.

A tal fine è stato individuato (D.M. 13 marzo 2013) un set di stazioni di fondo urbano tra quelle collocate negli agglomerati e nelle aree urbane con più 100.000 abitanti, assumendo che l'esposizione della popolazione sia ben rappresentata dalle concentrazioni rilevate in questo tipo di stazioni, in numero sufficiente e distribuite omogeneamente sul territorio in modo da rappresentare adeguatamente l'esposizione media della popolazione (o almeno di una larga parte di essa). L'IEM per il 2010 è calcolato dalla media delle medie annuali rilevate nel set di stazioni individuato nel triennio 2009 - 2011. Sulla base di tale livello "nazionale" sono previsti obiettivi di riduzione percentuali da realizzare entro il 2020 (Tabella 3.3.5).

Tabella 3.3.3 – $PM_{2,5}$ - Valore limite ai sensi del D.Lgs.155/2010 e valori di riferimento WHO

Periodo di mediazione	Valore limite D.Lgs.155/2010	Valori di riferimento WHO
Anno civile	25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Tabella 3.3.4 – $PM_{2,5}$. Classificazione di zone e agglomerati ai fini della valutazione della qualità dell'aria ambiente. Soglie di valutazione superiore e inferiore per il PM_{10} (D. Lgs 155/2010 e s.m.i. art. 4, comma 1, art. 6 comma 1 e art. 19 comma 3 - Allegato II)

	Media annuale
Soglia di valutazione superiore	70% del valore limite (17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
soglia di valutazione inferiore	50% del valore limite (12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

¹soglia di valutazione superiore: livello al di sotto del quale le misurazioni in siti fissi possono essere combinate con misurazioni indicative o tecniche di modellizzazione;

²soglia di valutazione inferiore: livello al di sotto del quale è previsto, anche in via esclusiva, l'utilizzo di tecniche di modellizzazione o di stima obiettiva;

Tabella 3.3.5 – $PM_{2,5}$. Indicatore di esposizione media e obiettivo di riduzione dell'esposizione ex allegato XIV D.Lgs. 155/2010.

IEM 2010 (base medie annuali 2009 – 2011)	Obiettivo di riduzione entro il 2020
$[PM_{2,5}] \leq 8,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0%
$8,5 < [PM_{2,5}] < 13 \mu\text{g}/\text{m}^3$	10%
$13 \leq [PM_{2,5}] < 18 \mu\text{g}/\text{m}^3$	15%
$18 \leq [PM_{2,5}] < 22 \mu\text{g}/\text{m}^3$	20%
$[PM_{2,5}] \geq 22 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Raggiungere 18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

3.4. PM₁₀ - Stato e trend delle concentrazioni

Le stazioni di monitoraggio che hanno misurato e comunicato dati di PM₁₀ nel 2017 sono 582. Di queste 520 (89%) hanno copertura temporale minima del 90% (al netto delle perdite di dati dovute alla taratura periodica o alla manutenzione ordinaria). Tutte le Regioni sono rappresentate. La classificazione delle stazioni di monitoraggio di PM₁₀ secondo i criteri di ubicazione su macroscala previsti dalla normativa è rappresentata in Figura 3.4.1.

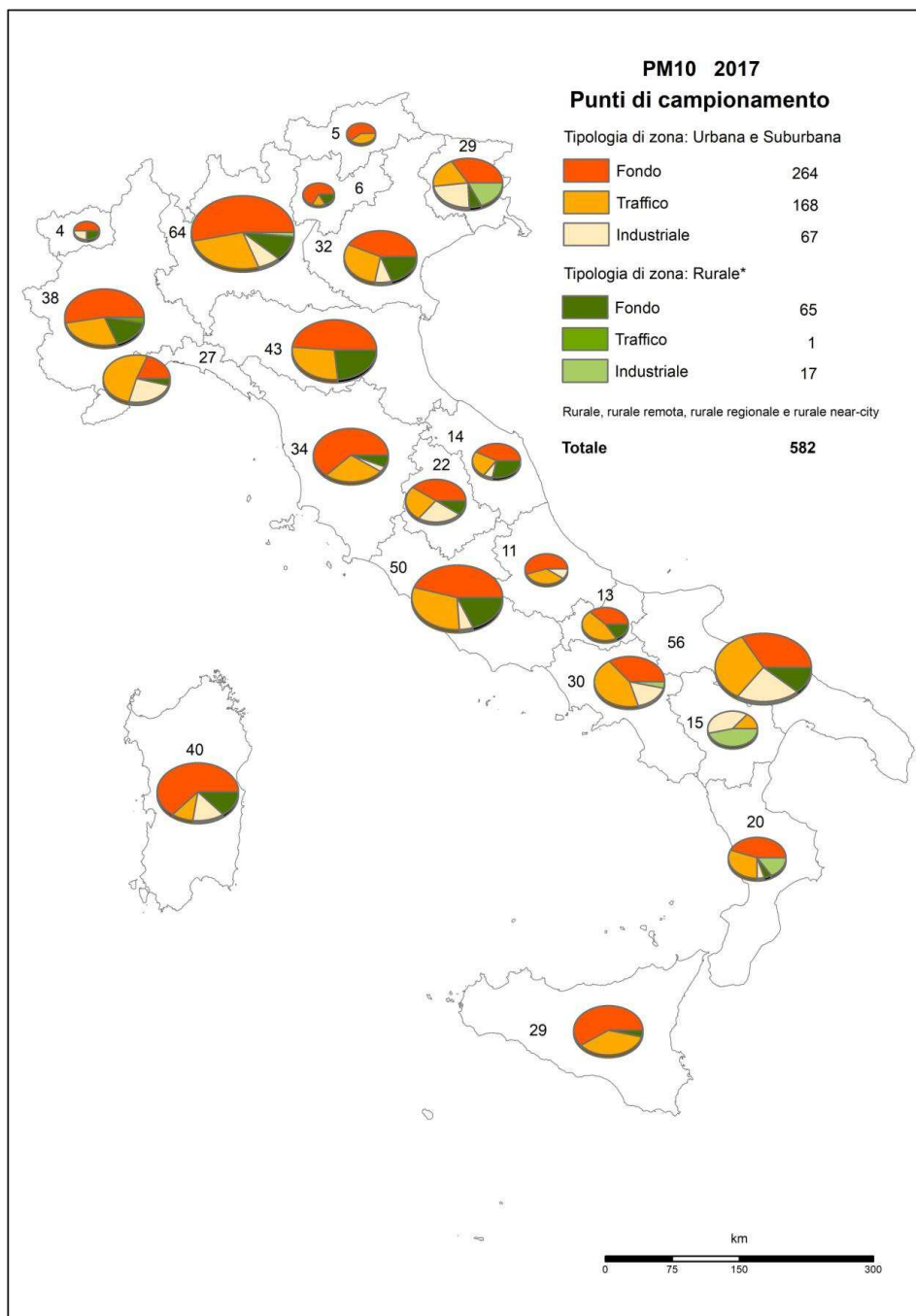


Figura 3.4.1 - Classificazione dei punti di campionamento secondo i criteri di ubicazione su macroscala di cui all'Allegato III, D.Lgs.155/2010 (2017).

Il Valore limite giornaliero ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, da non superare più di 35 volte in un anno) è stato superato in 161 stazioni, pari al 31% dei casi. Il valore di riferimento WHO giornaliero ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, da non superare più di 3 volte in un anno), è stato superato in 395 stazioni (76% dei casi) (Figura 3.4.2).

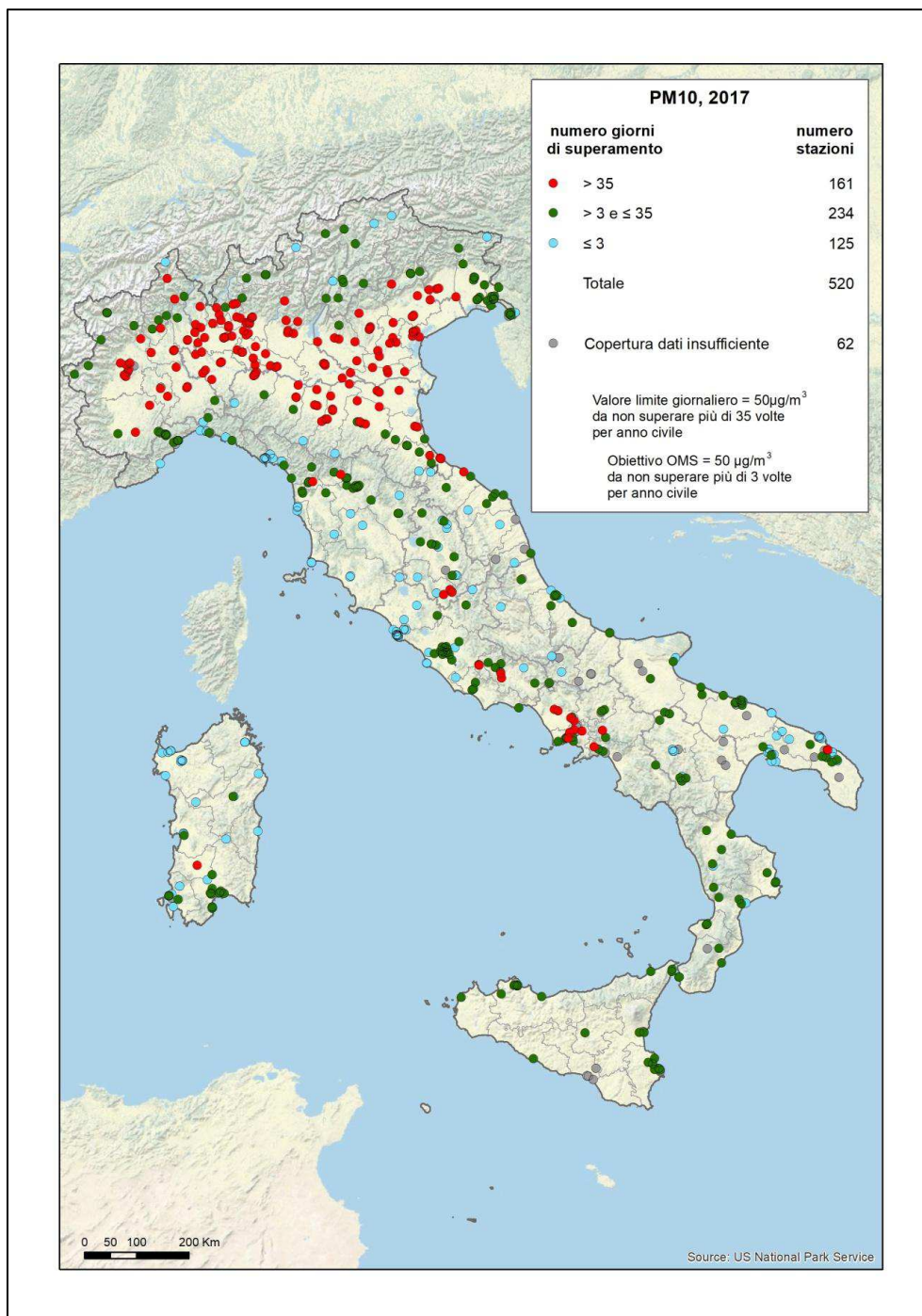


Figura 3.4.2 - PM_{10} . Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore limite giornaliero per la protezione della salute (2017).

Nel 2017 i superamenti del valore limite giornaliero hanno interessato 31 zone su 81 distribuite in 11 Regioni (Figura 3.4.3).

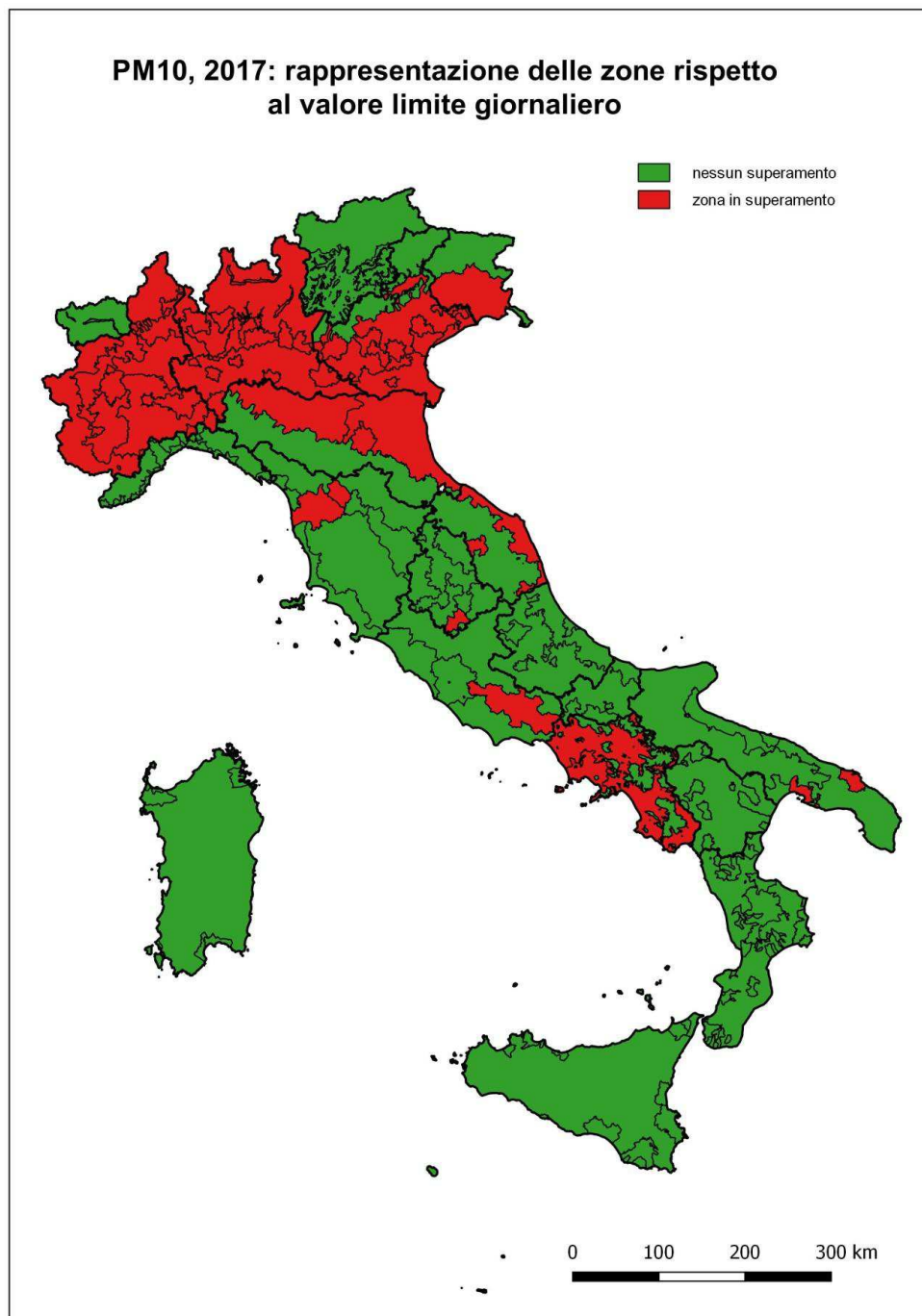


Figura 3.4.3 - PM₁₀. Rappresentazione delle zone rispetto al valore limite giornaliero (2017)

Nota: questa mappa non è una rappresentazione della variabilità spaziale dell'inquinamento atmosferico. Se si è verificato nell'anno in esame un superamento del valore limite in almeno una delle stazioni facenti parte del programma di valutazione della zona, o questo è stato individuato anche mediante l'uso di modelli, misure indicative o stime obiettive, l'intera zona è evidenziata in rosso. L'effettiva area di superamento (area, ricadente all'interno di una zona o di un agglomerato, nella quale è stato valutato il superamento di un valore limite o di un valore obiettivo), che può essere individuata sulla base della rappresentatività delle misurazioni in siti fissi o indicative o sulla base delle tecniche di modellizzazione dalle Regioni e PP/AA in fase di valutazione della qualità dell'aria, anche al fine di programmare gli interventi di risanamento, non è riportata.

Il valore limite annuale ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$), è stato superato in 13 stazioni pari al 3% dei casi. Il valore di riferimento WHO annuale ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) è stato superato in 352 stazioni (68% dei casi) (Figura 2.4.4).



Figura 3.4.4 PM_{10} . Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore limite annuale per la protezione della salute (2017).

Nel 2017 i superamenti del valore limite annuale hanno interessato 7 zone su 81 distribuite in 4 Regioni (Figura 3.4.5).

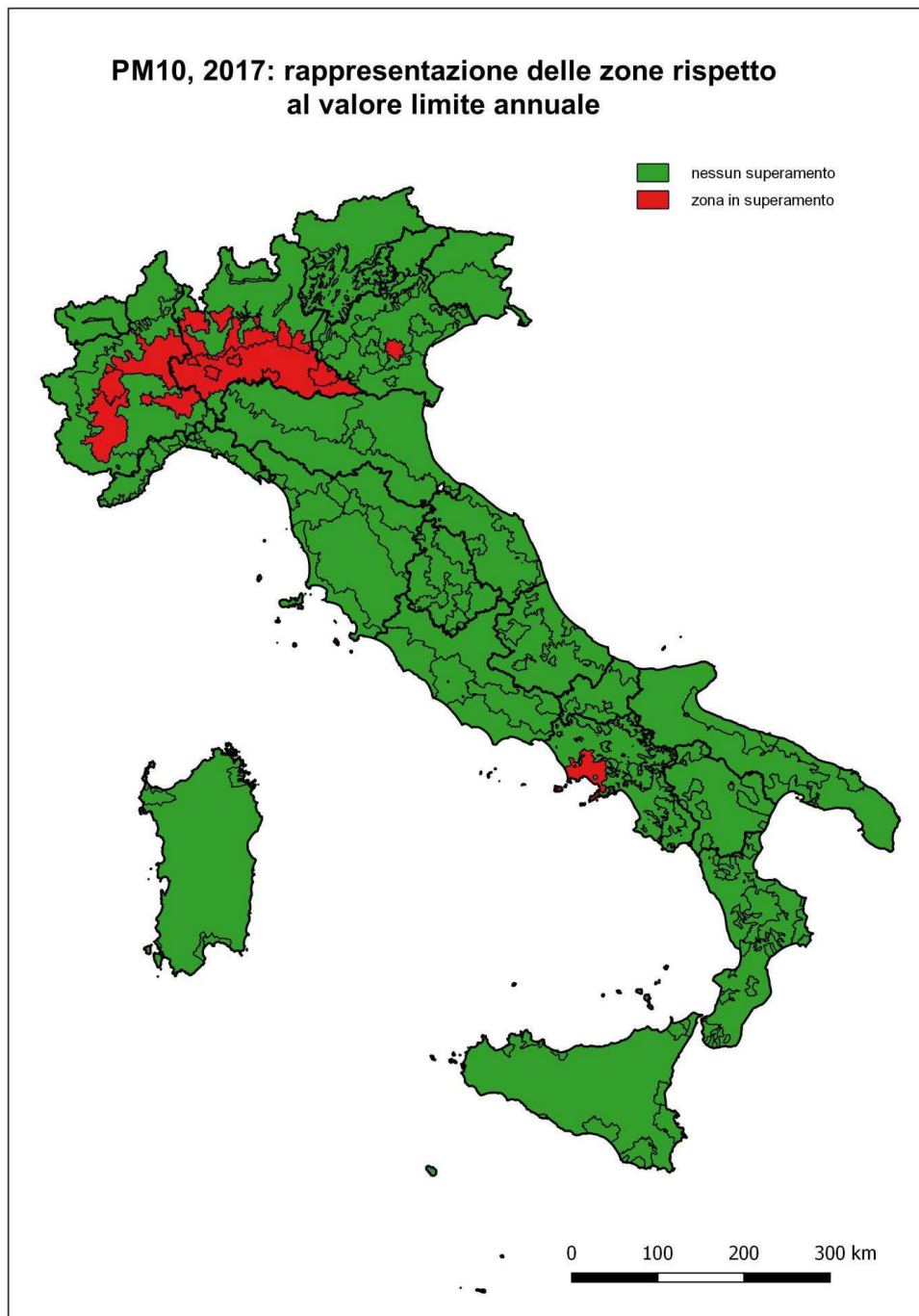


Figura 3.4.5 - PM₁₀. Rappresentazione delle zone rispetto al valore limite annuale (2017)

Nota: questa mappa non è una rappresentazione della variabilità spaziale dell'inquinamento atmosferico. Se si è verificato nell'anno in esame un superamento del valore limite in almeno una delle stazioni facenti parte del programma di valutazione della zona, o questo è stato individuato anche mediante l'uso di modelli, misure indicative o stime obiettive, l'intera zona è evidenziata in rosso. L'effettiva area di superamento (area, ricadente all'interno di una zona o di un agglomerato, nella quale è stato valutato il superamento di un valore limite o di un valore obiettivo), che può essere individuata sulla base della rappresentatività delle misurazioni in siti fissi o indicative o sulla base delle tecniche di modellizzazione dalle Regioni e PP/AA in fase di valutazione della qualità dell'aria, anche al fine di programmare gli interventi di risanamento, non è riportata.

Nella figura 3.4.6 è riportata la distribuzione delle concentrazioni medie annuali determinate nel periodo studiato (2008 – 2017). Si può osservare qualitativamente la riduzione complessiva dei livelli medi annuali, e una tendenza alla riduzione della variabilità spaziale, che è indicata dalla distanza interquartile e dalla distanza tra l'estremo superiore e inferiore della distribuzione che tendono a ridursi negli anni.

Le oscillazioni interannuali sono piuttosto ampie, come prevedibile, a conferma del fatto che le valutazioni fatte confrontando anni adiacenti anziché analizzare serie storiche di lungo periodo, non consentono in alcun modo di apprezzare eventuali tendenze di fondo.

Proseguendo una valutazione preliminare di tipo qualitativo, è interessante osservare l'andamento generale, rappresentato dalla media delle medie annuali, distinto per tipo di stazione (figura 3.4.7). In questo caso non sembrano emergere tendenze diverse per tipo di stazione, l'andamento generale delle stazioni di fondo urbano e suburbano segue in modo fedele il profilo dell'andamento delle stazioni di traffico urbano e suburbano.

L'analisi statistica condotta con il metodo di Mann-Kendall corretto per la stagionalità, i cui risultati sono riportati sinteticamente nella Tabella 3.4.1, ha permesso di evidenziare un trend decrescente statisticamente significativo nel 76,8% dei casi (119 stazioni di monitoraggio su 155; variazione annuale media stimata: $-0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$ [$-2,8 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y} \div -0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$]). Un trend crescente statisticamente significativo è stato individuato nel 2,6% dei casi (4 stazioni di monitoraggio su 155; variazione annuale media stimata: $+0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$ [$+0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y} \div +0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$]). Nel restante 20,6% dei casi (32 stazioni di monitoraggio su 155) non è stato possibile escludere l'ipotesi nulla (assenza di trend) per il dato livello di confidenza (95%).

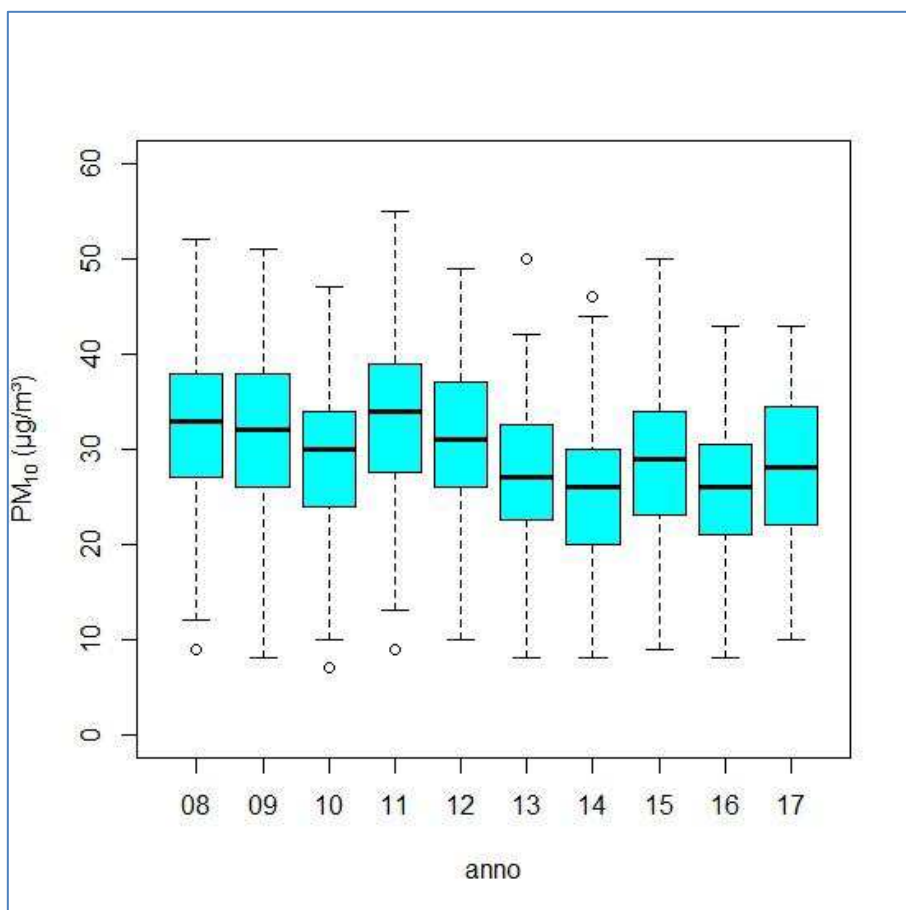


Figura 3.4.6 - PM_{10} , 2008 – 2017. Media annua - Statistiche descrittive calcolate su una selezione di 155 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale.

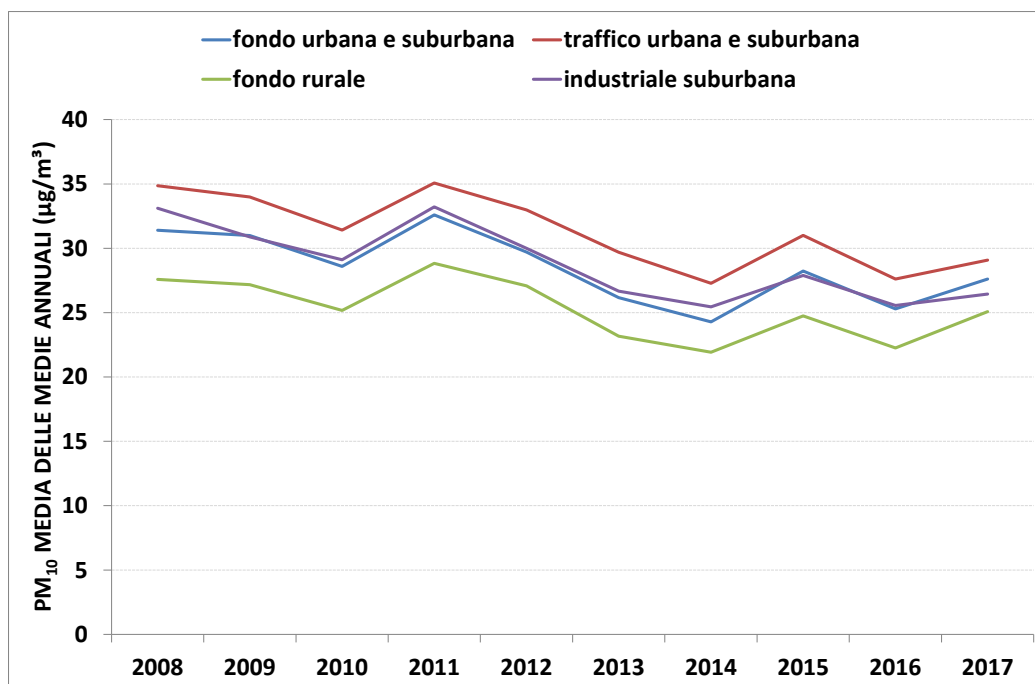


Figura 3.4.7 - PM_{10} , 2008 – 2017. Andamento della media delle medie annuali calcolata su un campione di 155 stazioni, per tipo di stazione.

Tabella 3.4.1 - Sintesi dei risultati dell'analisi del trend (2008 – 2017) con il test di Kendall corretto per la stagionalità delle concentrazioni di PM_{10} in Italia su una selezione di 155 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale.

PM_{10}	Trend decrescente ($p \leq 0,05$)		Trend crescente ($p \leq 0,05$)		Trend non significativo ($p > 0,05$)
	n	Δ_y ($\mu\text{g m}^{-3}\text{y}^{-1}$)	n	Δ_y ($\mu\text{g m}^{-3}\text{y}^{-1}$)	n
2008 – 2017 (155 stazioni)	119	-0,8 [-2,8 ÷ -0,2]	4	0,4 [0,4 ÷ 0,5]	32

Legenda:

$p \leq 0,05$: il trend osservato è statisticamente significativo

$p > 0,05$: non può essere esclusa l'ipotesi nulla (assenza di trend)

Δ_y : variazione media annuale stimata sulla base dei risultati del test di Kendall corretto per la stagionalità

Nella figura 3.4.8 sono riportati su mappa i risultati dell'analisi dei trend per ciascuna stazione di monitoraggio considerata. Nella maggior parte dei casi le stazioni ubicate nel territorio di una stessa provincia mostrano un trend coerente tra loro, supportando l'ipotesi che il trend non sia dovuto a situazioni locali, ma possa essere indicativo di una tendenza generale, nel territorio in esame.

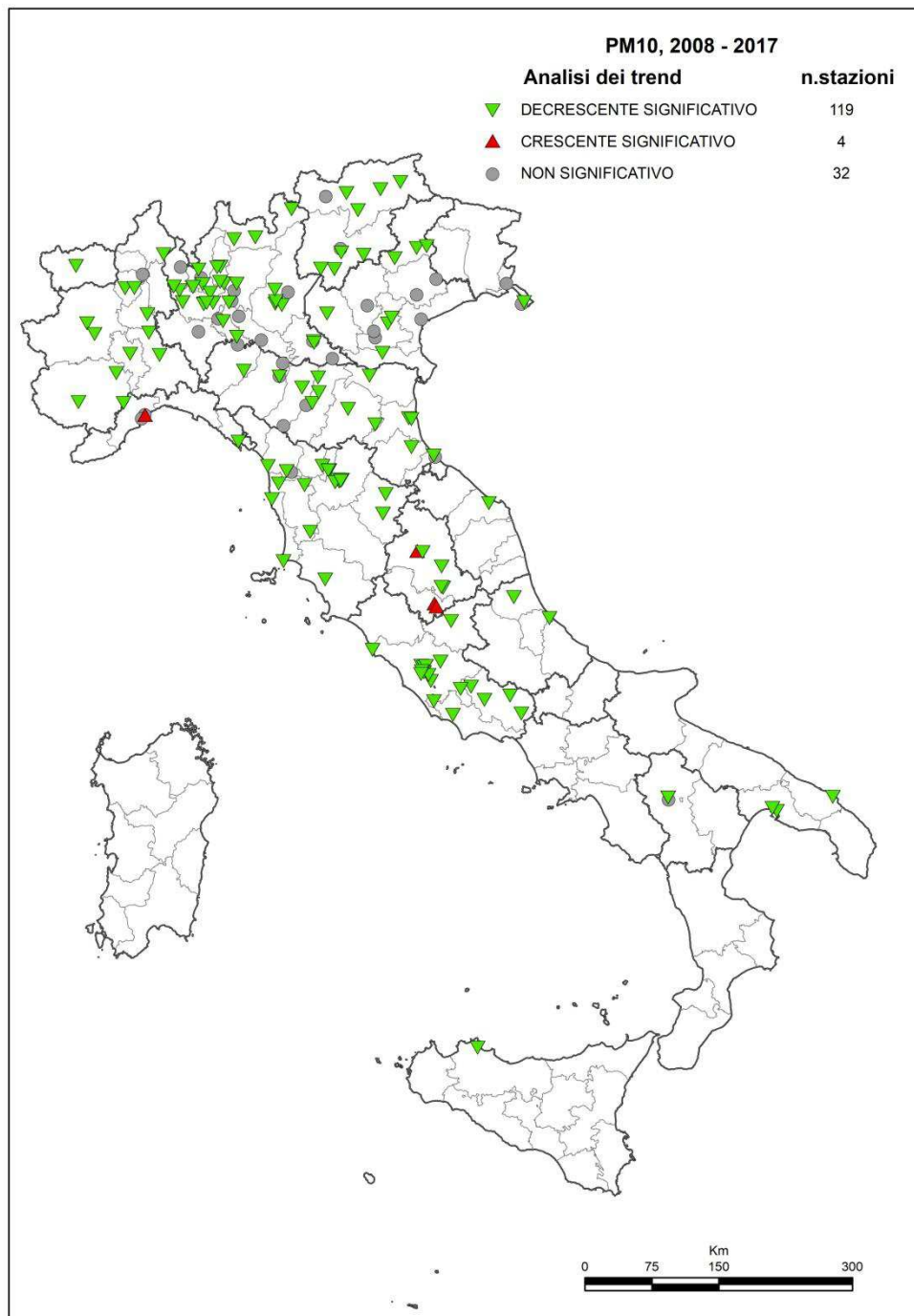


Figura 3.4.8 – PM_{10} , 2008 – 2017. Risultati dell'analisi del trend con il test di Kendall corretto per la stagionalità. Distribuzione sul territorio delle stazioni analizzate.

3.5. PM_{2.5} - Stato e trend delle concentrazioni

Le stazioni di monitoraggio che hanno misurato e comunicato dati di PM_{2.5} nel 2017 sono 278. di queste, 256 (92%) hanno copertura temporale minima del 90% (al netto delle perdite di dati dovute alla taratura periodica o alla manutenzione ordinaria). Tutte le Regioni sono rappresentate, eccetto il Molise. la classificazione delle stazioni di monitoraggio di PM_{2.5} secondo i criteri di ubicazione su macroscale previsti dalla normativa è rappresentata in figura 3.5.1.

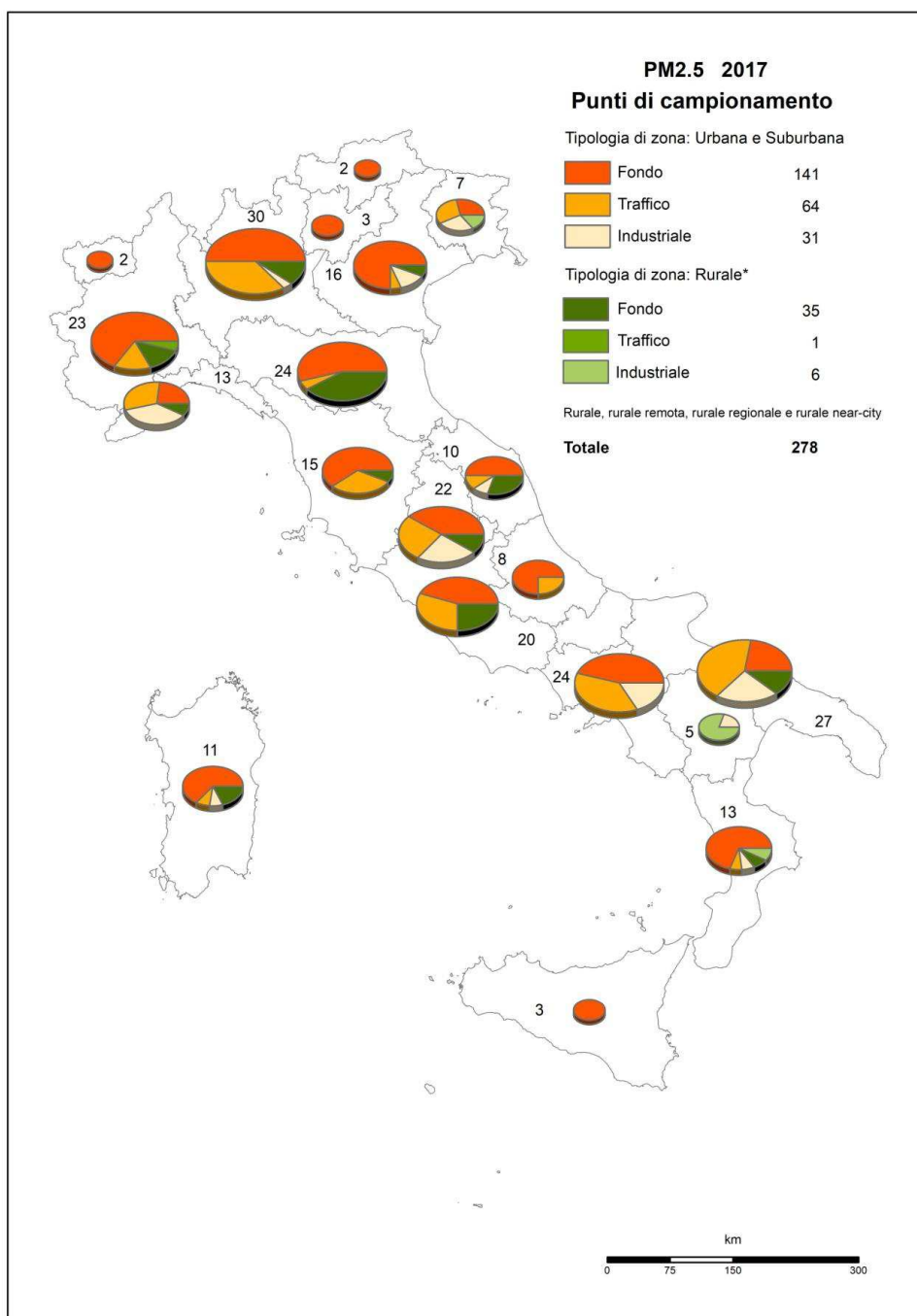


Figura 3.5.1 - PM_{2.5}. Classificazione dei punti di campionamento secondo i criteri di ubicazione su macroscale di cui all'Allegato III, D.Lgs.155/2010 (2017)

Il valore limite annuale è rispettato nella maggioranza delle stazioni: sono stati registrati superamenti in 34 stazioni pari al 13% dei casi. Risulta tuttavia superato nella maggior parte delle stazioni di monitoraggio il valore di riferimento annuale della WHO (87% dei casi, figura 3.5.2).

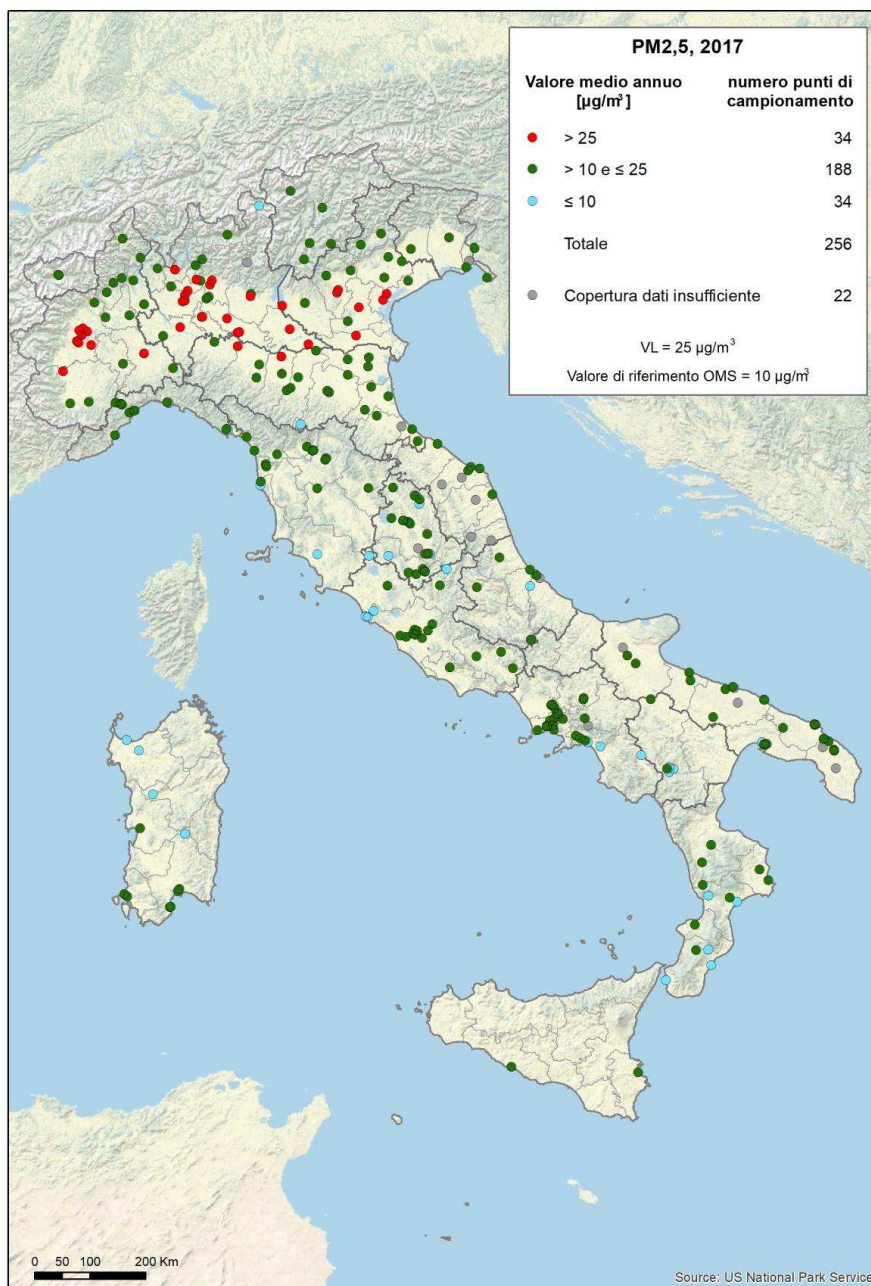


Figura 3.5.2 - $PM_{2.5}$. Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore limite annuale per la protezione della salute (2017)

I superamenti del valore limite annuale hanno interessato 13 zone su 79 distribuite in 4 Regioni (figura 3.5.3).

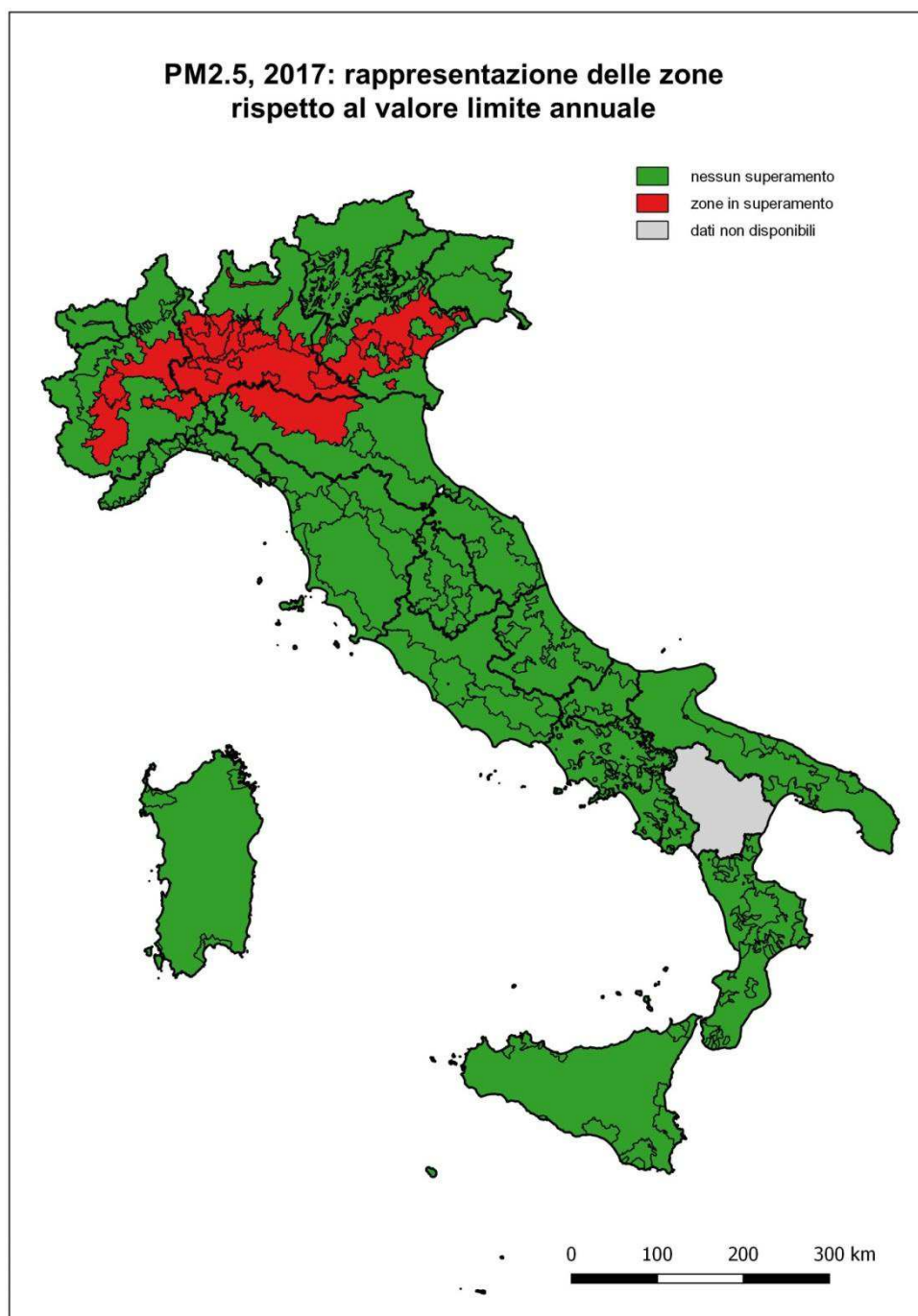


Figura 3.5.3 - PM_{2.5}. Rappresentazione delle zone rispetto al valore limite annuale (2017)

Nota: questa mappa non è una rappresentazione della variabilità spaziale dell'inquinamento atmosferico. Se si è verificato nell'anno in esame un superamento del valore limite in almeno una delle stazioni facenti parte del programma di valutazione della zona, o questo è stato individuato anche mediante l'uso di modelli, misure indicative o stime obiettive, l'intera zona è evidenziata in rosso. L'effettiva area di superamento (area, ricadente all'interno di una zona o di un agglomerato, nella quale è stato valutato il superamento di un valore limite o di un valore obiettivo), che può essere individuata sulla base della rappresentatività delle misurazioni in siti fissi o indicative o sulla base delle tecniche di modellizzazione dalle Regioni e PP/AA in fase di valutazione della qualità dell'aria, anche al fine di programmare gli interventi di risanamento, non è riportata.

Al momento di chiudere questo documento erano ancora in corso le attività di aggiornamento delle informazioni sulla zonizzazione e classificazione per il PM_{2.5} da parte della Regione Basilicata.

Nella figura 3.5.4 è riportata la distribuzione delle concentrazioni medie annuali determinate nel periodo studiato (2010 – 2017). Si può osservare qualitativamente la riduzione complessiva dei livelli medi annuali, e una tendenza alla riduzione della variabilità spaziale, che è indicata dalla distanza interquartile e dalla distanza tra l'estremo superiore e inferiore della distribuzione che tendono a ridursi negli anni.

Le oscillazioni interannuali sono piuttosto ampie, come prevedibile a conferma del fatto che le valutazioni fatte confrontando anni adiacenti, anziché analizzare serie storiche di lungo periodo, non consentono in alcun modo di apprezzare eventuali tendenze di fondo.

Proseguendo una valutazione preliminare di tipo qualitativo, è interessante osservare l'andamento generale, rappresentato dalla media delle medie annuali, distinto per tipo di stazione (figura 3.5.5). In questo caso non sembrano emergere tendenze diverse per tipo di stazione, l'andamento generale delle stazioni di fondo urbano e suburbano segue in modo fedele il profilo dell'andamento delle stazioni di traffico urbano e suburbano.

L'analisi statistica condotta con il metodo di Mann-Kendall corretto per la stagionalità, i cui risultati sono riportati sinteticamente nella tabella 3.5.1, ha permesso di evidenziare un andamento decrescente statisticamente significativo nel 69% dei casi (43 stazioni di monitoraggio su 62; variazione annuale media stimata: $-0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$ [$-1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y} \div -0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$]). Un trend crescente statisticamente significativo è stato individuato nel 7% dei casi (4 stazioni di monitoraggio su 62; variazione annuale media stimata: $+0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$ [$+0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y} \div +1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$]). Nel restante 24% dei casi (15 stazioni di monitoraggio su 62) non è stato possibile escludere l'ipotesi nulla (assenza di trend) per il dato livello di confidenza (95%).

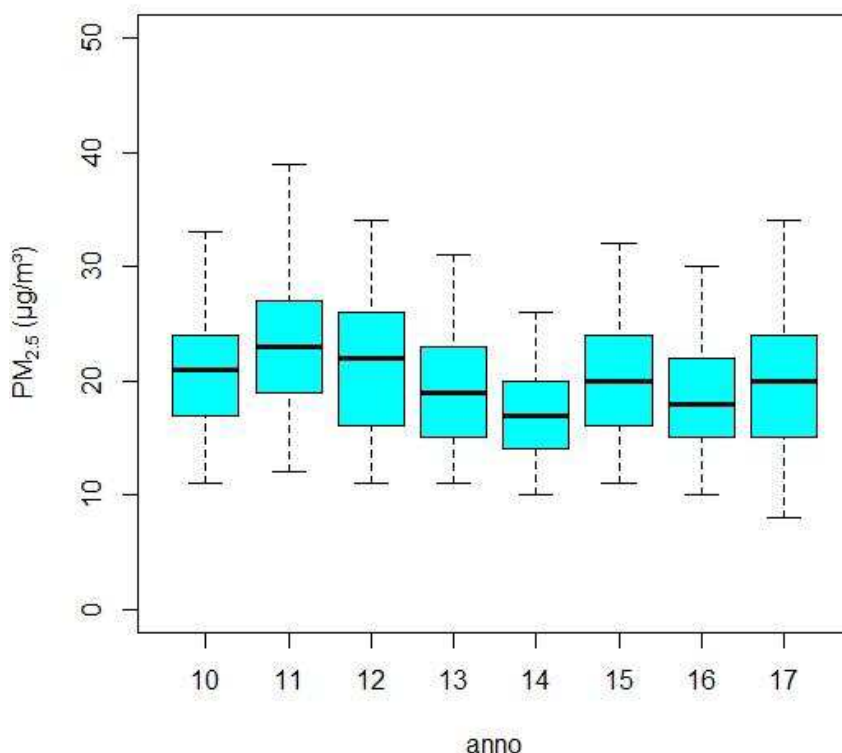


Figura 3.5.4 – $PM_{2,5}$, 2010 – 2017. Media annua - statistiche descrittive calcolate su una selezione di 62 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale.

Tabella 3.5.1 - Sintesi dei risultati dell'analisi del trend (2010 – 2017) con il test di Kendall corretto per la stagionalità delle concentrazioni di $PM_{2,5}$ in Italia su una selezione di 62 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale.

$PM_{2,5}$	Trend decrescente ($p \leq 0,05$)		Trend crescente ($p \leq 0,05$)		Trend non significativo ($p > 0,05$)
	n	Δ_y ($\mu\text{g m}^{-3}\text{y}^{-1}$)	n	Δ_y ($\mu\text{g m}^{-3}\text{y}^{-1}$)	n
2010 – 2017 (62 stazioni)	43	-0,7 [-1,5 ÷ -0,2]	4	0,7 [0,3 ÷ 1,0]	15

Legenda:

$p \leq 0,05$: il trend osservato è statisticamente significativo

$p > 0,05$: non può essere esclusa l'ipotesi nulla (assenza di trend)

Δ_y : variazione media annuale stimata sulla base dei risultati del test di Kendall corretto per la stagionalità.

Sulla porzione di campione considerato per il quale è stato individuato un trend decrescente statisticamente significativo (43 casi su 62) si osserva una riduzione media annuale del 3,1% (0,2% ÷ 6,4%), corrispondente a una riduzione media in termini di concentrazione di 0,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$ (0,2 ÷ 1,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$) indicativa dell'esistenza di una tendenza di fondo alla riduzione delle concentrazioni di $PM_{2,5}$ in Italia.

Nella figura 3.5.5 sono riportati su mappa i risultati dell'analisi dei trend per ciascuna stazione di monitoraggio considerata.

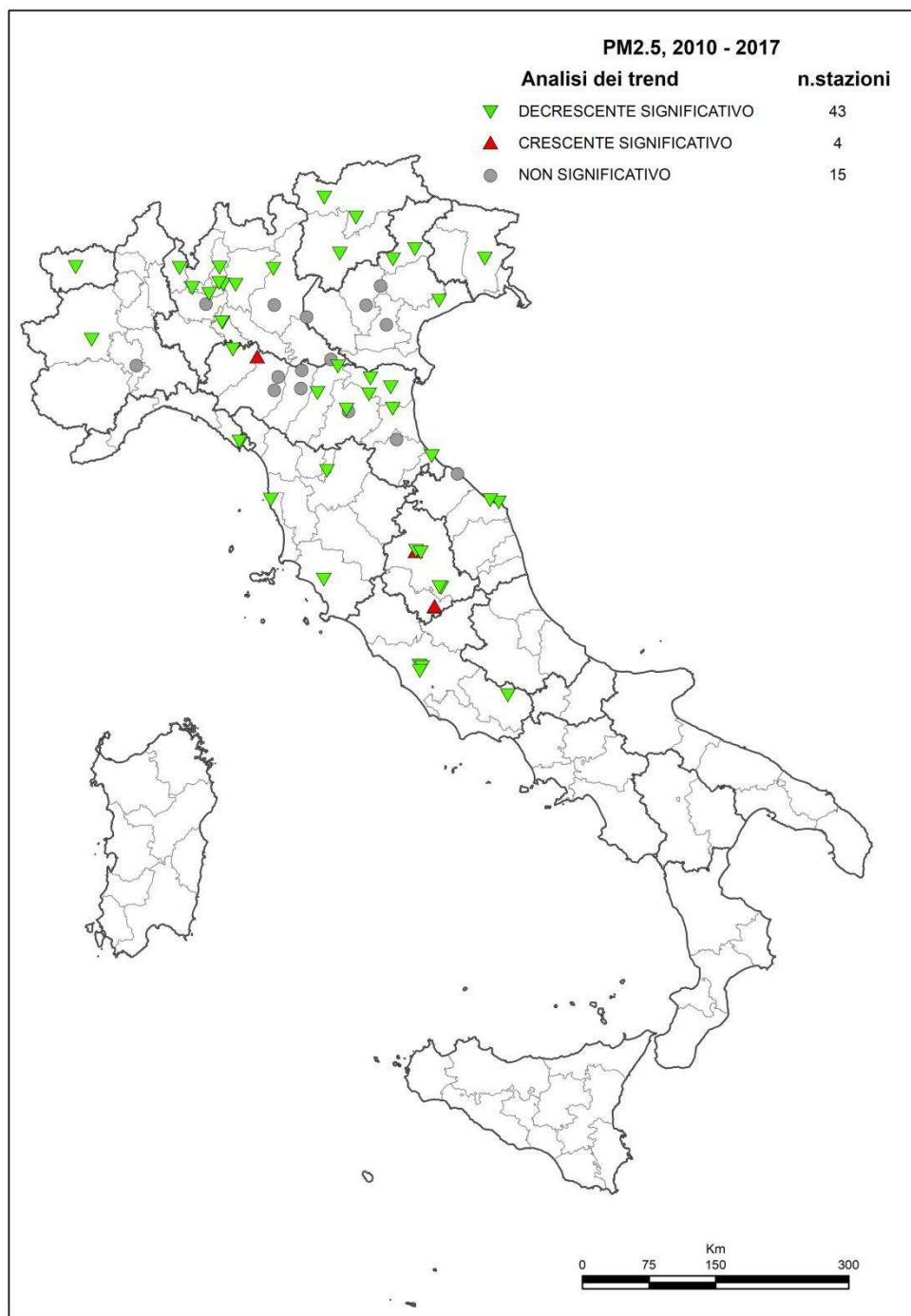


Figura 3.5.5 – PM_{2.5}, 2010 – 2017. Risultati dell'analisi del trend con il test di Kendall corretto per la stagionalità. Distribuzione sul territorio delle stazioni analizzate.

4. BIOSSIDO DI AZOTO

4.1. Caratteristiche chimico-fisiche e sorgenti

Gli ossidi di azoto si formano durante qualsiasi combustione dove l'aria sia il comburente, in ragione della presenza di azoto e ossigeno. Nella miscela di reazione il monossido di azoto (NO) è prevalente ed è accompagnato da quote variabili di biossido di azoto (NO₂).

Quest'ultimo si forma in atmosfera prevalentemente in conseguenza di reazioni chimiche che coinvolgono l'ossido di azoto (NO) emesso da fonti primarie, l'ozono (O₃) e alcuni radicali ossidrilici o organici come HO₂ o RO₂ (dove R è una catena di atomi di carbonio, a saturazione variabile con la possibile presenza di gruppi funzionali di vario tipo). Generalmente solo una parte (<10%) dell'NO₂ presente in atmosfera è emesso direttamente dalle fonti antropiche o naturali. Attraverso numerose altre reazioni che coinvolgono gli stessi radicali, l'O₃, l'ossigeno, l'acqua e la radiazione ultravioletta solare, gli ossidi di azoto (NO_x) possono essere trasformati in acido nitroso, acido nitrico e perossiacetilnitrati (PAN). In funzione dell'entità delle emissioni dei precursori (NO e composti organici volatili), dell'intensità della radiazione solare, delle condizioni di stabilità delle masse d'aria e dei gradienti verticali di temperatura, possono essere favoriti o meno i processi che portano alla formazione di alcune delle sostanze citate rispetto alle altre, determinando così gli episodi di smog fotochimico. Le forme idrate degli ossidi di azoto possono formare in atmosfera sali nitrati che diventano parte importante del particolato secondario. Le principali sorgenti di ossidi di azoto sono costituite dalle combustioni nel settore dei trasporti (in particolare dai motori diesel), negli impianti industriali, negli impianti di produzione di energia elettrica, di riscaldamento civile e di incenerimento dei rifiuti. Le sorgenti naturali di emissione sono i suoli, i vulcani e i fenomeni temporaleschi (EC, 1997a).

4.2. Effetti sulla salute

L'NO₂ è tra i vari ossidi di azoto quello più importante da un punto di vista tossicologico. Gli studi condotti su animali da esperimento esposti a NO₂ hanno evidenziato alterazioni morfologiche e funzionali. Tale composto possiede un forte potere ossidante, che esercita prevalentemente sulle mucose con cui viene in contatto. Numerosi lavori hanno evidenziato una associazione statisticamente significativa tra le concentrazioni atmosferiche giornaliere di NO₂ e le consultazioni mediche, i ricoveri ospedalieri per malattie respiratorie, la sintomatologia respiratoria nei bambini e l'incidenza di attacchi d'asma. E' stata anche riscontrata un'associazione significativa tra le concentrazioni atmosferiche di NO₂ e la mortalità giornaliera in varie città.

Le evidenze supportano un valore guida per esposizioni a breve termine (un'ora) di 200 µg/m³ e per esposizioni a lungo termine di 40 µg/m³ (WHO, 2000; WHO, 2006). Inoltre sono noti effetti dannosi per i materiali e per gli ecosistemi (acidificazione ed eutrofizzazione) causati dall'NO₂ e dalle deposizioni dei composti dell'azoto che si formano in atmosfera.

4.3. Legislazione

I valori limite del biossido di azoto nell'aria ambiente definiti dalla normativa insieme ai valori di riferimento WHO sono riportati nella Tabella 4.3.1. Sono poi riportate le soglie di valutazione per la classificazione di zone e agglomerati ai fini della valutazione della qualità dell'aria ambiente (Tabella 4.3.2).

Tabella 4.3.1 – NO_2 - Valori limite per la protezione della salute umana ai sensi del D.Lgs.155/2010 e valori di riferimento WHO

Periodo di mediazione	Valore limite D.Lgs.155/2010	Valori di riferimento WHO
1 ora	200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ da non superare più di 18 volte per anno civile	200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ da non superare in un anno civile
Anno civile	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Tabella 4.3.2 - Classificazione di zone e agglomerati ai fini della valutazione della qualità dell'aria ambiente. Soglie di valutazione superiore e inferiore per NO_2 (D. Lgs 155/2010 e s.m.i. art. 4, comma 1, art. 6 comma 1 e art. 19 comma 3 - Allegato II)

	Media di 1 ora	Media annuale
Soglia di valutazione superiore¹	70% del valore limite orario (140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ da non superare più di 18 volte per anno civile)	80% del valore limite annuale (32 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Soglia di valutazione inferiore²	50% del valore limite orario (100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ da non superare più di 18 volte per anno civile)	65% del valore limite annuale (26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

¹soglia di valutazione superiore: livello al di sotto del quale le misurazioni in siti fissi possono essere combinate con misurazioni indicative o tecniche di modellizzazione;

²soglia di valutazione inferiore: livello al di sotto del quale è previsto, anche in via esclusiva, l'utilizzo di tecniche di modellizzazione o di stima obiettiva.

4.4. NO₂ - Stato e trend delle concentrazioni

Le stazioni di monitoraggio che hanno misurato e comunicato dati di NO₂ sono 626 nel 2017. Di queste, 581 (93%) hanno copertura temporale minima del 90% (al netto delle perdite di dati dovute alla taratura periodica o alla manutenzione ordinaria). Tutte le Regioni sono rappresentate. La classificazione delle stazioni di monitoraggio di NO₂ secondo i criteri di ubicazione su macroscale previsti dalla normativa è rappresentata in Figura 4.4.1.

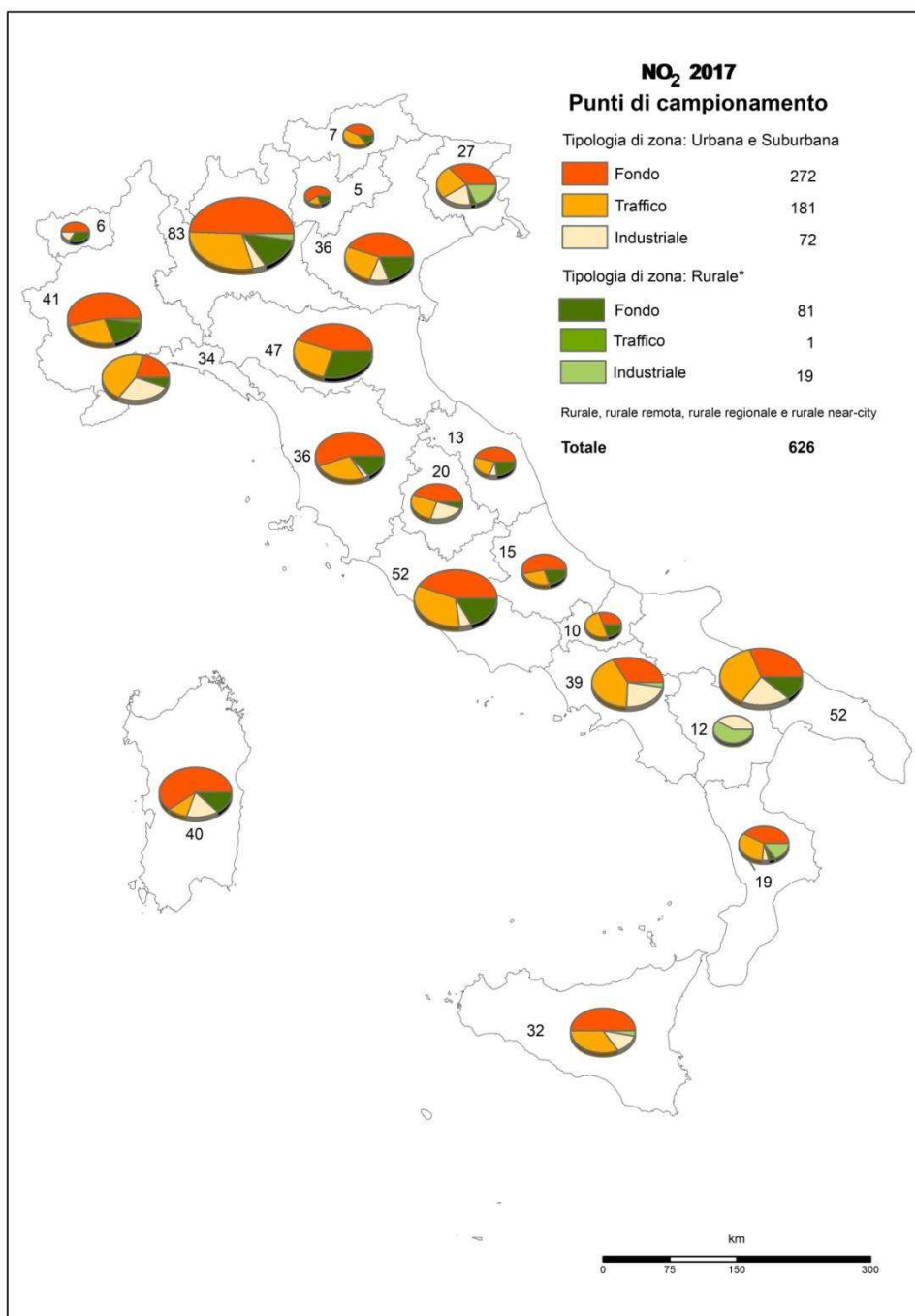


Figura 4.4.1 - NO₂ - Classificazione dei punti di campionamento secondo i criteri di ubicazione su macroscale di cui all'Allegato III, D.Lgs.155/2010 (2017).

Il valore limite orario è largamente rispettato e solo 2 stazioni hanno registrato superamenti della soglia di $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, come media oraria, per più di 18 volte (Figura 4.4.2). Il valore di riferimento WHO, che non prevede superamenti dei $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, è stato superato in 30 stazioni (pari al 5% delle stazioni con copertura temporale sufficiente).

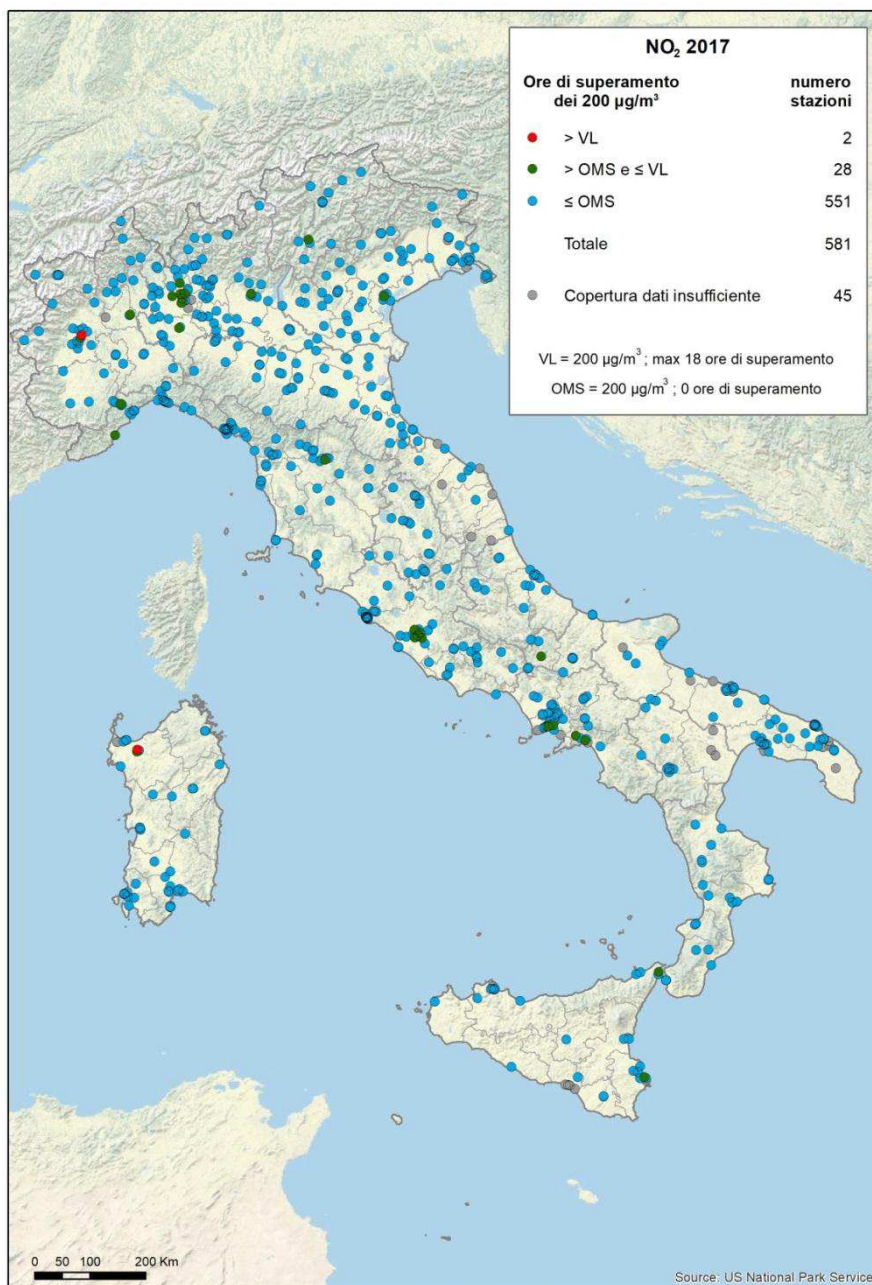


Figura 4.4.2 - NO₂. Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore limite orario per la protezione della salute (2017).

La stazione CENS13 nel comune di Sassari non fa parte del programma di valutazione, pertanto non è utilizzata ai fini della valutazione della qualità dell'aria e non concorre a determinare il superamento dei valori limite nella zona.

Il valore limite annuale paria a $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ come media annua, che coincide con il valore di riferimento WHO per gli effetti a lungo termine sulla salute umana, è stato superato in 61 stazioni (10%) (Figura 4.4.3).

La quasi totalità dei superamenti sono stati registrati in stazioni orientate al traffico, localizzate in importanti aree urbane.



Figura 4.4.3 - NO₂. Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore limite annuale per la protezione della salute (2017).

Nota: La stazione CENS13 nel comune di Sassari non fa parte del programma di valutazione, pertanto non è utilizzata ai fini della valutazione della qualità dell'aria e non concorre a determinare il superamento dei valori limite nella zona.

I superamenti del valore limite annuale hanno interessato 24 zone su 81 distribuite in 10 Regioni e 2 Province Autonome (Figura 4.4.4).

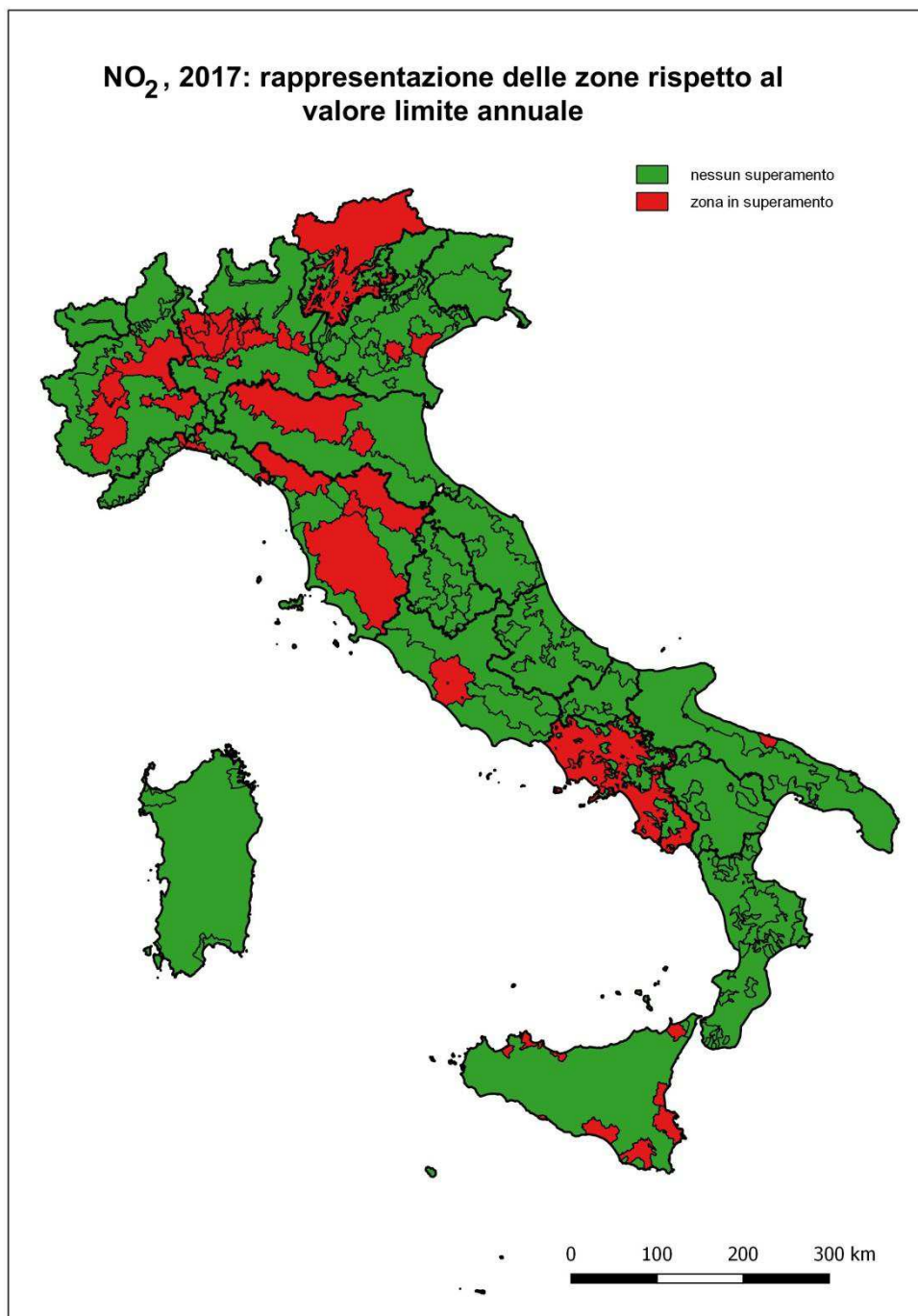


Figura 4.4.4 - NO₂ - Rappresentazione delle zone rispetto al valore limite annuale (2017).

Nota: questa mappa non è una rappresentazione della variabilità spaziale dell'inquinamento atmosferico. Se si è verificato nell'anno in esame un superamento del valore limite in almeno una delle stazioni facenti parte del programma di valutazione della zona, o questo è stato individuato anche mediante l'uso di modelli, misure indicative o stime obiettive, l'intera zona è evidenziata in rosso. L'effettiva area di superamento (area, ricadente all'interno di una zona o di un agglomerato, nella quale è stato valutato il superamento di un valore limite o di un valore obiettivo), che può essere individuata sulla base della rappresentatività delle misurazioni in siti fissi o indicative o sulla base delle tecniche di modellizzazione dalle Regioni e PP/AA in fase di valutazione della qualità dell'aria, anche al fine di programmare gli interventi di risanamento, non è riportata.

Nella figura 4.4.5 è riportata la distribuzione delle concentrazioni medie annuali determinate nel periodo studiato. Si può osservare qualitativamente la riduzione complessiva dei livelli medi annuali, e una tendenza alla riduzione della variabilità spaziale, che è indicata dalla distanza interquartile, e dalla distanza tra l'estremo superiore e inferiore della distribuzione che tendono a ridursi negli anni.

L'andamento generale, rappresentato dalla media delle medie annuali, distinto per tipo di stazione è riportato in figura 4.4.6. Come nel caso del PM_{10} , non sembrano emergere tendenze diverse per tipo di stazione, l'andamento generale delle stazioni di fondo urbano e suburbano segue in modo fedele il profilo dell'andamento delle stazioni di traffico urbano e suburbano.

L'analisi statistica condotta con il metodo di Mann-Kendall corretto per la stagionalità, i cui risultati sono riportati sinteticamente in Tabella 4.4.1, ha permesso di evidenziare un trend decrescente statisticamente significativo nel 79% dei casi (195 stazioni di monitoraggio su 246; variazione annuale media stimata: $-1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$ [$-4,5 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y} \div -0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$]). Un trend crescente statisticamente significativo è stato individuato nel 5% dei casi (12 stazioni di monitoraggio su 246; variazione annuale media stimata: $+0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$ [$+0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y} \div +1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{y}$]). Nel restante 16% dei casi (39 stazioni di monitoraggio su 246) non è stato possibile escludere l'ipotesi nulla (assenza di trend) per il dato livello di confidenza (95%).

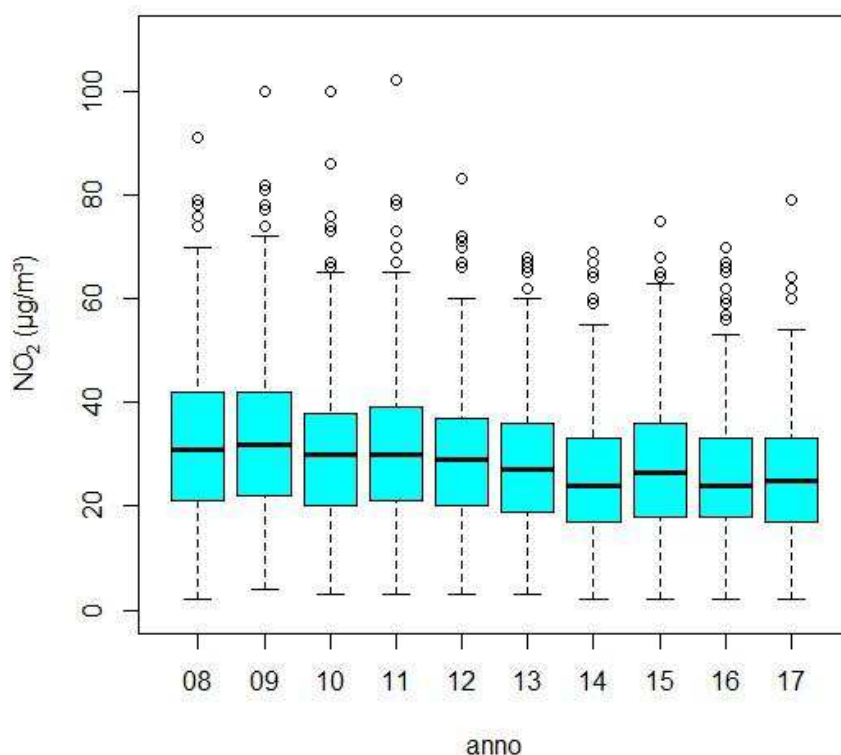


Figura 4.4.5 – NO_2 , 2008 – 2017. Media annua - statistiche descrittive calcolate su una selezione di 246 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale.

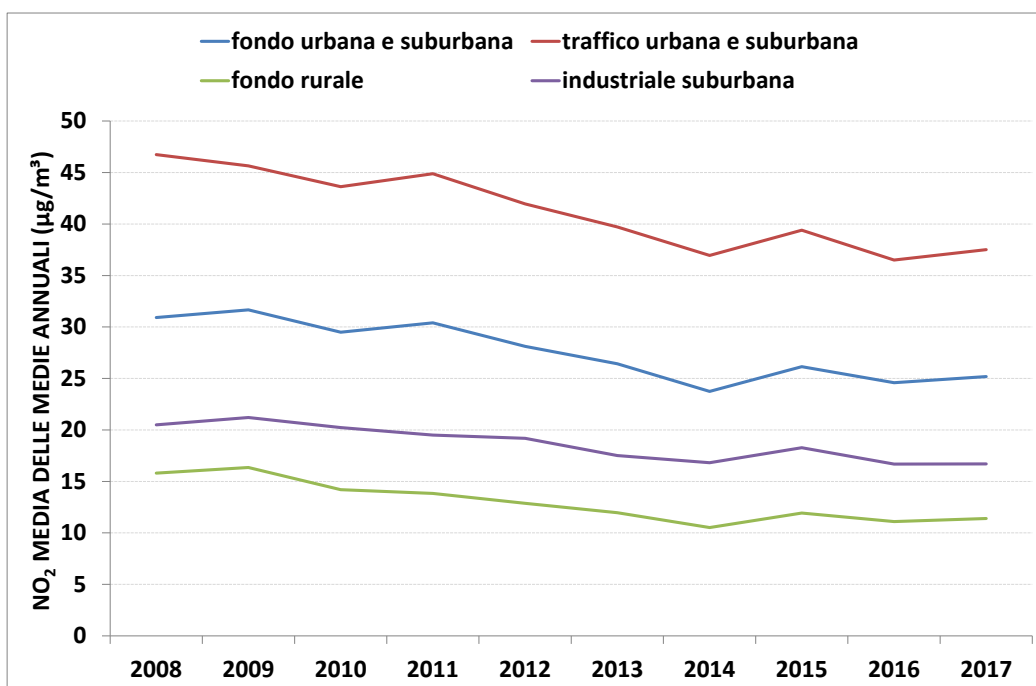


Figura 4.4.6 – NO₂, 2008 – 2017. Andamento della media delle medie annuali calcolata su un campione di 246 stazioni, per tipo di stazione.

Tabella 4.4.1 - sintesi dei risultati dell'analisi del trend (2008 – 2017) con il test di Kendall corretto per la stagionalità delle concentrazioni di NO₂ in Italia su una selezione di 246 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale.

NO ₂	Trend decrescente (p≤0,05)		Trend crescente (p≤0,05)		Trend non significativo (p>0,05)
	n	Δ _y (µg m ⁻³ y ⁻¹)	n	Δ _y (µg m ⁻³ y ⁻¹)	n
2008 – 2017 (246 stazioni)	195	-1,0 [-4,5 ÷ -0,1]	12	0,5 [0,1 ÷ 1,1]	39

Legenda:

p≤ 0,05: il trend osservato è statisticamente significativo

p>0,05: non può essere esclusa l'ipotesi nulla (assenza di trend)

Δ_y: variazione media annuale stimata sulla base dei risultati del test di Kendall corretto per la stagionalità

Si osserva una riduzione media annuale sulla porzione di campione considerato per il quale è stato individuato un trend decrescente statisticamente significativo (195 casi su 246) del 3,1% (-0,9% ÷ -9,0%), corrispondente a una riduzione media in termini di concentrazione di 1,0 µg/m³ (0,1 ÷ 4,5 µg/m³) indicativa dell'esistenza di una tendenza di fondo alla riduzione delle concentrazioni di NO₂ in Italia.

Nella figura 4.4.7 sono riportati su mappa i risultati dell'analisi dei trend per ciascuna stazione di monitoraggio considerata.

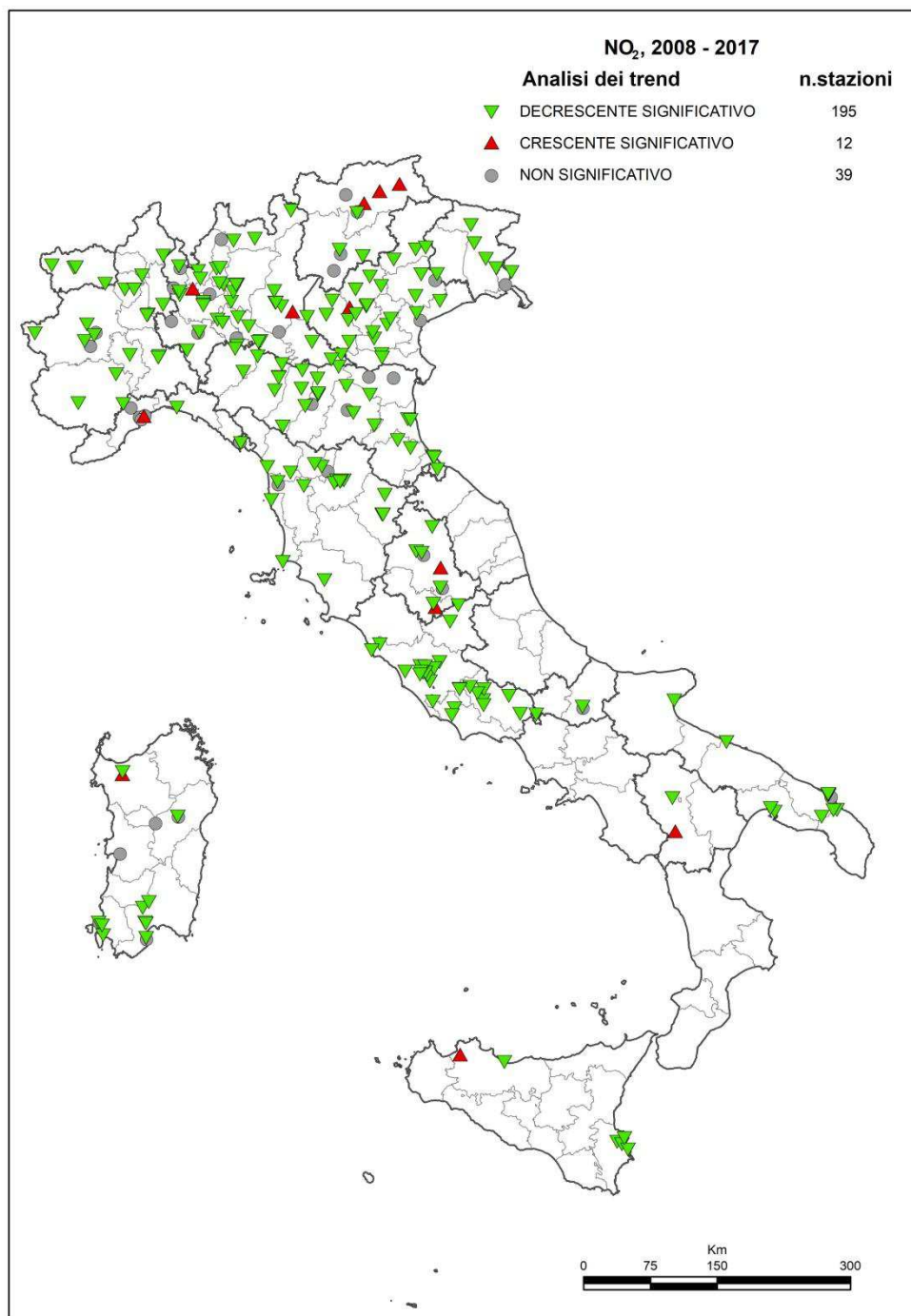


Figura 4.4.7 – NO₂, 2008 – 2017. Risultati dell'analisi del trend con il test di Kendall corretto per la stagionalità. Distribuzione sul territorio delle stazioni analizzate.

5. OZONO

5.1. Caratteristiche chimico-fisiche

L'ozono (O_3) è un gas costituito da tre atomi di ossigeno, forte agente ossidante, dotato chimicamente di un'alta reattività legata alla particolare conformazione molecolare, caratterizzata da spiccata instabilità.

Le concentrazioni medie giornaliere a livello troposferico, variano da poche unità di parti per miliardo (ppb) fino a superare in alcune zone nel periodo estivo 100 ppb. Si stima che le concentrazioni medie in zone rurali in Europa siano raddoppiate rispetto all'epoca pre-industriale (EC, 1999a).

L'accumulo di O_3 nella troposfera in un dato intervallo di tempo, fenomeno denominato "smog fotochimico", caratterizzato da un incremento rilevante dei livelli di ozono, dipende in modo complesso dal contemporaneo verificarsi di una serie di condizioni:

- l'emissione di inquinanti primari (cioè direttamente emessi dalle fonti) in una data zona, in particolare l'emissione di specie chimiche dotate di particolare reattività quali il monossido di azoto (NO) e i composti organici volatili (COV). Tra questi, quelli insaturi (COV contenenti almeno un doppio legame) sono i più reattivi a fini della formazione dell'ozono; tuttavia anche COV scarsamente reattivi come il metano, ma la cui concentrazione in aria ha subito un notevole aumento a livello globale negli ultimi 100 anni, determinano un contributo rilevante all'aumento delle concentrazioni medie di ozono nelle zone rurali e sulla superficie degli oceani;
- l'esistenza delle condizioni necessarie per il trasporto di tali sostanze e per la persistenza delle stesse in atmosfera per il tempo necessario affinché le reazioni chimiche che costituiscono il ciclo di formazione dell'ozono possano procedere;
- l'entità della radiazione solare, dal momento che diversi stadi intermedi di reazione necessitano della radiazione nel campo dell'UV per procedere;
- il verificarsi delle condizioni per cui la maggior parte dell'NO emesso dalle fonti primarie sia stato ossidato ad NO_2 per effetto delle reazioni chimiche cui partecipano i COV.

Non è possibile individuare una relazione di tipo lineare tra produzione dei precursori e concentrazione di ozono nella troposfera. Questa complessità, determinata dall'esistenza di un "ciclo" dell'ozono, si riflette sulla distribuzione spaziale e temporale dei livelli di ozono. A livello spaziale le concentrazioni di O_3 salgono più facilmente a distanza dalle sorgenti dei precursori essendo favorite quelle zone dove le concentrazioni di questi ultimi siano sostenute da un apporto costante, ma dove gli stessi non hanno modo di accumularsi (divenendo essi stessi responsabili del consumo dell' O_3). A livello temporale le concentrazioni di O_3 seguono abbastanza bene il profilo dell'intensità della radiazione solare (tendendo quindi ad aumentare nelle ore di massima insolazione e a diminuire nella notte).

La complessità dei meccanismi di formazione-deplezione in gioco e il ruolo dei fattori climatici rende arduo apprezzare gli effetti delle misure intraprese per limitare le emissioni dei precursori, sui livelli di ozono misurati al suolo.

Non c'è dubbio tuttavia che al fine di ridurre gli effetti sulla salute e sull'ecosistema determinati da elevati livelli di O_3 nell'aria troposferica, occorra agire sulle fonti dei precursori sui quali l'uomo può esercitare un controllo. In questo senso le fonti dei precursori più rilevanti sono le emissioni da trasporto su strada, la produzione e l'utilizzo di solventi organici o di preparati che li contengano, i processi di combustione nella produzione di energia e nell'industria (con riferimento in particolare alle emissioni di monossido di azoto). A livello internazionale la comunità scientifica concorda generalmente sul fatto che il fenomeno dell'inquinamento da O_3 , in considerazione della peculiarità dei fenomeni che lo determinano, abbia una rilevanza per lo meno regionale.

Altri elementi di incertezza nella valutazione dell'esposizione della popolazione sono legati alla relazione tra esposizione outdoor e indoor. In generale diversi studi hanno evidenziato che i dati determinati all'aperto sono maggiormente rappresentativi dell'esposizione reale della popolazione in quei contesti dove la percentuale di tempo spesa all'esterno è maggiore (Weschler, 2006); tale abitudine è tuttavia poco aderente alla realtà della maggior parte della popolazione occidentale e in particolare di quella dei paesi del centro e del nord Europa. I dati disponibili sono relativi per la gran parte a livelli misurati o stimati all'aperto e non è facile individuare correlazioni significative tra questi livelli e quelli in ambienti chiusi, in ragione dell'elevata reattività dell' O_3 che rapidamente tende a degradarsi a contatto con le superfici.

5.2. Effetti sulla salute

Numerosi studi sono stati condotti con l'obiettivo di evidenziare gli effetti acuti e cronici dell'esposizione ad O₃. Sono stati esplorati gli effetti acuti sul sistema polmonare e sul sistema cardiovascolare attraverso studi epidemiologici sulla morbilità e sulla mortalità della popolazione esposta. Riguardo agli effetti cronici le principali evidenze sono emerse riguardo alla riduzione della funzionalità polmonare, allo sviluppo di arteriosclerosi ed asma e alla riduzione della speranza di vita. Le informazioni sugli effetti sulla salute sono state raccolte ed organizzate in maniera sintetica nelle linee guida sulla qualità dell'aria dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (WHO, 2006; WHO, 2000). Sulla base di tali informazioni la WHO individua diversi livelli, basati sullo stesso indicatore di esposizione, il valore medio massimo giornaliero su otto ore calcolato sulla base delle medie consecutive di otto ore (Tabella 5.2.1).

Le linee guida e i valori obiettivo possono essere utilizzati al fine di stimare, con gli strumenti propri dell'epidemiologia ambientale, gli effetti sanitari attribuibili all'esposizione a breve-medio termine all'ozono. La WHO ritiene che le evidenze relative agli effetti cronici legati all'esposizione a lungo termine all'ozono non siano sufficienti per raccomandare linee guida riferite a un valore medio su base annua.

Tabella 5.2.1 - Linee guida WHO per l'esposizione ad ozono

	Media massima di otto ore	effetti
High level	240 µg/m ³	Effetti significativi sulla salute rilevanti per una significativa porzione di popolazione esposta
WHO interim target 1	160 µg/m ³	Effetti importanti sulla salute; il rispetto di tale livello non è sufficiente a garantire una adeguata protezione della salute pubblica
WHO air quality guideline	100 µg/m ³	Livello al di sotto del quale è prevedibile un'adeguata protezione della salute pubblica sebbene effetti avversi per la salute non possono essere del tutto esclusi (non è possibile individuare con certezza una soglia di non effetto)

Fonte: adattata da Air quality guidelines - globale update. WHO, 2006.

Nel caso dell'ozono è stato proposto un indicatore diverso rispetto a quelli riportati sopra, sebbene anch'esso si basi fondamentalmente sul calcolo della media mobile trascinata su otto ore (UNECE 2004; Amann et al, 2005).

Tale indicatore è chiamato SOMO35 (*sum of means over 35*), sommatoria delle differenze tra la media massima su otto ore giornaliera e il valore di 35 ppb (70µg/m³), escludendo le differenze inferiori o uguali a zero, diviso per il numero di giorni validi, ovvero il numero di giorni per i quali risulta disponibile una media mobile massima di otto ore. Nell'applicazione effettuata durante il programma Clean air for Europe (CAFE) l'indicatore era usato come indicatore cumulativo degli eccessi oltre il valore di 35 ppb (70 µg/m³), ovvero veniva calcolato semplicemente come sommatoria delle medie massime di otto ore senza dividere per il numero di giorni. Il SOMO35 è ottenuto a partire dalle medie orarie delle concentrazioni di ozono misurate presso postazioni fisse quali quelle presenti sul territorio nazionale e utilizzate ai sensi della normativa vigente per la valutazione della qualità dell'aria.

Le ragioni per la scelta di tale indicatore si basano essenzialmente su alcune considerazioni. Le attuali conoscenze scientifiche non permettono di estrapolare un livello di soglia al di sotto del quale l'O₃ non abbia con certezza effetti sulla mortalità della popolazione esposta. Tuttavia al diminuire della concentrazione dell'O₃ aumenta l'incertezza associata alla curva dose-risposta. Inoltre al diminuire della concentrazione dell'O₃ diventa più incerta anche la confidenza sulle stime prodotte dai modelli di dispersione spaziale attualmente disponibili. Infine a bassi livelli di concentrazione il ruolo delle fonti naturali (tra queste le più note sono l'immissione di ozono nella troposfera dalla stratosfera in particolari condizioni meteorologiche e l'emissione di precursori dell'ozono da fonti biogeniche) diventa rilevante e difficilmente estrapolabile il contributo antropico alle concentrazioni misurate.

L'uso di un tale indicatore quindi appare giustificato da ragioni pratiche sebbene coloro che lo hanno proposto e anche coloro che lo hanno usato siano consapevoli che gli effetti sulla salute dell'ozono con tale approccio probabilmente risulteranno sottostimati.

Tenendo conto delle incertezze associate quindi è stato proposto anche un approccio simile ma senza soglia, ovvero un indicatore analogo al SOMO35 ma che non prevede l'utilizzo soltanto delle medie mobili su otto ore superiori a 35 ppb, ma l'utilizzo di tutte le medie mobili disponibili (SOMO0).

5.3. Legislazione

I valori soglia di informazione e di allarme e i valori obiettivo a lungo termine per la protezione della salute umana e della vegetazione dell'ozono nell'aria ambiente ai sensi del D.Lgs. 155/2010 sono riportati nella Tabella 5.3.2.

Tabella 5.3.2 - O₃: Soglia di informazione, soglia di allarme, obiettivo a lungo termine per la protezione della salute umana e per la protezione della vegetazione ai sensi del D.Lgs. 155/2010

	Valore	Periodo di mediazione	Data entro la quale deve essere raggiunto il valore obiettivo
Soglia di informazione	180 µg/m ³	1 ora	-
Soglia di allarme	240 µg/m ³	1 ora	-
Valore obiettivo per la protezione della salute umana	120 µg/m ³ da non superare più di 25 volte per anno civile come media su tre anni	Media massima giornaliera calcolata su 8 ore (media su tre anni)	01/01/2010
Obiettivo a lungo termine per la protezione della salute umana (OLT)	120 µg/m ³	Media massima giornaliera calcolata su 8 ore	Non definito
Valore obiettivo per la protezione della vegetazione	18.000 µg/m ³ *h come media su 5 anni	1 ora cumulativa da maggio a luglio (media su 5 anni)	01/01/2010
Obiettivo a lungo termine per la protezione della vegetazione (AOT40v)	6.000 µg/m ³ *h	1 ora cumulativa da maggio a luglio	Non definito

5.4. O₃ - Stato e trend delle concentrazioni

Nel 2017, le stazioni di monitoraggio che hanno misurato e comunicato dati di O₃ sono 347. Le serie di dati con copertura temporale sufficiente per la verifica dei valori soglia e dell'obiettivo a lungo termine per la protezione della salute umana sono il 95% (331 su 347).

La classificazione delle stazioni di monitoraggio di O₃ secondi i criteri di ubicazione su macroscala previsti dalla normativa è rappresentata in Figura 5.4.1.

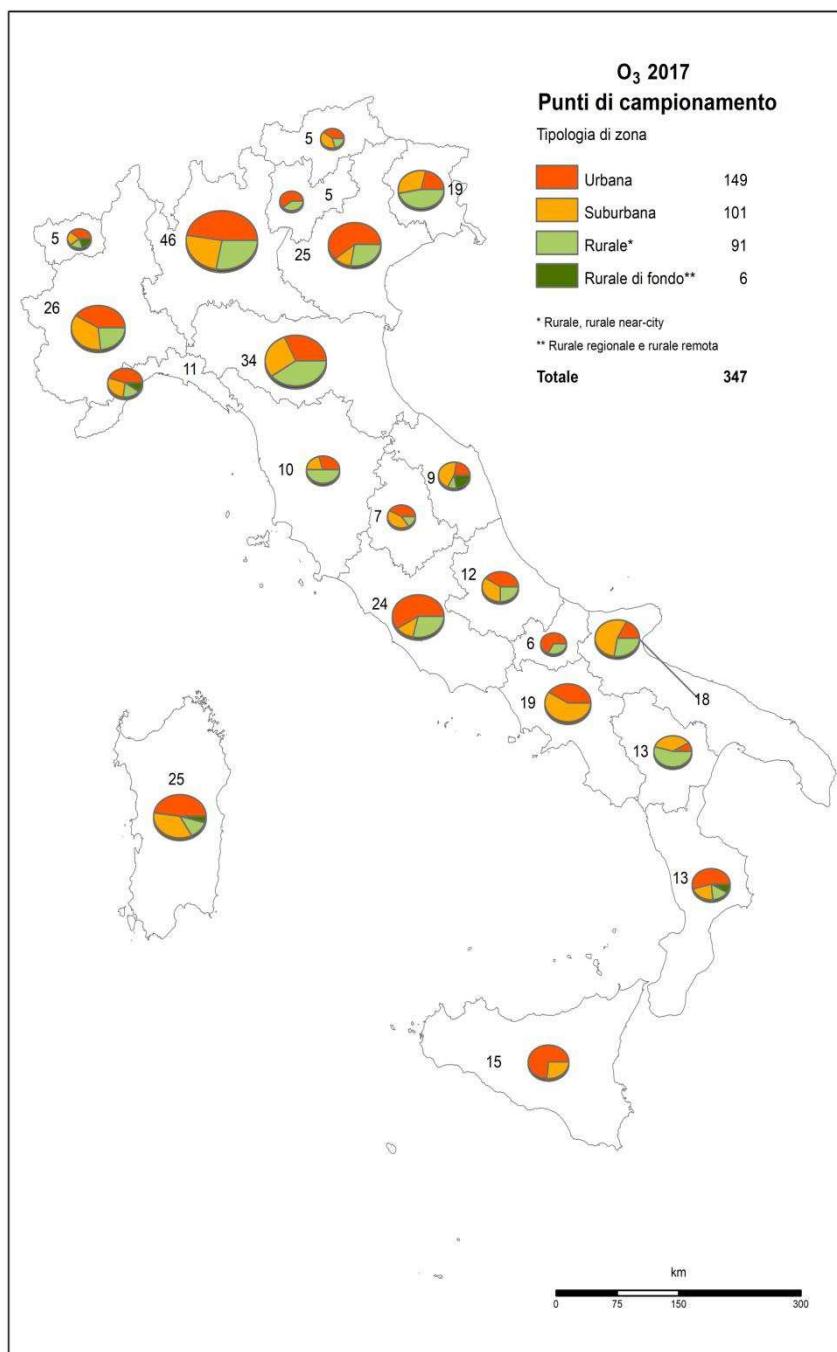


Figura 5.4.1 - O₃. Classificazione dei punti di campionamento secondo i criteri di ubicazione su macroscala di cui all'Allegato VIII, D.Lgs.155/2010 (2017).

Nel 2017 l'obiettivo a lungo termine per la protezione della salute umana (OLT) è stato superato in 301 stazioni su 331 pari al 91% delle stazioni con copertura temporale sufficiente; l'OLT è stato superato per più di 25 giorni in 222 stazioni (67%, Figura 5.4.2). Le 30 stazioni in cui non sono stati registrati superamenti dell'OLT sono localizzate in siti urbani e suburbani.

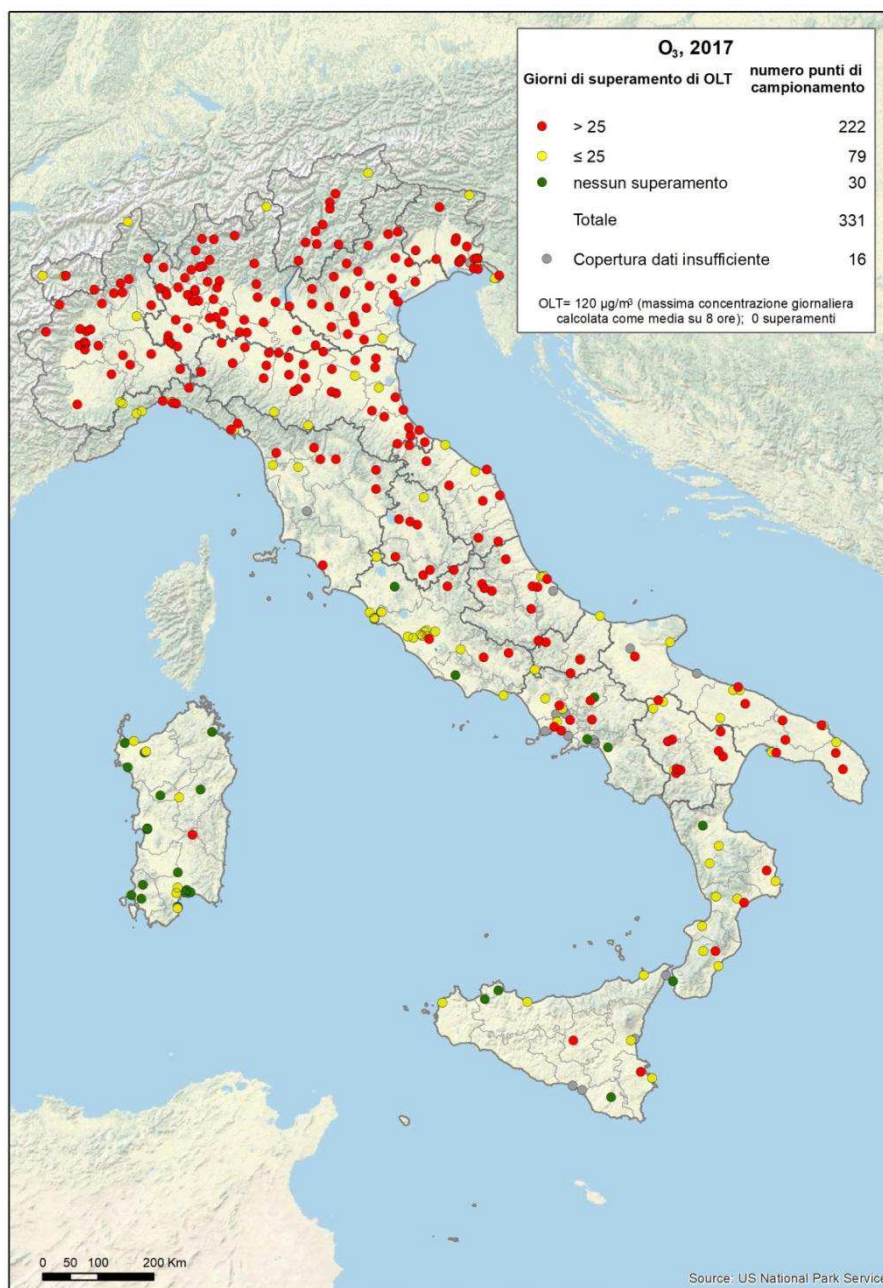


Figura 5.4.2 - O₃. Stazioni di monitoraggio e superamenti dell'obiettivo a lungo termine per la protezione della salute (2017).

L'intero territorio nazionale è suddiviso in zone e agglomerati ai fini della valutazione della qualità dell'aria ambiente ai sensi del D.Lgs. 155/2010. Contrariamente a quanto previsto per gli altri inquinanti, per l'ozono le zone non sono classificate rispetto a determinate soglie. Tuttavia viene indicato se nei cinque anni precedenti ci siano stati superamenti dell'obiettivo a lungo termine, poiché in caso contrario, il numero delle stazioni di misurazione dell'ozono può essere ridotto secondo i criteri di cui all'allegato IX, punto 4 del D.Lgs. 155/2010. Nel 2017 i superamenti dell'obiettivo a lungo termine per la protezione della salute umana (OLT) hanno interessato 61 zone su 64 (Figura 5.4.3).

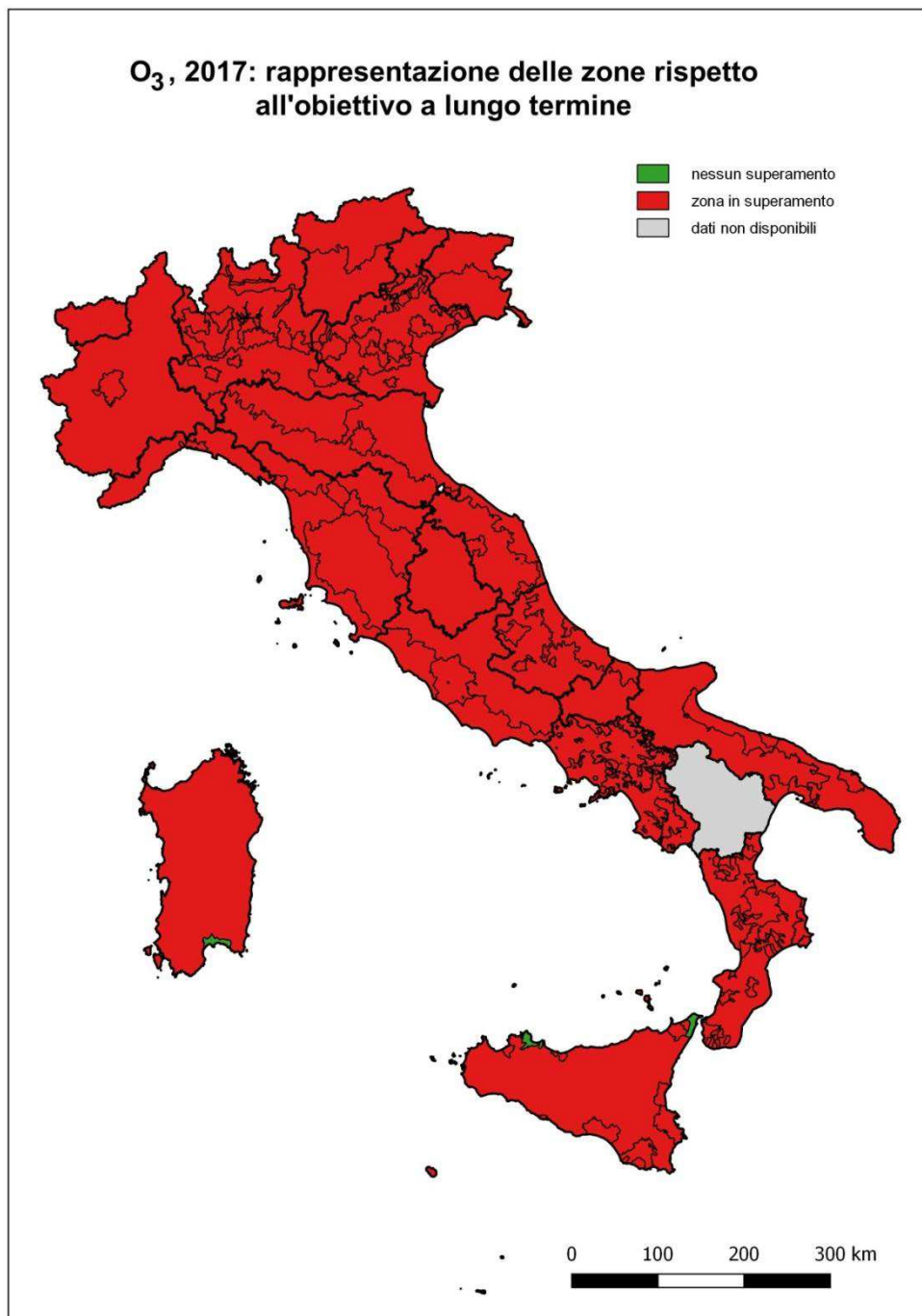


Figura 5.4.3 – O₃. Rappresentazione delle zone rispetto all'obiettivo a lungo termine per la protezione della salute umana (2017)

Nota: questa mappa non è una rappresentazione della variabilità spaziale dell'inquinamento atmosferico. Se si è verificato nell'anno in esame un superamento del valore limite in almeno una delle stazioni facenti parte del programma di valutazione della zona, o questo è stato individuato anche mediante l'uso di modelli, misure indicative o stime obiettive, l'intera zona è evidenziata in rosso. L'effettiva area di superamento (area, ricadente all'interno di una zona o di un agglomerato, nella quale è stato valutato il superamento di un valore limite o di un valore obiettivo), che può essere individuata sulla base della rappresentatività delle misurazioni in siti fissi o indicative o sulla base delle tecniche di modellizzazione dalle Regioni e PP/AA in fase di valutazione della qualità dell'aria, anche al fine di programmare gli interventi di risanamento, non è riportata.

Al momento di chiudere questo documento erano ancora in corso le attività di aggiornamento delle informazioni sulla zonizzazione e classificazione per l'ozono da parte della Regione Basilicata.

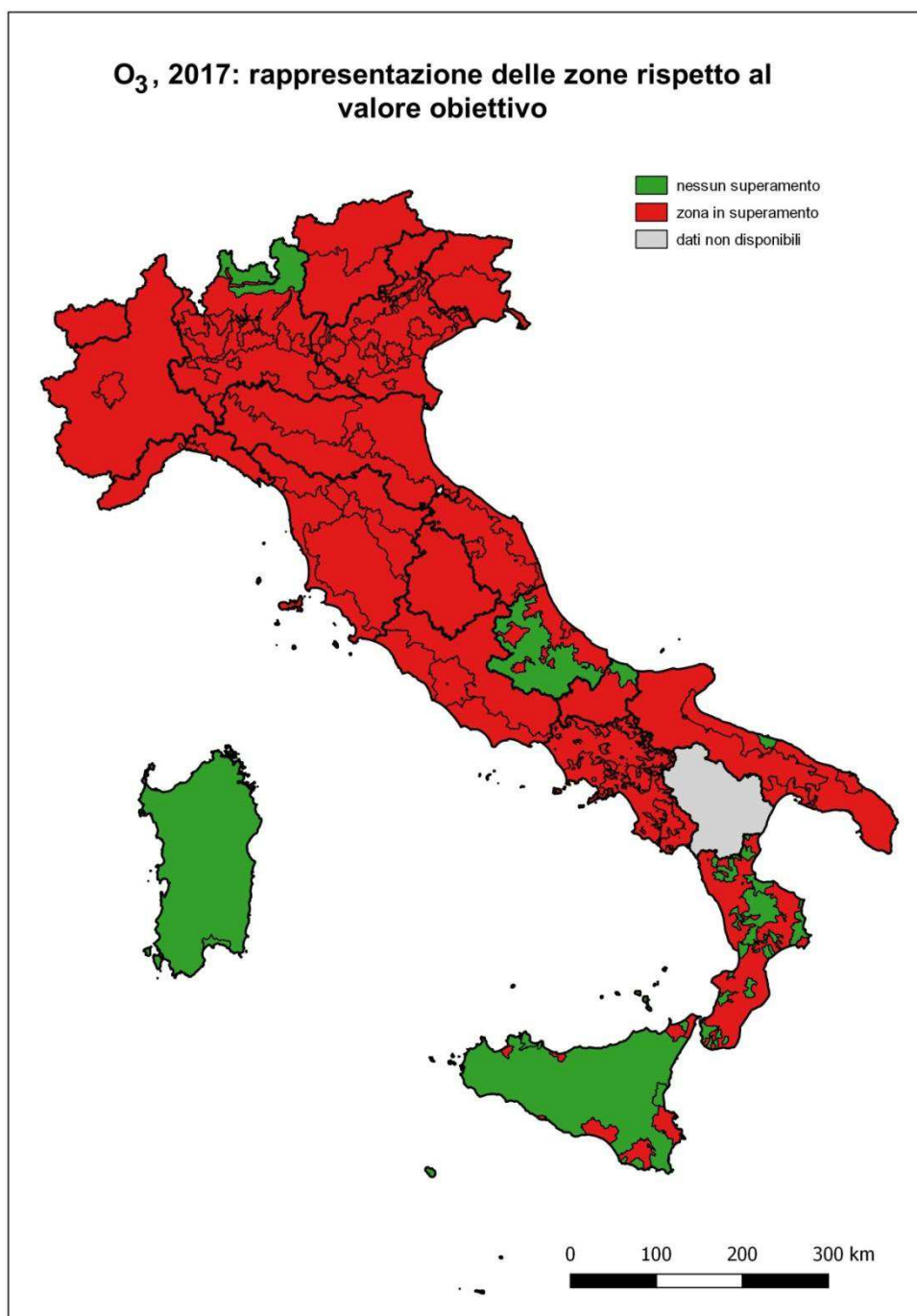


Figura 5.4.4 – O₃. Rappresentazione delle zone rispetto al valore obiettivo per la protezione della salute umana calcolato sul triennio 2015- 2017.

Nota: questa mappa non è una rappresentazione della variabilità spaziale dell'inquinamento atmosferico. Se si è verificato nell'anno in esame un superamento del valore limite in almeno una delle stazioni facenti parte del programma di valutazione della zona, o questo è stato individuato anche mediante l'uso di modelli, misure indicative o stime obiettive, l'intera zona è evidenziata in rosso. L'effettiva area di superamento (area, ricadente all'interno di una zona o di un agglomerato, nella quale è stato valutato il superamento di un valore limite o di un valore obiettivo), che può essere individuata sulla base della rappresentatività delle misurazioni in siti fissi o indicative o sulla base delle tecniche di modellizzazione dalle Regioni e PP/AA in fase di valutazione della qualità dell'aria, anche al fine di programmare gli interventi di risanamento, non è riportata.

Al momento di chiudere questo documento erano ancora in corso le attività di aggiornamento delle informazioni sulla zonizzazione e classificazione per l'ozono da parte della Regione Basilicata.

Sono descritti nel seguito i risultati dell'analisi dei trend delle concentrazioni di O_3 determinate dal 2008 al 2017 in 116 stazioni di monitoraggio sul territorio nazionale, distribuite in 13 Regioni e 2 Province Autonome. Il campione è omogeneo, ovvero tutte queste stazioni hanno prodotto dati in modo continuo nel decennio, con una copertura annuale pari almeno al 75%.

Nella figura 5.4.5 è riportata la distribuzione dei valori dell'indicatore *SOMOO* determinati dal 2008 al 2017 nelle 116 stazioni di monitoraggio sul territorio nazionale, dalla quale non sembra emergere una tendenza generale.

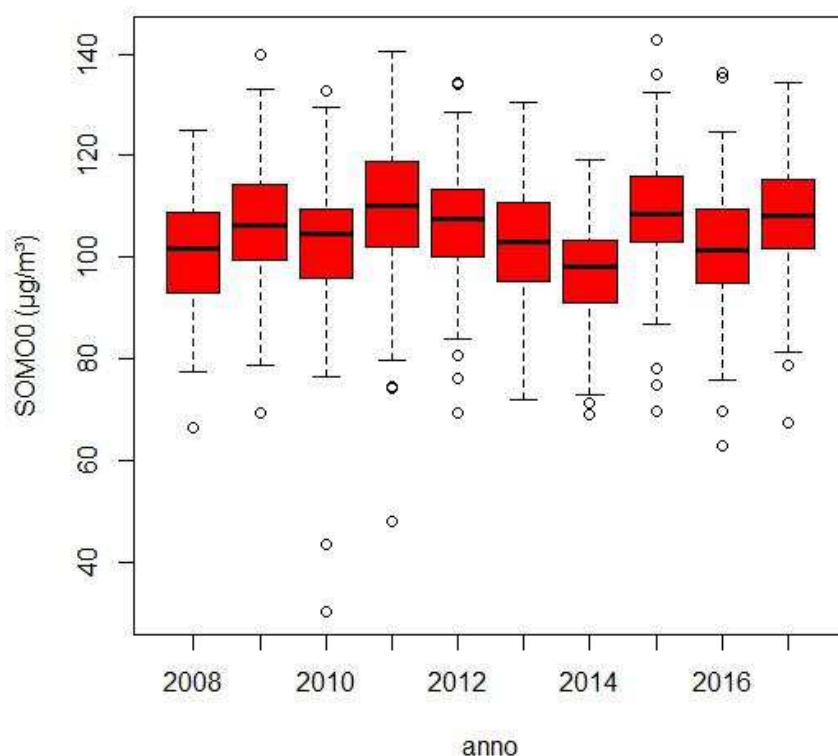


Figura 5.4.5 – Ozono (*SOMOO*), 2008 – 2017. - Statistiche descrittive calcolate su una selezione di 46 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale.

Analogamente, dalla figura 5.4.6, che riporta l'andamento medio del *SOMOO* per tipo di stazione (urbana, suburbana e rurale) non si evince una diversa tendenza in funzione della classificazione della stazione.

I risultati dell'analisi dei trend dell'indicatore *SOMOO* rilevati nel periodo 2008 – 2017 riportati nella tabella 5.4.1 confermano le osservazioni qualitative emerse dall'analisi delle statistiche descrittive.

Infatti dall'analisi statistica condotta con il metodo di Mann-Kendall corretto per la stagionalità, emerge che nella quasi totalità delle stazioni (100 su 116) non è possibile individuare un trend statisticamente significativo; la tendenza di fondo appare sostanzialmente monotona, e le oscillazioni interannuali sono attribuibili alle naturali fluttuazioni della componente stagionale. Non è stato dunque possibile escludere l'ipotesi nulla (assenza di trend) per il dato livello di confidenza (95%).

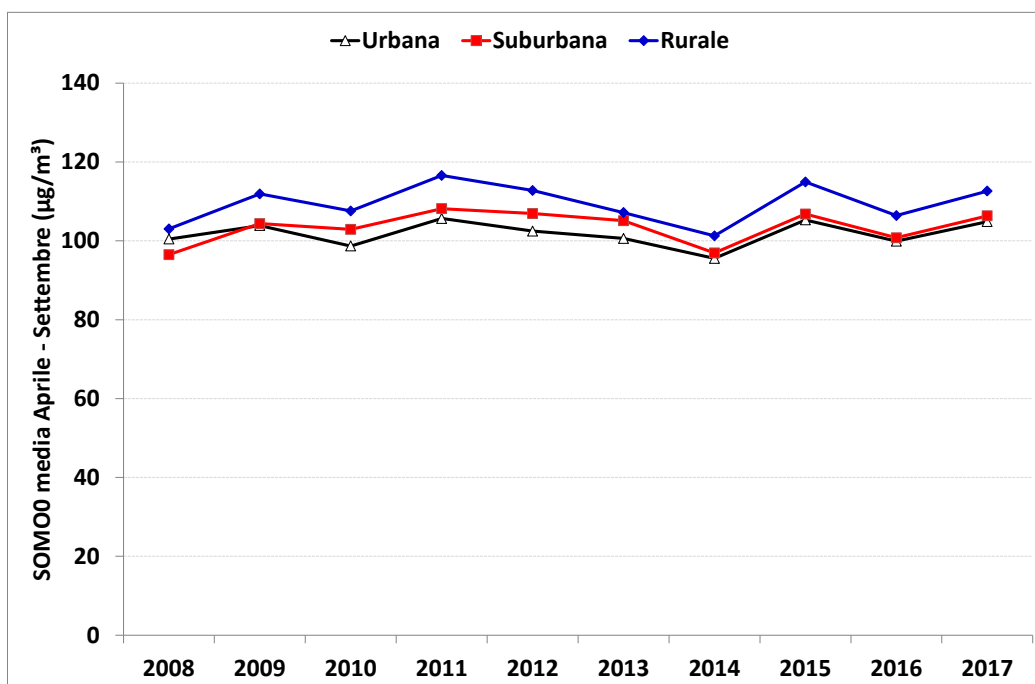


Figura 5.4.6 – O₃, SOMO0, 2008 – 2017. Andamento della media delle medie mobili massime giornaliere di otto ore delle concentrazioni di ozono calcolata su un campione di 116 stazioni, per tipo di stazione.

Legenda: Rurale: stazioni di tipo rurale (30); Suburbana: stazioni di tipo suburbano (28); Urbana; stazioni di tipo urbano (58)

Tabella 5.4.1 - sintesi dei risultati dell'analisi del trend (2008 – 2017) con il test di Kendall corretto per la stagionalità delle concentrazioni di O₃ (SOMO0) in Italia su una selezione di 116 stazioni di monitoraggio distribuite sul territorio nazionale.

O ₃ (SOMO0) ¹	Trend decrescente (p≤0,05)		Trend crescente (p≤0,05)		Trend non significativo (p>0,05)
	n	Δ _y (µg m ⁻³ y ⁻¹)	n	Δ _y (µg m ⁻³ y ⁻¹)	n
2008 – 2017 (116 stazioni)	9	-2,1 [-2,6 ÷ -1,4]	7	2,5 [1,3 ÷ 4,1]	100

Legenda:

SOMO0: media delle medie mobili massime giornaliere di otto ore delle concentrazioni di ozono. L'analisi dei trend è stata effettuata a partire dalle medie mensili dell'indicatore calcolate per il semestre aprile – settembre di ciascun anno.

p≤ 0,05: il trend osservato è statisticamente significativo

p>0,05: non può essere esclusa l'ipotesi nulla (assenza di trend)

Δy: variazione media stimata sulla base dei risultati del test di kendall corretto per la stagionalità.

Nella figura 5.4.7 sono riportati su mappa i risultati dell'analisi dei trend per ciascuna stazione di monitoraggio considerata.

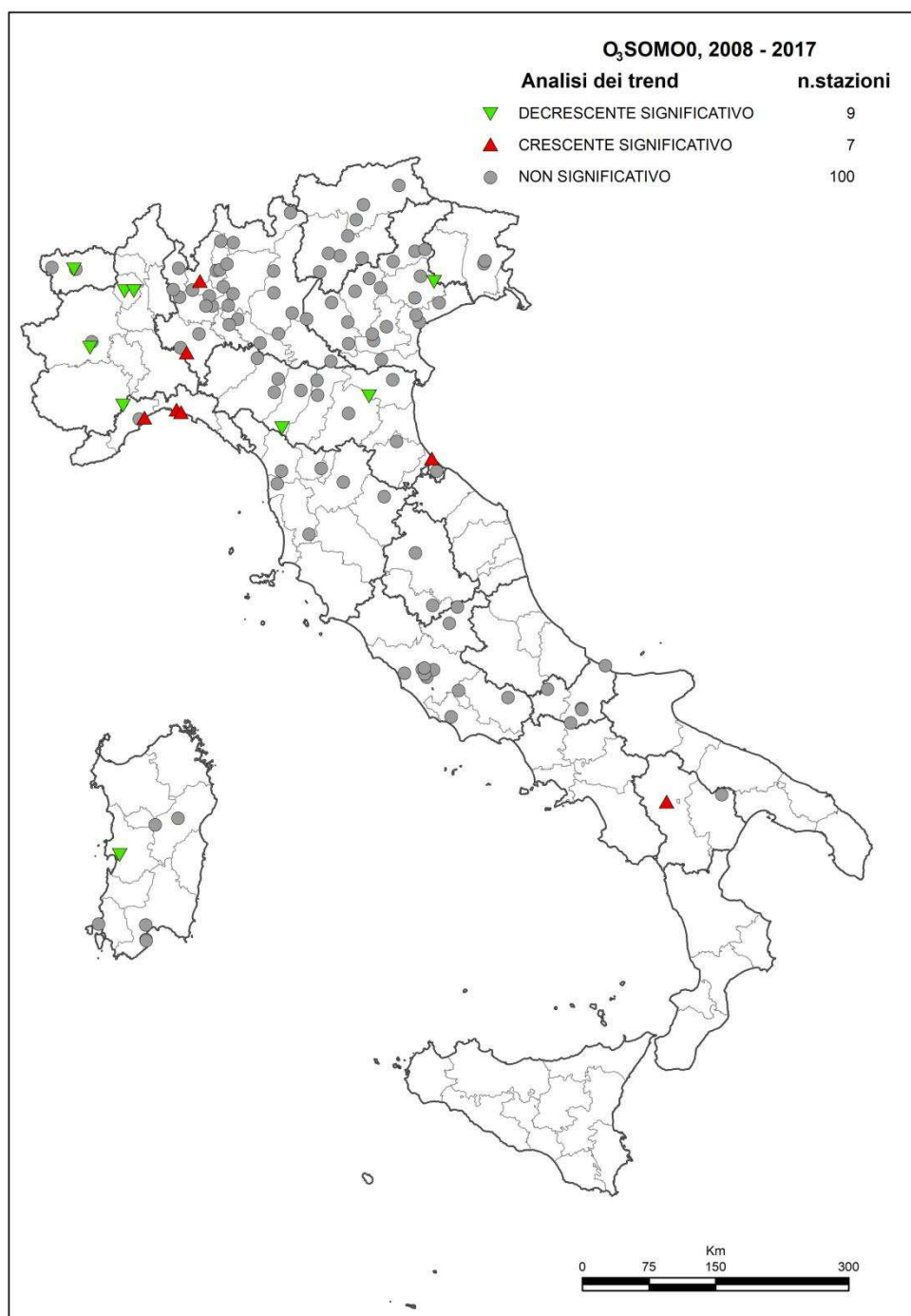


Figura 5.4.7 – O₃ (SOMO0 aprile-settembre), 2008 – 2017. Risultati dell'analisi del trend con il test di Kendall corretto per la stagionalità. Distribuzione sul territorio delle stazioni analizzate.

Non esiste una relazione lineare tra le concentrazioni di ozono nella bassa atmosfera e le emissioni dei precursori. La riduzione delle emissioni di quest'ultimi non corrisponde a una proporzionale riduzione dei livelli di ozono troposferico. Alcune ipotesi sono state proposte, per spiegare il ridotto impatto delle misure di risanamento, rivolte alla riduzione dei precursori dell'ozono troposferico.

Il contributo alla dispersione in aria di VOCNM e NO_x fornito dalle emissioni biogeniche e quello dovuto alla combustione di biomassa volontaria, accidentale e naturale (gli incendi boschivi intensi e frequenti nel periodo estivo ad esempio) potrebbe avere un ruolo importante difficilmente quantificabile (EEA, 2012). Un'altra possibile spiegazione potrebbe essere l'aumento dei livelli di metano aerodisperso, che contribuirebbe a mantenere elevati i livelli di ozono (Duglokencky et al., 2009).

È stato evidenziato recentemente un trend crescente dei livelli di ozono nelle stazioni di monitoraggio europee posizionate in aree urbane in prossimità di importanti arterie stradali. Questo fatto è stato attribuito alla diminuzione delle emissioni di ossidi di azoto che determinerebbe un minore consumo di ozono (de Leeuw, 2012).

6. BENZO(A)PIRENE

6.1. Caratteristiche chimico-fisiche e sorgenti.

La combustione incompleta di materiali organici determina l'emissione in atmosfera di idrocarburi policiclici aromatici (IPA) quasi totalmente adsorbiti sul materiale particolato.

Si stima che nel 2016 in Italia siano state emesse 81,5 tonnellate di IPA e le sorgenti principali sono gli impianti di combustione non industriale (56,6 tonnellate), i processi produttivi nell'industria del ferro e dell'acciaio (9,4 tonnellate) e incenerimento dei rifiuti agricoli all'aperto (6,8 tonnellate).

Sebbene le emissioni stimate da trasporto su strada siano inferiori rispetto a quelle citate (2,0 tonnellate nel 2016) nelle aree urbane ad alta densità di traffico è possibile rilevare livelli di concentrazione elevati dovuti principalmente a tale fonte.

Livelli elevati di IPA sono rilevabili durante la stagione invernale in relazione all'utilizzo generatori di calore (caldaie, stufe, camini e altri apparecchi domestici) alimentati con legna da ardere, carbone di legna e biomasse combustibili (e.g. cippato e pellet). Negli ultimi 15 anni si è verificata una forte penetrazione nel mercato dell'uso di dispositivi alimentati a legna o derivati, sostenuta dalle politiche europee per ridurre gli impatti delle emissioni di sostanze climalteranti, poiché la legna è considerata una fonte rinnovabile, determinata anche dalla competitività economica per l'utente finale rispetto ad altre fonti. Le politiche per il clima sono in questo caso antisinergiche rispetto a quelle per la lotta all'inquinamento atmosferico, con il risultato che le emissioni di IPA per questo settore crescono in Italia del 49% tra il 2005 e il 2016, rappresentando oggi il settore più importante con una quota del 69% sulle emissioni totali (ISPRA, 2018).

6.2. Effetti sulla salute

Gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) sono prodotti nei processi di combustione incompleta di materiali organici e sono emessi in atmosfera quasi totalmente adsorbiti sul materiale particolato. Molti composti sono cancerogeni, anche se l'evidenza di cancerogenicità sull'uomo relativa a singoli IPA è estremamente difficile, poiché in condizioni reali si verifica sempre una esposizione simultanea a miscele complesse di molte decine di IPA. La IARC (IARC, 2012) ha classificato in particolare il benzo(a)pirene (B(a)P), come cancerogeno per l'uomo (categoria 1).

Il B(a)P è ritenuto un buon indicatore di rischio cancerogeno per la classe degli IPA valutati; è stato stimato un rischio incrementale pari a 9 casi di cancro polmonare ogni 100.000 persone esposte per tutta la vita ad una concentrazione media di 1 ng/m³ di B(a)P. La WHO ha quindi raccomandato un valore guida di 1 ng/m³ per la concentrazione media annuale di B(a)P (WHO, 2000).

6.3. Legislazione

Il valore guida raccomandato dalla WHO coincide con il valore obiettivo fissato dal D.Lgs 155/2010 (Tabella 6.3.1). Sono poi riportate le soglie di valutazione per la classificazione di zone e agglomerati ai fini della valutazione della qualità dell'aria ambiente (Tabella 6.3.2).

Tabella 6.3.1 – Benzo(a)pirene- Valore obiettivo ai sensi del D.Lgs.155/2010

Periodo di mediazione	Valore obiettivo ¹ D.Lgs. 155/2010
Anno civile	1,0 ng/m ³

- (1) livello fissato al fine di evitare, prevenire o ridurre effetti nocivi per la salute umana o per l'ambiente nel suo complesso, da conseguire, ove possibile, entro una data prestabilita. Il valore obiettivo è riferito al tenore totale di B(a)P presente nella frazione PM₁₀ del materiale particolato, calcolato come media su un anno civile.

Tabella 6.3.2 – *Classificazione di zone e agglomerati ai fini della valutazione della qualità dell'aria ambiente. Soglie di valutazione superiore e inferiore per il B(a)P (D. Lgs 155/2010 e s.m.i. (art. 4, comma 1, art. 6 comma 1 e art. 19 comma 3 - Allegato II)*

	Media annuale
Soglia di valutazione superiore¹	60% del valore obiettivo (0,6 ng/m ³)
Soglia di valutazione inferiore²	40% del valore obiettivo (0,4 ng/m ³)

¹soglia di valutazione superiore: livello al di sotto del quale le misurazioni in siti fissi o indicative possono essere combinate con tecniche di modellizzazione;

²soglia di valutazione inferiore: livello al di sotto del quale è previsto, anche in via esclusiva, l'utilizzo di tecniche di modellizzazione o di stima obiettiva;

6.4. Stato e trend delle concentrazioni

Le stazioni di monitoraggio che hanno misurato e comunicato dati di B(a)P sono 152 nel 2017. Di queste, 114 (75%) hanno copertura temporale minima del 33% (al netto delle perdite di dati dovute alla taratura periodica o alla manutenzione ordinaria). La classificazione delle stazioni di monitoraggio di B(a)P secondo i criteri di ubicazione su macroscale previsti dalla normativa è rappresentata in Figura 6.4.1.

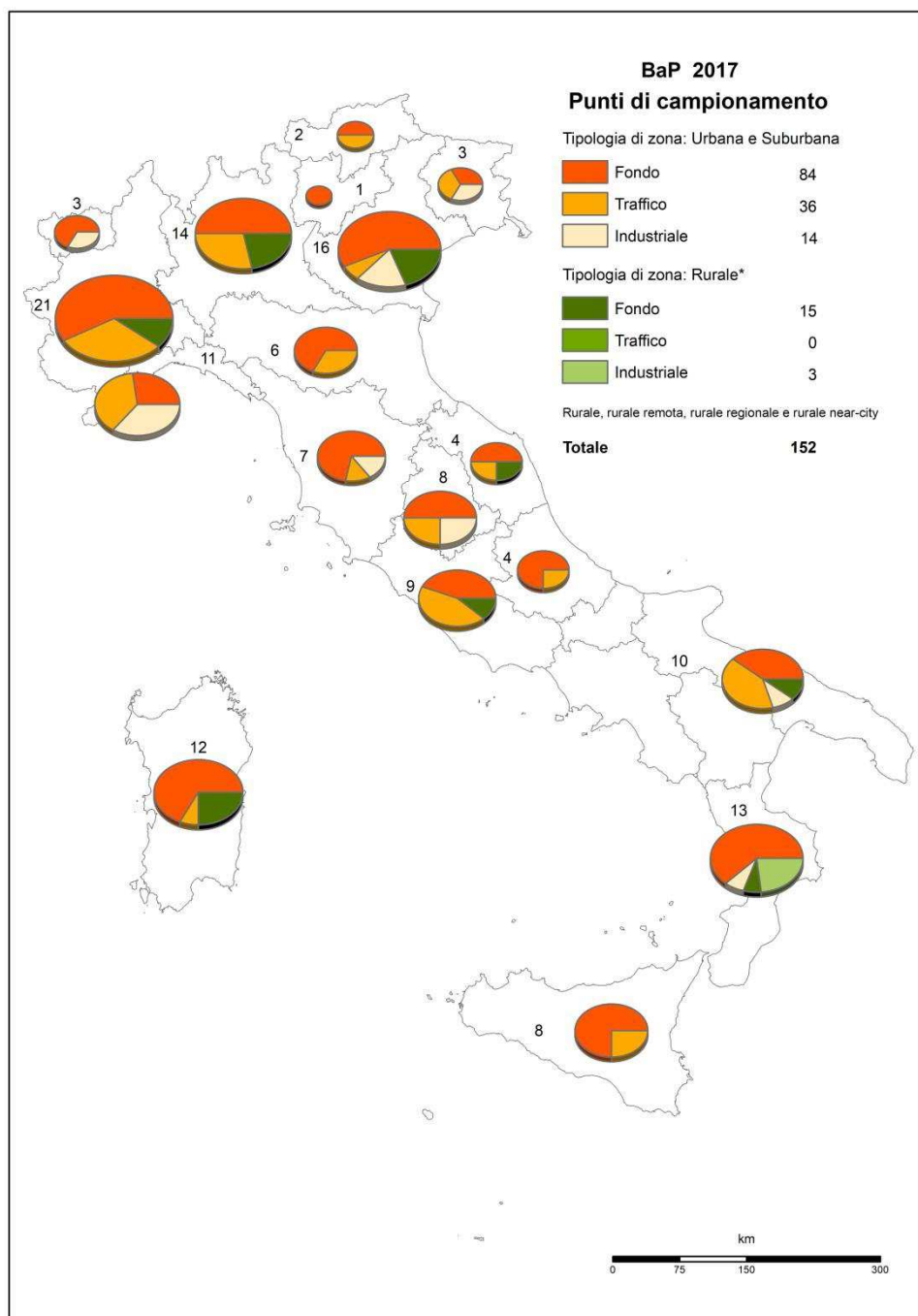


Figura 6.4.1. - B(a)P. Classificazione dei punti di campionamento secondo i criteri di ubicazione su macroscale di cui all'Allegato III, D.Lgs.155/2010 (2017).

Il valore obiettivo ($1,0 \text{ ng/m}^3$), è stato superato in 25 stazioni (22% dei casi). (Figura 6.4.2). I superamenti hanno riguardato prevalentemente le zone (bacino padano e zone pedemontane appenniniche e alpine) dove è maggiore il consumo di biomassa legnosa per il riscaldamento civile e le condizioni meteorologiche invernali favoriscono l'accumulo degli inquinanti.

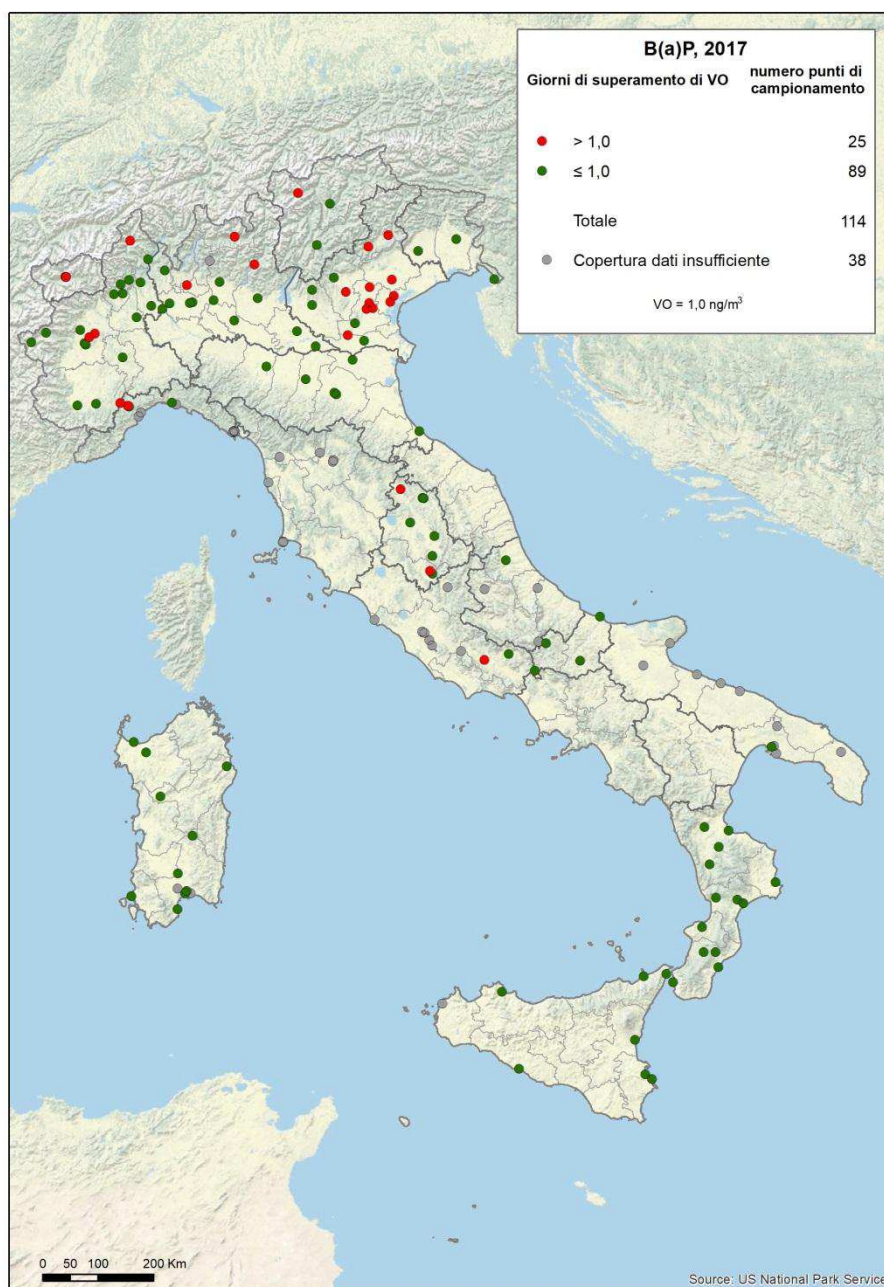


Figura 6.4.2. - *B(a)P* - Stazioni di monitoraggio e superamenti del valore obiettivo per la protezione della salute (2017).

I superamenti del valore obiettivo hanno interessato 19 zone su 75 distribuite in 8 Regioni.

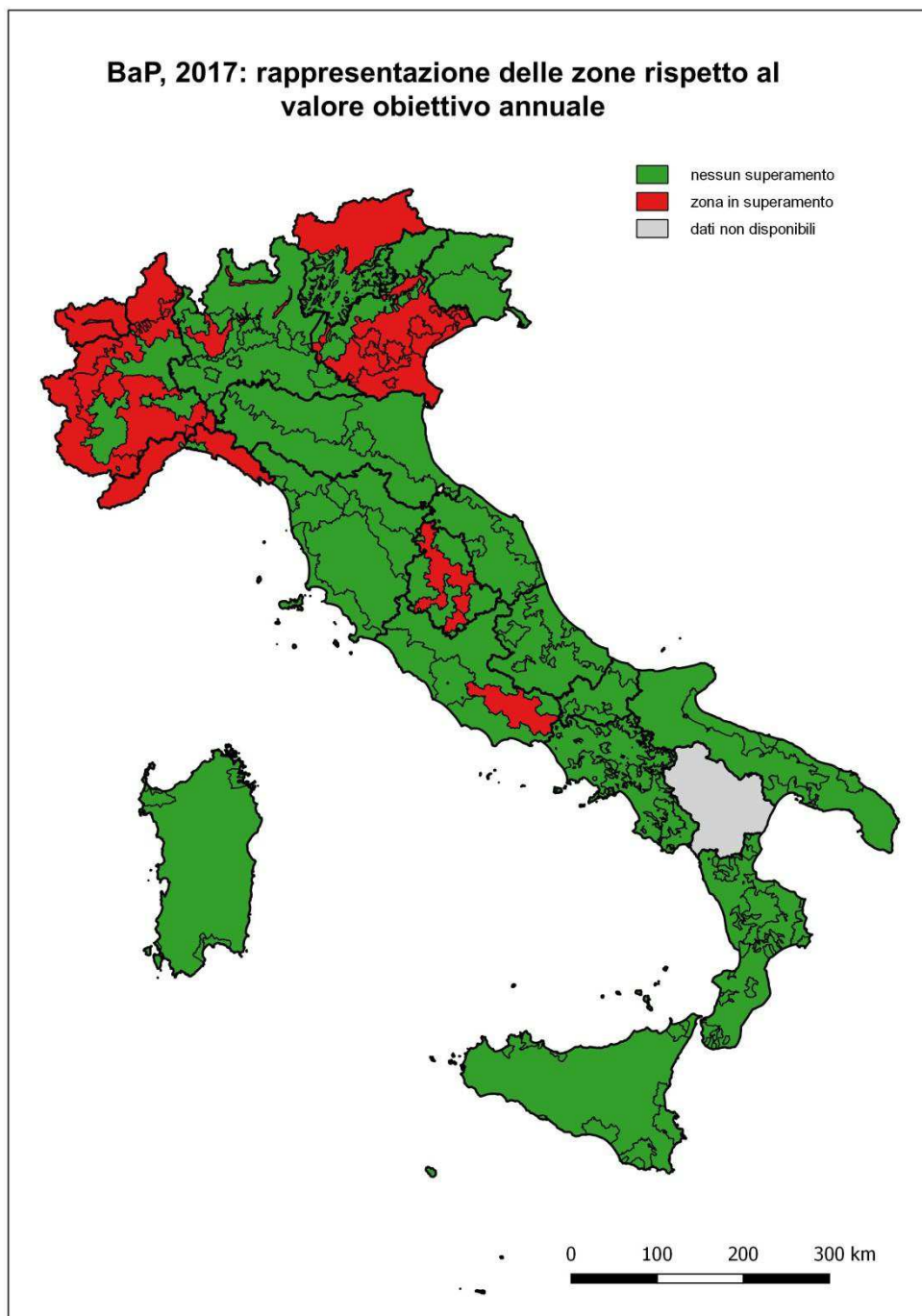


Figura 6.4.3. - *B(a)P. Rappresentazione delle zone rispetto al valore obiettivo (2017).*

Nota: questa mappa non è una rappresentazione della variabilità spaziale dell'inquinamento atmosferico. Se si è verificato nell'anno in esame un superamento del valore obiettivo in almeno una delle stazioni facenti parte del programma di valutazione della zona, o questo è stato individuato anche mediante l'uso di modelli, misure indicative o stime obiettive, l'intera zona è evidenziata in rosso. L'effettiva area di superamento (area, ricadente all'interno di una zona o di un agglomerato, nella quale è stato valutato il superamento di un valore limite o di un valore obiettivo), che può essere individuata sulla base della rappresentatività delle misurazioni in siti fissi o indicative o sulla base delle tecniche di modellizzazione dalle Regioni e PP/AA in fase di valutazione della qualità dell'aria, anche al fine di programmare gli interventi di risanamento, non è riportata.

Al momento di chiudere questo documento erano ancora in corso le attività di aggiornamento delle informazioni sulla zonizzazione e classificazione per l'ozono da parte della Regione Basilicata.

7. INQUINANTI GASSOSI

7.1. Caratteristiche chimico – fisiche e sorgenti

7.1.1. Monossido di carbonio

Il monossido di carbonio (CO) è un gas incolore, insapore e inodore. È caratterizzato da una scarsa reattività e bassa solubilità in acqua. Si forma in qualsiasi processo di combustione in conseguenza di un'incompleta ossidazione del materiale combustibile contenente carbonio.

Le principali emissioni da attività umane sono determinate dall'uso di combustibili fossili nei trasporti, nei processi industriali, nella produzione di energia elettrica, nel riscaldamento civile, oltre che dal trattamento dei rifiuti mediante incenerimento (EC, 1999b).

Si stima che in Italia nel 2016 siano stati emessi complessivamente 2,310 Gg di CO; le principali sorgenti sono gli impianti di combustione non industriale (1423 Gg) e il trasporto su strada (473 Gg). Le emissioni di CO da attività antropiche sono diminuite significativamente negli ultimi 26 anni (ammontavano nel 1990 a 7210 Gg) (ISPRA, 2018).

Le principali emissioni di origine naturale derivano da combustioni delle aree boschive ed eruzioni vulcaniche.

Il monossido di carbonio oltre che essere emesso direttamente in atmosfera dai processi sopra citati, può essere formato in atmosfera attraverso le reazioni chimiche del ciclo di ossidazione degli idrocarburi e in particolare del metano. Quest'ultimo è presente in atmosfera da fonti antropiche (uso di carbone, petrolio e gas naturale) e da fonti naturali (decomposizione anaerobica di sostanze contenenti carbonio).

7.1.2. Biossido di zolfo

Il biossido di zolfo (SO₂) e i suoi prodotti di ossidazione (triossido di zolfo, SO₃, acido solforico, H₂SO₄, e solfati, SO₄²⁻ sotto forma di aerosol) sono comunemente indicati con il termine generico di "ossidi di zolfo" (SO_x). L'SO₂ è un gas incolore, non infiammabile, molto solubile in acqua e dall'odore pungente. Le sorgenti antropiche principali sono i processi di combustione delle sostanze che contengono zolfo (principalmente i combustibili fossili come il carbone e gli oli combustibili utilizzati nei processi industriali, nella produzione di energia elettrica e nelle attività marittime); un'importante sorgente è costituita dalle attività estrattive. I vulcani attivi e l'aerosol marino costituiscono le sorgenti naturali principali. L'SO₂ e i suoi prodotti di ossidazione possono essere trasportati dalle masse d'aria in movimento a grande distanza dal punto di emissione, prima di essere rimossi dall'atmosfera attraverso processi di deposizione secca e umida, potendo costituire così un elemento di inquinamento a lunga distanza, anche transfrontaliero (EC, 1997b).

Si stima che in Italia nel 2016 siano state emesse complessivamente 116 Gg di SO_x; la quota più rilevante è dovuta ai processi produttivi e alle combustioni nelle attività industriali (28 e 29 Gg rispettivamente) mentre la quota emessa dal trasporto su strada è marginale (0,4 Gg).

Le emissioni di SO_x, come quelle di CO, sono diminuite significativamente negli ultimi 26 anni (ammontavano nel 1990 a 1784 Gg) (ISPRA, 2018).

7.1.3. Benzene

Il benzene è un idrocarburo aromatico con formula C₆H₆, incolore, liquido a temperatura ambiente con un punto di ebollizione di 80,1 °C, dall'odore caratteristico con una soglia olfattiva di 1,5 ppm v/v. È presente nell'aria principalmente nella fase vapore, con tempi di permanenza che variano da alcune ore ad alcuni giorni, in dipendenza dell'ambiente, del clima e della concentrazione degli altri inquinanti. La reazione con i radicali idrossilici nell'aria è il modo più importante di degradazione. Le precipitazioni atmosferiche provocano la rimozione del benzene nell'aria. Le emissioni di benzene originano prevalentemente dai processi di combustione per la produzione di energia e per i trasporti, dal riscaldamento domestico e dai processi evaporativi presso i siti produttivi, i siti di distribuzione e gli utenti finali (in particolare dagli autoveicoli).

La fonte di emissione principale di questo inquinante è costituita dal traffico veicolare; un contributo significativo è dovuto ad alcuni processi industriali e all'impiego di solventi e agenti sgrassanti (EC, 1998).

7.2. Effetti sulla salute

7.2.1. Monossido di carbonio

Il monossido di carbonio una volta inalato giunge a contatto con la membrana alveolo-capillare, dove avviene lo scambio gassoso aria - sangue. Nel sangue il CO si lega con l'atomo di ferro presente nell'eme dell'emoglobina, dando luogo alla formazione di carbossiemoglobina. Nel compartimento extravascolare, prevalentemente nel cuore e nel muscolo scheletrico, il CO presente è quasi totalmente legato alla mioglobina (Luomanmaki et al., 1969) e solo una piccola quantità è legata ai citocromi ed ai metallo-enzimi, come la citocromo-ossidasi.

Gli effetti dell'esposizione al monossido di carbonio sono sostanzialmente dovuti alla ipoossigenazione tissutale che interessa in particolare il cuore ed il sistema nervoso centrale. Numerosi studi epidemiologici hanno evidenziato una associazione statisticamente significativa tra le concentrazioni atmosferiche medie di CO e l'aumento della mortalità totale e per cause cardiovascolari. Una forte correlazione è stata evidenziata anche tra le concentrazioni ambientali di CO e i ricoveri ospedalieri per malattie cardiovascolari, anche a basse concentrazioni ambientali di CO (1,2 – 5,6 ppm) (WHO 2000).

Le correnti linee guida della WHO per il CO sono basate sull'equazione esponenziale di Coburn-Foster-Kane e, al fine di non eccedere il livello di 2,5% di carbossiemoglobina (COHb) nel sangue, livello che si ritiene protettivo per la popolazione generale e per i soggetti suscettibili, sono raccomandati i seguenti valori soglia per esposizioni di breve periodo:

- 100 mg/m³ (90 ppm) per esposizioni di 15 minuti
- 60 mg/m³ (50 ppm) per esposizioni di 30 minuti
- 30 mg/m³ (25 ppm) per esposizioni di 1 ora
- 10 mg/m³ (10 ppm) per esposizioni di 8 ore

7.2.2. Biossido di zolfo

Sono noti effetti sulla salute associati al SO₂ e ai composti che si possono formare in aria a partire da esso, sia in relazione ad esposizioni a breve termine che in relazione ad esposizioni a lungo termine. Gli effetti prevalenti riguardano la funzionalità respiratoria, in particolare a carico dei soggetti particolarmente suscettibili, quali asmatici, anziani e bambini.

La WHO (WHO, 2006) raccomanda pertanto due valori guida diversi in relazione alla durata dell'esposizione:

- 500 µg/m³ per esposizioni di 10 minuti
- 20 µg/m³ per esposizioni di 24 ore

Sono inoltre riconosciuti effetti dannosi su ecosistemi, materiali e beni culturali correlati con le proprietà chimico-fisiche dello stesso SO₂ e dei suoi prodotti di ossidazione.

7.2.3. Benzene

In conseguenza di una esposizione prolungata nel tempo sono accertati effetti avversi gravi quali emotossicità, genotossicità e cancerogenicità. Il benzene è stato classificato dalla IARC nel gruppo 1 - cancerogeno accertato per l'uomo: vi è sufficiente evidenza di cancerogenicità nell'uomo in studi epidemiologici adeguati (IARC, 2018). Secondo la WHO in conseguenza della accertata cancerogenicità del benzene non è possibile stabilire livelli di esposizione al di sotto dei quali non c'è rischio di sviluppo degli effetti avversi citati.

7.3. Legislazione

Sono riportati nella Tabella 7.3.1 i valori limite di legge per il monossido di carbonio, il biossido di zolfo e per il benzene. Nella tabella 7.3.2 sono riportate le soglie di valutazione.

Tabella 7.3.1 – CO, SO₂, Benzene - Valori limite e soglie d'allarme ai sensi del D.Lgs.155/2010

Inquinante	Parametro	Valore	Data alla quale il valore di legge deve essere raggiunto
Monossido di carbonio CO	Valore limite giornaliero Media massima giornaliera su 8 ore	10 mg/m ³	1° gennaio 2005
Biossido di zolfo SO ₂	Soglia di allarme	500 µg/m ³ Su tre ore consecutive	-
	Valore limite orario	350 µg/m ³ da non superare più di 24 volte per anno civile	1° gennaio 2005
	Valore limite giornaliero	125 µg/m ³ da non superare più di 3 volte per anno civile	1° gennaio 2005
Benzene C ₆ H ₆	Valore limite annuale	5,0 µg/m ³	1° gennaio 2010

Tabella 5.3.2 – Classificazione di zone e agglomerati ai fini della valutazione della qualità dell'aria ambiente. Soglie di valutazione superiore e inferiore per il CO, lo SO₂ e il Benzene (D. Lgs 155/2010 e s.m.i. art. 4, comma 1, art. 6 comma 1 e art. 19 comma 3 - Allegato II)

	soglia di valutazione inferiore ²	Soglia di valutazione superiore ¹
Monossido di carbonio CO	50% del valore limite (5 mg/m ³)	70% del valore limite (7 mg/m ³)
Biossido di zolfo SO ₂	40% del valore limite sulle 24 ore (50 µg/m ³ da non superare più di 3 volte per anno civile)	60% del valore limite sulle 24 ore (75 µg/m ³ da non superare più di 3 volte per anno civile)
Benzene C ₆ H ₆	40% del valore limite annuale (2 µg/m ³)	70% del valore limite annuale (3,5 µg/m ³)

¹soglia di valutazione superiore: livello al di sotto del quale le misurazioni in siti fissi o indicative possono essere combinate con tecniche di modellizzazione;

²soglia di valutazione inferiore: livello al di sotto del quale è previsto, anche in via esclusiva, l'utilizzo di tecniche di modellizzazione o di stima obiettiva;

7.4. Stato e trend delle concentrazioni

In Italia le emissioni di biossido di zolfo (SO₂) e di benzene (C₆H₆) sono diminuite di circa il 90% nel periodo 1990 – 2016; quelle di monossido di carbonio (CO) del 70%.

La riduzione delle emissioni si riflette in modo diretto sulle concentrazioni osservate in aria per questi inquinanti essenzialmente primari. Le osservazioni condotte in Europa e in Italia negli ultimi vent'anni mostrano una costante e coerente diminuzione delle concentrazioni di SO₂, CO, C₆H₆, più marcata nei siti di misura collocati in prossimità delle principali arterie di traffico veicolare (siti di traffico urbano; e.g. ISPRA, 2014; Cattani et al. 2010); i livelli di questi inquinanti sono ormai ben al di sotto dei limiti vigenti.

Nel 2017 non sono stati registrati superamenti dei valori limite per nessuno dei tre inquinanti (Figura 7.4.1; Figura 7.4.2; Figura 7.4.3).



Figura 7.4.1. - CO. Rappresentazione delle zone rispetto al valore limite giornaliero (2017).

Nota: questa mappa non è una rappresentazione della variabilità spaziale dell'inquinamento atmosferico. Se si è verificato nell'anno in esame un superamento del valore limite in almeno una delle stazioni facenti parte del programma di valutazione della zona, o questo è stato individuato anche mediante l'uso di modelli, misure indicative o stime obiettive, l'intera zona è evidenziata in rosso. L'effettiva area di superamento (area, ricadente all'interno di una zona o di un agglomerato, nella quale è stato valutato il superamento di un valore limite o di un valore obiettivo), che può essere individuata sulla base della rappresentatività delle misurazioni in siti fissi o indicative o sulla base delle tecniche di modellizzazione dalle Regioni e PP/AA in fase di valutazione della qualità dell'aria, anche al fine di programmare gli interventi di risanamento, non è riportata.



Figura 7.4.2. - SO₂. Rappresentazione delle zone rispetto al valore limite giornaliero (2017).

Nota: questa mappa non è una rappresentazione della variabilità spaziale dell'inquinamento atmosferico. Se si è verificato nell'anno in esame un superamento del valore limite in almeno una delle stazioni facenti parte del programma di valutazione della zona, o questo è stato individuato anche mediante l'uso di modelli, misure indicative o stime obiettive, l'intera zona è evidenziata in rosso. L'effettiva area di superamento (area, ricadente all'interno di una zona o di un agglomerato, nella quale è stato valutato il superamento di un valore limite o di un valore obiettivo), che può essere individuata sulla base della rappresentatività delle misurazioni in siti fissi o indicative o sulla base delle tecniche di modellizzazione dalle Regioni e PP/AA in fase di valutazione della qualità dell'aria, anche al fine di programmare gli interventi di risanamento, non è riportata.



Figura 7.4.3. - Benzene. Rappresentazione delle zone rispetto al valore limite annuale (2017).

Nota: questa mappa non è una rappresentazione della variabilità spaziale dell'inquinamento atmosferico. Se si è verificato nell'anno in esame un superamento del valore limite in almeno una delle stazioni facenti parte del programma di valutazione della zona, o questo è stato individuato anche mediante l'uso di modelli, misure indicative o stime obiettive, l'intera zona è evidenziata in rosso. L'effettiva area di superamento (area, ricadente all'interno di una zona o di un agglomerato, nella quale è stato valutato il superamento di un valore limite o di un valore obiettivo), che può essere individuata sulla base della rappresentatività delle misurazioni in siti fissi o indicative o sulla base delle tecniche di modellizzazione dalle Regioni e PP/AA in fase di valutazione della qualità dell'aria, anche al fine di programmare gli interventi di risanamento, non è riportata.

8. METALLI E SEMIMETALLI

8.1. Proprietà chimico- fisiche e sorgenti

I metalli, i semimetalli e i loro composti sono immessi nell'atmosfera sia da sorgenti antropiche (quali i processi di combustione da sorgenti stazionarie, l'industria del ferro e dell'acciaio, l'industria dei metalli non ferrosi, le combustioni da sorgenti mobili), che da sorgenti naturali (quali eruzioni vulcaniche, risollevarimento dal suolo, trasporto a lunga distanza di sabbie sahariane). Essi si ritrovano essenzialmente distribuiti nella massa delle varie frazioni dimensionali del materiale particolato nell'atmosfera. Possono essere associati in misura variabile, in funzione del tipo e della sorgente, alla frazione *coarse* (particelle con diametro aerodinamico compreso tra 10 e 2,5 μm) e/o alla frazione *fine* ($\text{PM}_{2,5}$), in cui si presentano generalmente sotto forma di composti chimici diversi, e in diversi stati di ossidazione. Le diverse specie possono differire in modo considerevole tra loro, riguardo la tossicità, il potere cancerogeno, la solubilità, la distribuzione nelle varie frazioni dimensionali del materiale particellare. Permangono per tempi variabili in atmosfera in funzione delle dimensioni delle particelle, dello stato di ossidazione e della solubilità dei composti in cui sono presenti, finché non sono rimossi da diversi processi di deposizione. Questi processi comportano il trasferimento degli elementi dall'aria alle superfici (suolo, vegetazione, acqua) e l'inserimento degli stessi nei cicli biogeologici e nella catena alimentare (Veron et al., 1993).

I metalli e i semimetalli emessi in aria dai processi di combustione hanno in genere solubilità e reattività relativamente alta, a causa delle piccole dimensioni delle particelle su cui sono trasportati (Nriagu, 1984); perciò essi si dissolvono facilmente nella pioggia, specialmente in condizioni di basso pH (Migon et al., 1997).

Tra i metalli e i semimetalli che possono essere liberati in atmosfera, particolare rilevanza assumono piombo, cadmio, nichel e arsenico (vedi paragrafo "effetti per la salute" e "legislazione").

Il cadmio non si trova libero in natura e non esistono minerali in cui sia conglobato e da cui si possa estrarre. Le sorgenti antropogeniche di inquinamento sono: gli stabilizzanti, i pigmenti, l'uso di leghe e miscele, i fanghi, le batterie. Le operazioni di rifusione degli acciai e l'incenerimento di fanghi e di rifiuti solidi urbani sono, inoltre, tra i maggiori responsabili della presenza di cadmio nell'aria.

Il nichel è un elemento ubiquitario rilevato in diversi comparti della biosfera. Le sue principali fonti naturali sono rappresentate dagli aerosol continuamente prodotti dalla superficie oceanica, dalle polveri del terreno trasportate dal vento, dalle ceneri vulcaniche e in quantità minore dagli incendi di foreste. Le fonti principali di emissioni nell'ambiente sono l'uso di carbone e di olii combustibili per la produzione di calore ed energia elettrica, l'incenerimento dei rifiuti, la produzione di leghe resistenti alla corrosione; molti residui vengono dispersi nelle acque. Il trasporto e la distribuzione del nichel in forma particellare dipendono strettamente dalle dimensioni delle particelle stesse e dalle condizioni atmosferiche. Le dimensioni delle particelle dipendono principalmente, invece, dalle fonti di emissione: in genere quelle emesse da fonti antropogeniche risultano più piccole.

L'arsenico è un semimetallo che può formare una grande varietà di composti in cui esso è presente negli stati di ossidazione -3, +3, +5. I composti più comuni nel comparto ambientale sono quelli dell'arsenico (III) e dell'arsenico (V), arseniti e arseniati. Le sorgenti naturali più importanti sono rappresentate dai depositi naturali di pirite (da cui possono essere rimossi e dispersi nell'ambiente attraverso i fenomeni atmosferici) e dalle emissioni di origine vulcanica (con rilascio di composti solforati). L'arsenico di origine antropogenica deriva prevalentemente dagli impianti siderurgici e dalla combustione dei combustibili fossili con liberazione di arseniti e arseniati (EC, 2001).

Il contributo di piombo proveniente da fonti naturali nell'ambiente è piuttosto limitato; riferendosi all'esposizione umana, queste fonti sono trascurabili.

Le principali sorgenti antropogeniche del piombo nell'ambiente derivano dal suo uso nel settore industriale e tecnologico.

La fonte principale di inquinamento è stata la combustione delle benzine contenenti additivi al Pb-alchile, fino al 2000, quando è stata proibita in tutta l'Unione europea la commercializzazione delle benzine contenenti piombo (UE, 1998).

8.2. Effetti sulla salute

In base all'evidenza scientifica esistente, piombo, cadmio, nichel e arsenico (spesso in dipendenza dello stato di ossidazione in cui si trovano) possono avere un ruolo attivo diretto o indiretto nei meccanismi di azione biologica. Tuttavia diversi fattori chimico-fisici, quali l'idrosolubilità, la

distribuzione dimensionale e l'arricchimento superficiale o l'inglobamento nelle particelle di aerosol, possono influenzare la loro biodisponibilità.

Il potenziale rilievo sanitario dei metalli e dei semimetalli presi in considerazione è associato all'esposizione inalatoria alle due frazioni componenti il PM₁₀ (*fine e coarse*), in cui essi si possono distribuire in proporzioni diverse. Presentando capacità di deposizione differenziata nelle diverse Regioni dell'apparato respiratorio, essi possono esprimere una diversa e specifica azione biologica. Tuttavia la principale via di esposizione per l'arsenico, il cadmio e il nichel è rappresentata dall'ingestione, in quanto essi una volta dispersi nell'ambiente diventano biodisponibili attraverso i cicli biogeochimici, con rilevanti fenomeni di biomagnificazione. L'esposizione diretta per inalazione, per la popolazione generale (escludendo l'esposizione negli ambienti di lavoro) risulta essere di pochi punti percentuali rispetto alla dose totale assorbita mediamente. Un fattore che può aumentare in modo rilevante la dose di cadmio e nichel, assorbita per via inalatoria, è rappresentata dal fumo di sigaretta. L'organo bersaglio per i composti inorganici dell'arsenico è la pelle. Evidenze di incremento di mortalità per problemi cardiovascolari e di neuropatie sono state derivate da studi epidemiologici su lavoratori professionalmente esposti. Il rene è l'organo bersaglio del cadmio, gli effetti sono in genere derivati dall'accumulo conseguente a esposizioni croniche a lungo termine. Gli effetti non-cancerogeni noti per il nichel sono stati osservati sul tratto respiratorio, il sistema immunitario, e il sistema endocrino. Reazioni allergiche in seguito ad inalazione e per contatto cutaneo sono ampiamente descritte in caso di esposizione professionale.

La IARC e l'Unione Europea hanno classificato il cadmio e i suoi composti, l'arsenico e i suoi composti e alcuni composti del nichel come cancerogeni umani.

Il piombo inorganico è assorbito per via respiratoria e attraverso il tubo digerente (solo il piombo organico è assorbito anche attraverso la cute). Sono assorbite più facilmente (per circa il 50 %) le particelle fini formate da composti solubili del metallo. Nei soggetti adulti, circa il 5-10% del piombo ingerito è assorbito, mentre la parte restante viene eliminata con le feci. Circa il 90-95% del metallo presente nel sangue è legato ai globuli rossi. Il 90% del piombo presente nell'organismo si deposita, legato al fosforo ed al calcio, nelle ossa.

Il piombo si accumula in modo relativamente elevato anche nei reni ed in minor misura nel fegato (organi di escrezione dove il metallo può formare delle caratteristiche inclusioni nucleari). Il piombo si accumula anche nel sistema nervoso, specie in quello dei bambini, in cui la barriera ematoencefalica non è completamente sviluppata.

Nei tessuti molli il piombo ha un metabolismo ed uno scambio abbastanza rapido, mentre tende invece a depositarsi nelle ossa e nei denti formando composti stabili. In conseguenza di esposizione a piombo sono stati in passato abbondantemente descritti effetti sul sistema ematopoietico (il piombo induce anemia in parte con un effetto mielo-inibitorio), effetti sul sistema immunitario, intossicazione cronica con ipertensione arteriosa e/o arteriosclerosi e/o nefrosclerosi, intossicazione cronica con encefalopatia e neuropatia, impregnazione saturnina o da piombo, fino alla colica saturnina (grave forma di intossicazione dell'adulto della durata di alcuni giorni, non più documentata da decenni in Italia) (EC, 1997c; EC, 2001; WHO, 2000).

8.3. Legislazione

Sono riportati nella Tabella 8.3.1 i valori obiettivo stabiliti dalla Direttiva 2004/107/CE per arsenico cadmio e nichel e il valore limite stabilito dalla Direttiva 2008/50/CE per il piombo (tutti recepiti nel D.Lgs 155/2010). Questi sono riferiti al tenore totale di ciascun inquinante presente nella frazione PM₁₀ del materiale particolato, calcolato come media su un anno civile. Nella tabella 8.3.2 sono riportate le rispettive soglie di valutazione.

Tabella 8.3.1 - Valori obiettivo (arsenico, cadmio, nichel) e valore limite (piombo) ai sensi del D.Lgs.155/2010

	Valore limite	Valori obiettivo	Da raggiungere
Arsenico	-	6,0 ng/m ³	Entro il 31/12/2012
Cadmio	-	5,0 ng/m ³	
Nichel	-	20 ng/m ³	
Piombo	0,5 µg/m ³	-	01/01/2005 ¹

¹Tale valore limite poteva essere raggiunto più tardi (entro il 1° gennaio 2010) in caso di aree poste nelle immediate vicinanze delle fonti industriali localizzate presso siti contaminati da decenni di attività industriali. In tali casi il valore limite che doveva essere rispettato fino al 1° gennaio 2010 era pari a 1,0 µg/m³.

Tabella 8.3.2 - *Classificazione di zone e agglomerati ai fini della valutazione della qualità dell'aria ambiente. Soglie di valutazione superiore e inferiore per arsenico, cadmio, nichel e piombo(D. Lgs 155/2010 e s.m.i. (art. 4, comma 1, art. 6 comma 1 e art. 19 comma 3 - Allegato II)*

	soglia di valutazione inferiore²	Soglia di valutazione superiore¹
Arsenico	40% del valore obiettivo (2,4 ng/m ³)	60% del valore obiettivo (3,6 ng/m ³)
Cadmio	40% del valore obiettivo (2,0 ng/m ³)	60% del valore obiettivo (3,0 ng/m ³)
Nichel	50% del valore obiettivo (10 ng/m ³)	70% del valore obiettivo (14 ng/m ³)
Piombo	50% del valore limite (0,25 µg/m ³)	70% del valore limite (0,35 µg/m ³)

¹soglia di valutazione superiore: livello al di sotto del quale le misurazioni in siti fissi o indicative possono essere combinate con tecniche di modellizzazione;

²soglia di valutazione inferiore: livello al di sotto del quale è previsto, anche in via esclusiva, l'utilizzo di tecniche di modellizzazione o di stima obiettiva;

8.4. Stato e trend delle concentrazioni

Nel 2017 il valore limite per il piombo e il valore obiettivo per il nichel sono stati rispettati in tutte le stazioni di monitoraggio.

Per l'arsenico un caso di superamento è stato osservato in una stazione delle Marche (a Falconara Marittima, in provincia di Ancona, nei pressi degli impianti della raffineria). La stazione fa parte della zona "costiera e valliva", che è molto vasta e comprende tutti i comuni costieri e i maggiori comuni presenti lungo le principali vallate fluviali.

È stato inoltre registrato un superamento del valore obiettivo per il cadmio in Sardegna, nella zona industriale, nell'area degli impianti siti nel comune di Portoscuso.

Livelli localmente significativi di nichel, cadmio e arsenico sono stati recentemente documentati nelle aree di massima ricaduta delle emissioni industriali diffuse e convogliate degli impianti di produzione e lavorazione degli acciai, in uno studio focalizzato sui siti di Aosta, Terni e Vicenza (ARPA VALLE D'AOSTA, ARPA VENETO, ARPA UMBRIA, 2018). Analogamente si registrano livelli significativi (con riferimento al 2017) ma inferiori ai rispettivi valori obiettivo per arsenico e nichel presso i siti industriali di Porto Marghera (Veneto), Siracusa e Portoscuso (Cagliari).



Figura 8.4.1. - Arsenico. *Rappresentazione delle zone rispetto al valore obiettivo (2017).*

Nota: questa mappa non è una rappresentazione della variabilità spaziale dell'inquinamento atmosferico. Se si è verificato nell'anno in esame un superamento del valore limite in almeno una delle stazioni facenti parte del programma di valutazione della zona, o questo è stato individuato anche mediante l'uso di modelli, misure indicative o stime obiettive, l'intera zona è evidenziata in rosso. L'effettiva area di superamento (area, ricadente all'interno di una zona o di un agglomerato, nella quale è stato valutato il superamento di un valore limite o di un valore obiettivo), che può essere individuata sulla base della rappresentatività delle misurazioni in siti fissi o indicative o sulla base delle tecniche di modellizzazione dalle Regioni e PP/AA in fase di valutazione della qualità dell'aria, anche al fine di programmare gli interventi di risanamento, non è riportata.

Al momento di chiudere questo documento erano ancora in corso le attività di aggiornamento delle informazioni sulla zonizzazione e classificazione per l'ozono da parte della Regione Basilicata.



Figura 8.4.2. - Cadmio. Rappresentazione delle zone rispetto al valore obiettivo (2017).

Nota: questa mappa non è una rappresentazione della variabilità spaziale dell'inquinamento atmosferico. Se si è verificato nell'anno in esame un superamento del valore limite in almeno una delle stazioni facenti parte del programma di valutazione della zona, o questo è stato individuato anche mediante l'uso di modelli, misure indicative o stime obiettive, l'intera zona è evidenziata in rosso. L'effettiva area di superamento (area, ricadente all'interno di una zona o di un agglomerato, nella quale è stato valutato il superamento di un valore limite o di un valore obiettivo), che può essere individuata sulla base della rappresentatività delle misurazioni in siti fissi o indicative o sulla base delle tecniche di modellizzazione dalle Regioni e PP/AA in fase di valutazione della qualità dell'aria, anche al fine di programmare gli interventi di risanamento, non è riportata.

Al momento di chiudere questo documento erano ancora in corso le attività di aggiornamento delle informazioni sulla zonizzazione e classificazione per l'ozono da parte della Regione Basilicata.



Figura 8.4.3. - Nichel. Rappresentazione delle zone rispetto al valore obiettivo (2017).

Nota: questa mappa non è una rappresentazione della variabilità spaziale dell'inquinamento atmosferico. Se si è verificato nell'anno in esame un superamento del valore limite in almeno una delle stazioni facenti parte del programma di valutazione della zona, o questo è stato individuato anche mediante l'uso di modelli, misure indicative o stime obiettive, l'intera zona è evidenziata in rosso. L'effettiva area di superamento (area, ricadente all'interno di una zona o di un agglomerato, nella quale è stato valutato il superamento di un valore limite o di un valore obiettivo), che può essere individuata sulla base della rappresentatività delle misurazioni in siti fissi o indicative o sulla base delle tecniche di modellizzazione dalle Regioni e PP/AA in fase di valutazione della qualità dell'aria, anche al fine di programmare gli interventi di risanamento, non è riportata.

Al momento di chiudere questo documento erano ancora in corso le attività di aggiornamento delle informazioni sulla zonizzazione e classificazione per l'ozono da parte della Regione Basilicata.



Figura 8.4.4. - Piombo. Rappresentazione delle zone rispetto al valore limite (2017).

Nota: questa mappa non è una rappresentazione della variabilità spaziale dell'inquinamento atmosferico. Se si è verificato nell'anno in esame un superamento del valore limite in almeno una delle stazioni facenti parte del programma di valutazione della zona, o questo è stato individuato anche mediante l'uso di modelli, misure indicative o stime obiettive, l'intera zona è evidenziata in rosso. L'effettiva area di superamento (area, ricadente all'interno di una zona o di un agglomerato, nella quale è stato valutato il superamento di un valore limite o di un valore obiettivo), che può essere individuata sulla base della rappresentatività delle misurazioni in siti fissi o indicative o sulla base delle tecniche di modellizzazione dalle Regioni e PP/AA in fase di valutazione della qualità dell'aria, anche al fine di programmare gli interventi di risanamento, non è riportata.

Al momento di chiudere questo documento erano ancora in corso le attività di aggiornamento delle informazioni sulla zonizzazione e classificazione per l'ozono da parte della Regione Basilicata.

9. CONCLUSIONI

L'obiettivo di questo studio è verificare l'eventuale esistenza di un trend temporale statisticamente significativo nelle serie di dati dei principali inquinanti atmosferici (materiale particolato, ossidi di azoto e ozono) in Italia, nel periodo dal 2008 al 2017. Per l'analisi statistica è stato utilizzato il test di Kendall corretto per la stagionalità. Lo studio aggiorna l'analisi condotta cinque anni fa (riferita al periodo 2003 – 2012) estendendola a un maggior numero di punti di misura e permettendo quindi una migliore rappresentazione spaziale delle tendenze nell'intero Paese.

Nel periodo analizzato si rileva una larga prevalenza di casi in cui le concentrazioni di PM₁₀, PM_{2,5} ed NO₂ diminuiscono. È confermata invece la mancata riduzione nei valori medi delle concentrazioni dell'ozono. Questa è spiegabile, almeno in parte, con la sua natura di inquinante secondario per il quale manca una relazione di proporzionalità diretta con la riduzione delle emissioni dei precursori.

I risultati sono coerenti con quanto osservato in Europa, dove una riduzione significativa delle emissioni generalmente è accompagnata da un trend decrescente delle concentrazioni (e.g. EEA, 2018).

Lo studio mostra anche come a tutt'oggi vengano superati i valori limite e gli obiettivi previsti dalla legislazione, per il materiale particolato, il biossido di azoto, l'ozono troposferico e il benzo(a)pirene in diverse parti d'Italia. Inoltre gli obiettivi, più stringenti, dell'organizzazione mondiale della sanità sono ancora lontani dall'essere raggiunti. Nel quadro europeo, l'Italia con il bacino padano, rappresenta ancora una delle aree dove l'inquinamento atmosferico è più rilevante.

La possibilità di conseguire gli obiettivi fissati a breve termine (ottenere, al più tardi entro il 2020 un significativo miglioramento della qualità dell'aria outdoor, che si avvicini ai livelli raccomandati dall'Organizzazione Mondiale della Sanità, con la piena conformità alle norme vigenti) e a lungo termine (ridurre significativamente gli impatti sulla salute e sugli ecosistemi entro il 2030), è legata all'efficacia delle politiche energetiche, agricole e sulla mobilità, e alla loro integrazione nelle politiche nazionali e locali, che saranno adottate dagli stati membri ad integrazione delle misure già previste nei piani per la qualità dell'aria da adottare nel caso in cui i livelli in aria ambiente degli inquinanti, superino i rispettivi valori limite o obiettivo.

Il primo passo è rappresentato dal recepimento da parte degli stati membri della Direttiva 2016/2284 concernente la riduzione delle emissioni nazionali di biossido di zolfo, ossidi di azoto, composti organici volatili non metanici, ammoniaca e particolato fine (UE, 2016a; D.Lgs 30 maggio 2018 n. 81). Gli impegni di riduzione delle emissioni sono diversificati per i vari paesi europei e hanno due orizzonti temporali, il primo entro il 2029 e il secondo a partire dal 2030. È prevista l'adozione e l'attuazione di un "Programma nazionale di controllo dell'inquinamento atmosferico".

Le misure di riduzione saranno orientate a tutti i settori responsabili delle emissioni antropogeniche e sono prioritariamente rivolte al settore dei trasporti su strada, agli impianti di combustione di medie dimensioni (1-50 MWh), ai generatori di calore domestici a legna, alle combustioni all'aperto e al contenimento delle emissioni di ammoniaca dalle attività agricole e zootecniche.

Per quanto riguarda le emissioni da trasporto stradale, è già stata istituita e sarà applicata all'omologazione una nuova procedura di prova per valutare le emissioni dei veicoli in condizioni reali di guida unitamente a rigorosi limiti di emissione da non superare; è un passo importante per garantire la progressiva effettiva riduzione delle emissioni dei veicoli circolanti (UE, 2016b).

Ma le azioni strutturali veramente efficaci per ridurre le emissioni da traffico devono prevedere l'integrazione delle politiche ambientali con quelle di pianificazione urbanistica (riducendo e affrontando in modo sistematico il problema della rapida e disordinata espansione delle aree urbane) e promuovendo la realizzazione nelle aree urbane di infrastrutture per la mobilità ciclo-pedonale), del lavoro (riducendo le esigenze di mobilità correlate), del servizio di trasporto pubblico (garantendo reti di trasporto efficaci ed efficienti, con mezzi a basse emissioni, gestite da aziende sane dal punto di vista economico), della mobilità e logistica delle merci (riducendo i chilometri percorsi dalle merci su strada e razionalizzando la distribuzione all'interno delle città). Queste azioni strutturali, estese ad ambiti territoriali più ampi delle singole aree urbane, insieme alle misure volte alla rottamazione/riconversione dei veicoli più inquinanti, con particolare riferimento alle flotte merci, e alla promozione dell'utilizzo delle tecnologie e combustibili a basso impatto ambientale potranno dare un forte impulso alla lotta all'inquinamento atmosferico e al miglioramento della salute e del benessere dei cittadini, oltre a restituire città più vivibili e fruibili.

Nel settore zootecnico, rilevante per le emissioni di ammoniaca (importante precursore del particolato secondario) le linee d'azione principali riguarderanno nuove strategie di alimentazione del bestiame e tecniche di spandimento, stoccaggio e stabulazione del letame che comportano emissioni ridotte oltre alla possibilità di limitare le emissioni di ammoniaca derivanti dall'impiego di fertilizzanti. Si dovrà

agire anche per garantire buone pratiche agricole per la corretta gestione dei residui del raccolto, con misure restrittive alle pratiche di incenerimento dei rifiuti agricoli, dei residui del raccolto e dei rifiuti forestali.

Nel settore energetico, nel breve periodo, si dovrà provvedere a ridurre l'inquinamento prodotto da impianti di combustione di medie dimensioni (1-50 MWth), quali quelli che forniscono energia a edifici di grandi dimensioni o a piccoli impianti industriali incrementando l'efficienza energetica ed agevolando il passaggio a combustibili meno inquinanti. Inoltre occorrerà regolamentare l'uso dei generatori di calore alimentati a biomassa favorendo la penetrazione nel mercato di dispositivi ad alta efficienza in termini di prestazione emissiva, e accelerando la sostituzione dei vecchi dispositivi mediante divieti di utilizzo e di installazione.

A livello nazionale le azioni previste nel protocollo d'intesa tra il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, la Conferenza delle Regioni e Province autonome e l'Associazione Nazionale dei Comuni Italiani, sono in larga parte coerenti con le linee d'azione individuate a livello europeo (MATTM, 2015). Inoltre il Nuovo Accordo di bacino padano per l'attuazione di misure congiunte per il miglioramento della qualità dell'aria, prevede, tra le altre cose, provvedimenti relativi all'utilizzo dei fondi strutturali, finalizzati all'aumento dell'efficienza energetica e il divieto di incentivazione di interventi di installazione di impianti termici a biomassa legnosa, almeno nelle zone dove risulta superato uno o più dei valori limite del PM₁₀ e/o del valore obiettivo del benzo(a)pirene (MATTM, 2017).

In una prospettiva di lungo termine, infine, si inserisce la nuova strategia energetica nazionale, che potrà determinare benefici sinergici per la lotta all'inquinamento atmosferico e per la mitigazione degli effetti dei cambiamenti climatici, con la sostanziale riduzione dei consumi e l'aumento della quota di questi soddisfatta da fonti rinnovabili, con particolare riferimento ai consumi elettrici; la promozione della mobilità pubblica e dei carburanti sostenibili oltre all'abbandono del carbone per la produzione elettrica entro il 2025 (MISE, MATTM, 2017).

Infine sempre in una prospettiva di lungo termine è doveroso prepararsi e magari anticipare la conversione all'alimentazione elettrica del parco circolante, attraverso la pianificazione del termine entro il quale non sarà più permessa la vendita di nuove auto a combustione interna, già annunciata da alcuni Paesi, sostenuta da adeguate politiche industriali e di incentivazione.

BIBLIOGRAFIA

Aalto P, Hämeri K, Paatero P, Kulmala M, Bellander T, Berglind N, Bouso L, Castaño-Vinyals G, Cattani G, Cyrus J, Von Klot S, Lanki T, Marconi A, Nyberg F, Pekkanen J, Peters A, Sjöval B, Sunyer J, Zetzsche K, Forastiere F. Aerosol number concentration measurements in five European cities using TSI-3022 condensation particle counter over three year period during HEAPSS (Health Effects of Air Pollution on Susceptible Subpopulations). *J Air Waste Manage Assoc* 2005; 55(8):1064-76.

Amann M, Bertok I, Cofala J, Gyarmas F, Heyes C, Klimont Z, Schöpp W, Winiwarter W. (2005) Baseline Scenarios for the Clean Air for Europe (CAFE) Programme Final Report International Institute for Applied Systems Analysis Schlossplatz 1A-2361 Laxenburg, Austria.

Anttila P., Tuovinen J.P. Trends of primary and secondary pollutant concentrations in Finland in 1994-2007. *Atmospheric Environment*, 2010, (44), 30-41.

ARPA VALLE D'AOSTA, ARPA VENETO, ARPA UMBRIA, 2018. Progetto per la valutazione degli impatti sulla qualità dell'aria provocati dagli stabilimenti di produzione dell'acciaio, rapporto finale. Marzo 2018.
http://www.arpa.vda.it/images/stories/ARPA/aria/progetti/report_finale_progetto_acciaierie_versione_web.pdf

Belleudi V., Faustini A., Stafoggia M., Cattani G., Marconi A., Perucci C.A., Forastiere F. Impact of Fine and Ultrafine Particles on Emergency Hospital Admissions for Cardiac and Respiratory Diseases. *Epidemiology* 21 (3), 2010

Canepari S., Perrino, C., Olivieri, F., Astolfi, M. L., 2008. Characterisation of the traffic sources of PM through size-segregated sampling, sequential leaching and ICP analysis. *Atmospheric Environment* 42, 8161-8175.

Carslaw, D.C. and Ropkins K. Openair — an R package for air quality data analysis. *Environmental Modelling & Software.*, 2012, (27-28), 52-61.

Cattani G, Di Menno di Bucchianico A, Dina D, Inglessis M, Notaro C, Settimo G, Viviano G, Marconi A. Evaluation of the temporal variation of air quality in Rome, Italy, from 1999 to 2008. *Ann Ist Super Sanita.* 2010;46(3):242-53.

de Leeuw, F., 2012, AirBase: a valuable tool in air quality assessments at a European and local level, ETC/ACM Technical Paper 2012/4.

D. Lgs n. 351, 4 agosto 1999. Attuazione della Direttiva 96/62/CE in materia di valutazione e di gestione della qualità dell'aria ambiente. GU n. 241, 13 ottobre 1999.

D. Lgs 21 maggio 2004, n. 183. Attuazione della direttiva 2002/3/CE relativa all'ozono nell'aria. SO n. 194 alla Gazzetta Ufficiale n.171 del 23 luglio 2004.

D. Lgs 3 agosto 2007, n. 152. Attuazione della direttiva 2004/107/CE concernente l'arsenico, il cadmio, il mercurio, il nichel e gli idrocarburi policiclici aromatici nell'aria ambiente. SO n. 194 alla Gazzetta Ufficiale n. 213, del 13 settembre 2007.

D. Lgs 13 agosto 2010, n. 155. Attuazione della direttiva 2008/50/CE relative alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa. SO n.217 alla Gazzetta Ufficiale n. 216, del 15 settembre 2010.

D.Lgs 30 maggio 2018 , n. 81. Attuazione della direttiva (UE) 2016/2284 del Parlamento europeo e del Consiglio, del 14 dicembre 2016, concernente la riduzione delle emissioni nazionali di determinati inquinanti atmosferici, che modifica la direttiva 2003/35/CE e abroga la direttiva 2001/81/CE.

Dlugokencky, E., J., and Bruhwiler, L. (2009). "Observational constraints on recent increases in the atmospheric CH₄ burden", *Geophys. Res. Lett.*, 2009, 36 (18), 1-5.

D.M. 20 maggio 1991. Criteri per la raccolta dei dati inerenti la qualità dell'aria. GU n. 126, 31 giugno 1991.

D.M. 25 novembre 1994. Aggiornamento delle norme tecniche in materia di limiti di concentrazione e di livelli di attenzione e di allarme per gli inquinamenti atmosferici nelle aree urbane e disposizioni per la misura di alcuni inquinanti di cui al decreto ministeriale 15 aprile 1994. S.O. n. 159 alla G.U. n.290 del 13-12-1994.

D.M. 2 aprile 2002, n. 60. Recepimento della direttiva 1999/30/CE del Consiglio del 22 aprile 1999 concernente i valori limite di qualità dell'aria ambiente per il biossido di zolfo, il biossido di azoto, gli ossidi di azoto, le particelle e il piombo e della direttiva 2000/69/CE relativa ai valori limite di qualità dell'aria ambiente per il benzene ed il monossido di carbonio. Gazzetta Ufficiale – Suppl. n. 77 alla G.U. n. 87, 13 aprile 2002.

D.M. 13 marzo 2013. Individuazione stazioni di calcolo esposizione media PM_{2,5}. G.U. 27 marzo 2013 n. 73.

D.P.C.M. 28 marzo 1983. Decreto del Presidente del Consiglio dei Ministri del 28 marzo 1983. Limiti massimi di accettabilità delle concentrazioni e di esposizione relativi ad inquinanti dell'aria nell'ambiente esterno. GU (suppl. ord) n. 145, 28 maggio 1983.

D.P.R. 24 maggio 1988, n. 203. Attuazione delle direttive CEE numeri 80/779, 82/884, 84/360 e 85/203 concernenti norme in materia di qualità dell'aria, relativamente a specifici agenti inquinanti, e di inquinamento prodotto dagli impianti industriali, ai sensi dell'art. 15 della L. 16 aprile 1987, n. 183. G.U. (S.O. n. 140), 16 giugno 1988.

EC, 1997a. Position Paper on air quality: Nitrogen dioxide. European Commission, directorate general XI.

EC, 1997b. SO₂ position paper. European Commission, directorate general XI.

EC, 1997c. Position paper on lead. European Commission, directorate general XI.

EC, 1998. Benzene position paper. European Commission, directorate general XI.

EC, 1999a. Ozone position paper. Luxembourg, office for official publications of the European Communities.

EC, 1999b. Ambient air pollution: carbon monoxide. European Commission, directorate general XI.

EC, 2001. Ambient air pollution by As, Cd and Ni compounds. Position Paper. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities; 2001.

EC, 2004. CAFE Working Group on Particulate Matter. Second Position Paper on Particulate Matter. April 2004. http://europa.eu.int/comm/environment/air/cafe/pdf/working_groups/2nd_position_paper_pm.pdf.

EC, 2005. Biomass Action Plan. European Commission. COM(2005) 628 final.

EC, 2013. Comunicazione della commissione al parlamento europeo, al consiglio, al comitato economico e sociale europeo e al comitato delle regioni: un programma "aria pulita" per l'Europa. COM(2013) 918 final. (2013). <https://ec.europa.eu/transparency/regdoc/rep/1/2013/IT/1-2013-918-IT-F1-1.Pdf>

EEA, 2012. *Air quality in Europe – 2012 report*. EEA report 4/2012.

EEA, 2018. *Air quality in Europe – 2018 report*. EEA report 12/2018.

Eskridge, R.E. Separating different scales of motion in time series of meteorological variables. *Bulletin of American Meteorological Society*, 1997, (78) 1473–1483.

Hirsch, R.M., and Slack, L.R. A nonparametric trend test for seasonal data with serial dependence. *Water Resources Research*, 1984, (20), 727-732.

Hess A., Iyer H., Malm Gardner W.M. Linear trend analysis: a comparison of methods. *Atmospheric Environment* 35 (2001) 5211–5222.

Hoogerbrugge R, Denier van der Gon HAC, Van Zanten MC, Matthijesen J. *Trends in particulate matter*, Bihlthoven, Netherlands research program on particulate matter, report 500099014 (2010).

IARC, 2012. Chemical Agents and Related Occupations IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans ; volume 109, Lyon, France, 2012.

IARC, 2013. Air Pollution and Cancer. (2013). INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER. <http://www.iarc.fr/en/publications/books/sp161/AirPollutionandCancer161.pdf>

IARC, 2016. Outdoor air pollution. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans ; volume 109, Lyon, France, 2016.

IARC, 2018. Benzene. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans ; volume 120, Lyon, France, 2018.

ISPRA, 2014. Analisi dei trend dei principali inquinanti atmosferici in Italia (2003 – 2012) Rapporto ISPRA 203/2014

ISPRA, 2018. Italian Emission Inventory 1990-2016. Informative Inventory Report 2018. Rapporto ISPRA 284/2018

IEA, 2016. Energy and air pollution. International Energy Agency (2016). <https://www.iea.org/publications/freepublications/publication/WorldEnergyOutlookSpecialReport2016EnergyandAirPollution.pdf>

-
- Kendall, M. A New Measure of Rank Correlation, *Biometrika*, 1938, 30 (1–2): 81–89.
- L. 13 luglio 1966, n. 615. Provvedimenti contro l'inquinamento atmosferico. Gazzetta ufficiale Serie Generale n.201 del 13-08-1966.
- Luomanmaki K., and Coburn R.F. Effects of metabolism and distribution of carbon monoxide on blood and body stores. *Am J Physiol* 1969;217:354-363
- Mann, H.B. Non-parametric test against trend. *Econometrica*, 1945, (13) 245-259.
- Martuzzi, M., Mitis, F., Iavaone, I., Serinelli, M. Impatto sanitario di PM₁₀ e ozono in 13 città Italiane. APAT, 2006.
- MATTM, 2015. Protocollo d'intesa. Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare. (2015). <http://www.minambiente.it/pagina/protocollo-antismog>
- MATTM, 2017. Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare. Nuovo Accordo di bacino padano per l'attuazione di misure congiunte per il miglioramento della qualità dell'aria (2017) http://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/allegati/inquinamento_atmosferico/accordo_bacino_padano_09_06_2017.pdf
- McLeod, A.I. Trend analysis methodology for water quality time series. *Environmetrics*, 1991, (2) 169–200.
- Migon C, Journel, B, Nicolas E. Measurement of trace metal wet, dry and total atmospheric fluxes over the Ligurian Sea. *Atmos Environ* 1997;31:889-896.
- MISE-MATTM, 2017. Strategia energetica nazionale. (2017) <http://www.sviluppoeconomico.gov.it/images/stories/documenti/Testo-integrale-SEN-2017.pdf>
- Nriagu, JO (Ed.). *Changing Metals Cycles and Human Health*. Berlin: Life Science Research Reports, 28; 1984.
- Pastorello C., Caserini S., Galante S., Dilara P., Galletti F. Importance of activity data for improving the residential wood combustion emission inventory at regional level. *Atmospheric Environment* 45 (2011) 2869-2876.
- Rao, S.T., Zurbenko, I.G. Detecting and tracking changes in ozone air quality. *Journal of Air and Waste Management Association*, 1994, (44) 1089–1092.
- R Development Core Team (2008). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>
- UE, 1996. Direttiva 96/62/CE del Consiglio del 27 settembre 1996 in materia di valutazione e di gestione della qualità dell'aria ambiente. Gazzetta ufficiale CE L 296, 21 novembre 1996.
- UE, 1998. Direttiva 98/70/CE del Consiglio del 13 ottobre 1998 relativa alla qualità della benzina e del combustibile diesel e recante modificazione della Direttiva 93/12/CEE del Consiglio. Gazzetta ufficiale CE L 350, 28 dicembre 1998.
- UE, 1999. Direttiva 1999/30/CE del Consiglio del 22 aprile 1999 concernente i valori limite di qualità dell'aria ambiente per il biossido di zolfo, il biossido di azoto, gli ossidi di azoto, le particelle e il piombo. Gazzetta Ufficiale CE L 163, 29 giugno 1999.
- UE, 2000. Direttiva 16 novembre 2000, n. 2000/69/CE, concernente i valori limite per il benzene ed il monossido di carbonio nell'aria ambiente. Gazzetta Ufficiale CE L 312, 13 dicembre 2000.
- UE, 2002. Direttiva 12 febbraio 2002, n. 2002/3/CE, Direttiva del Parlamento europeo e del Consiglio relativa all'ozono nell'aria. Gazzetta Ufficiale CE L 67, 9 marzo 2002.
- UE, 2004a. Decisione della Commissione del 29 aprile 2004 relativa al questionario annuale da redigere ai sensi delle direttive 96/62/CE e 1999/30/CE del Consiglio e delle direttive 2000/69/CE e 2002/3/CE del Parlamento europeo e del Consiglio.
- UE, 2004b. Direttiva 15 dicembre 2004, n. 2004/107/CE, Direttiva del Parlamento europeo e del Consiglio relativa ad arsenico, cadmio, mercurio, nichel e idrocarburi policiclici aromatici nell'aria. Gazzetta Ufficiale CE L 23, 26 gennaio 2005.
- UE, 2008. Direttiva 2008/50/ce del Parlamento Europeo e del Consiglio del 21 maggio 2008 relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa. Gazzetta Ufficiale CE L 152, 11 giugno 2008.
- UE, 2011. Decisione di esecuzione della commissione del 12 dicembre 2011 recante disposizioni di attuazione delle direttive 2004/107/CE e 2008/50/CE del Parlamento europeo e del Consiglio per quanto riguarda lo scambio reciproco e la comunicazione di informazioni sulla qualità dell'aria ambiente.

UE, 2016a. DIRETTIVA (UE) 2016/2284 DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO del 14 dicembre 2016 concernente la riduzione delle emissioni nazionali di determinati inquinanti atmosferici, che modifica la direttiva 2003/35/CE e abroga la direttiva 2001/81/CE

UE, 2016b. Commission Regulation (EU) 2016/646 of 20 April 2016 amending Regulation (EC) No 692/2008 as regards emissions from light passenger and commercial vehicles (Euro 6). <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32016R0646>

UNECE, 2004. Modelling and assessment of the health impact of particulate matter and ozone. Geneva, United Nations Economic Commission for Europe.

Veron AJ, Church TM, Russel AR, Patterson CC, Erel Y. Response of lead cycling in the surface Sargasso Sea to changes in tropospheric input. *J Geophys Res* 1993;98:18269-18276.

Weschler CJ. Ozone's impact on public health: contributions from indoor exposures to ozone and products of ozone-initiated chemistry. *Environ Health Perspect* 2006;114:649-653. 1489-1496.

WHO, 2000. "Air quality guidelines for Europe". Second Edition, Copenhagen, World Health Organisation. Regional Office for Europe Regional Publications, European Series, n. 91(2000).

WHO, 2006. Air Quality Guidelines. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global Update 2005. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe Regional Publications, (2006). http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/outdoorair_agq/en/.

WHO, 2013. Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP. Bonn, WHO Regional Office for Europe (2013).

WHO, 2016. Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease. World Health Organization (2016). <http://www.who.int/phe/publications/air-pollution-global-assessment/en/>

