



**CONFRONTO TRA I DATI MISURATI E
MODELLATI DI BENZO(A)PIRENE NEL PM10 EX
D. LGS. n.155/2010 IN ALCUNI COMUNI DELLE
PROVINCE DI LECCE, BRINDISI E TARANTO PER
GLI ANNI 2020-2021**

ARPA Puglia
Centro Regionale Aria



La relazione è stata redatta dall'Ufficio di Modellistica e dall'Ufficio QA – Brindisi, Lecce e Taranto del Centro Regionale Aria dell'Agenzia Regionale per la Prevenzione e la Protezione dell'Ambiente della Puglia.

AUTORI:

Ilenia Schipa, Angela Morabito - Ufficio Modellistica.

Valerio Margiotta, Alessandra Nocioni - Ufficio Qualità dell'Aria di Brindisi, Lecce e Taranto.

Le campagne di misura in aria ambiente sono state svolte dal personale dell'Ufficio QA di Brindisi, Lecce e Taranto: sig. Pietro Caprioli, dott. Daniele Cornacchia, p.ch. Maria Mantovan, dott. Valerio Margiotta, dott. Aldo Pinto, dott. Gaetano Saracino.

1. Introduzione

I risultati delle valutazioni modellistiche, condotte al fine di ricostruire in modalità retrospettiva lo stato della qualità dell'aria sull'intera regione Puglia, hanno evidenziato, già a partire dal 2016, il rischio di superamento del valore obiettivo, stabilito dalla normativa vigente per la concentrazione media annua di B(a)P in diversi comuni delle province di Brindisi, Lecce e Taranto¹. Si è reso quindi necessario lo svolgimento di una specifica attività di valutazione dei risultati della modellistica, predisposti in modalità retrospettiva per l'anno 2020 e 2021. Tale valutazione è consistita innanzitutto nel confronto con le misure di B(a)P, svolte annualmente ai sensi del D. Lgs n.155/2010 sui campioni di PM10, prelevati presso alcuni siti della rete regionale di qualità dell'aria (RRQA). Un'analoga analisi è stata successivamente estesa anche agli esiti delle campagne di monitoraggio che l'Ufficio di QA di BR-LE e TA del CRA ha condotto² nello stesso anno in alcuni dei comuni potenzialmente interessati dai suddetti superamenti.

Dall'analisi su base comunale dei dati emissivi di particolato e B(a)P, che alimentano il modello e sono stimati dall'inventario Inemar, dalla spiccata stagionalità degli andamenti degli inquinanti modellati, nonché dagli approfondimenti condotti dall'Ufficio di Modellistica sul contributo delle sorgenti emissive (traffico, industria, combustione residenziale biomassa, altre sorgenti) sullo stato della qualità dell'aria³, è emerso che la causa dei superamenti di cui sopra è l'emissione prodotta nel periodo invernale dalla combustione residenziale a biomassa legnosa. La rilevanza quantitativa⁴ di questa emissione unita al fatto che la stessa è rilasciata generalmente in prossimità del suolo, può determinare concentrazioni elevate nel periodo invernale, specialmente se si innescano condizioni meteorologiche favorevoli all'accumulo degli inquinanti nei bassi strati d'aria.

Il confronto, quindi, è stato condotto relativamente al periodo invernale, considerando le corrispondenti stime modellistiche prodotte nel 2020 e nel 2021 ad 1km di risoluzione spaziale e disponibili nelle province di Brindisi, Lecce e Taranto. Tale confronto ha incluso (quando disponibile) anche il PM10, consentendo quindi di valutare l'abilità del modello nel ricostruire le corrispondenti concentrazioni medie misurate in inverno in area urbana, in postazioni diverse rispetto a quelle della RRQA.

2. Aspetti cruciali della modellizzazione in FARM dell'impatto del riscaldamento residenziale a biomassa legnosa

Il modello di dispersione FARM è un modello di trasporto e diffusione di tipo euleriano. In un modello euleriano la ricostruzione nel tempo e nello spazio delle concentrazioni degli inquinanti avviene risolvendo numericamente un sistema di equazioni differenziali alle derivate parziali, ognuna delle quali rappresenta il bilancio di massa istantaneo per un dato inquinante *i*.

¹ In alcuni di questi comuni le valutazioni modellistiche indicavano anche il superamento del valore limite giornaliero, prescritto per il PM10, e del valore limite annuale per il PM2.5.

² Informazioni complete su queste campagne di misura sono disponibili sul portale di ARPA Puglia al seguente link: https://www.arpa.puglia.it/pagina3076_reportistica-aria.html.

³ "Analisi modellistica di source apportionment sullo stato della qualità dell'aria della Regione Puglia a 4 km di risoluzione" di Schipa I., Morabito A., Costa M.P. pubblicato su LA QUALITÀ DELL'ARIA IN ITALIA - I EDIZIONE – 2020 - REPORT | SNPA 12/2020

⁴ Tale rilevanza emerge ogniqualvolta si confrontano per un dato ambito territoriale le emissioni annuali di PM10 e di BaP fornite dall'inventario INEMAR per macrosettore di attività SNAP.

$$\begin{aligned}
 & \text{Avvezione} \\
 & \left(\frac{\partial \bar{c}_i}{\partial t} \right) - u \frac{\partial \bar{c}_i}{\partial x} + v \frac{\partial \bar{c}_i}{\partial y} + w \frac{\partial \bar{c}_i}{\partial z} = \\
 & \text{Turbolenza} \\
 & \frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial \bar{c}_i}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial \bar{c}_i}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial \bar{c}_i}{\partial z} \right) + \\
 & \text{Reazioni chimiche} \quad R_i(\bar{c}_1, \bar{c}_2, \dots, \bar{c}_N) + E_i - S_i \quad \text{Rimozione} \\
 & \text{Sorgente}
 \end{aligned}$$

Il primo termine a sinistra dell'equazione, scritta per l'inquinante i , rappresenta l'evoluzione nel tempo della concentrazione media dell'inquinante, mentre il secondo termine rappresenta il trasporto dell'inquinante causato dal moto medio delle masse d'aria (avvezione); a destra dell'equazione compare il termine che rappresenta l'interazione con la turbolenza atmosferica ovvero la diffusione turbolenta, il termine successivo tiene conto delle reazioni chimiche che possono contribuire alla formazione o alla rimozione dell'inquinante, il termine (E_i) di sorgente che tiene conto dell'eventuale introduzione di inquinante nel dominio di calcolo ed il termine di rimozione, S_i , che tiene conto globalmente di tutti i processi di rimozione che hanno luogo in atmosfera.

La risoluzione di tale sistema di equazioni avviene in singole celle, di dimensioni regolari Δx , Δy e Δz , del dominio di calcolo tridimensionale, e tutti i calcoli vengono riferiti al suo centro.

La rappresentazione per celle può costituire una limitazione all'accuratezza della ricostruzione delle concentrazioni da parte del modello euleriano, perché l'intera emissione di una sorgente viene rimescolata istantaneamente nella cella in cui si trova e pertanto può risultare impossibile stimare le variazioni del campo di concentrazione in prossimità delle sorgenti. Questo errore si può propagare anche nelle celle circostanti, determinando un campo di concentrazione in diminuzione con l'allontanarsi dal punto di emissione. Tale errore risulta in genere maggiore per le sorgenti di tipo puntuale rispetto alle sorgenti di tipo areale. Un altro aspetto fondamentale affinché la ricostruzione modellistica sia corretta è la qualità dell'input emissivo. Quest'ultima è da considerare a livello complessivo, riferendosi, quindi, sia alla qualità della stima numerica del flusso di massa emesso sia alle grandezze spaziali e temporali che servono a localizzare e a rappresentare adeguatamente la variabilità che l'emissione può manifestare nel tempo.

Nel caso specifico dell'emissione prodotta dalla combustione residenziale a biomassa legnosa, gli aspetti cruciali da considerare riguardano, quindi, la metodologia utilizzata per la stima emissiva, espressa in termini di flusso di massa, la modalità di spazializzazione di tale emissione sul dominio di calcolo e la definizione del profilo di modulazione temporale, con il quale si rappresenta la variabilità temporale che caratterizza questo tipo di emissione stagionale. Tutti questi dati, una volta definiti, vengono dati in input all'Emission Manager, EMMA, un modulo di calcolo che stima, per ogni cella del dominio di simulazione e per ogni ora dell'anno, il flusso di massa emesso da tale sorgente emissiva. Questo dato orario di tipo matriciale andrà, quindi, in input al modello euleriano FARM.

Le emissioni per il riscaldamento a biomassa dell'inventario sono state stimate a partire dall'indagine statistica che nel 2012 ARPA Puglia ha commissionato per stimare su base comunale i dati di consumo di legna e le

modalità (numero e tipo di impianti di combustione di biomassa presenti nelle abitazioni) di combustione delle biomasse legnose, utilizzate in Puglia per il riscaldamento domestico.

Di seguito si mostra la mappa su base comunale del consumo di legna da riscaldamento per densità abitativa in Puglia.

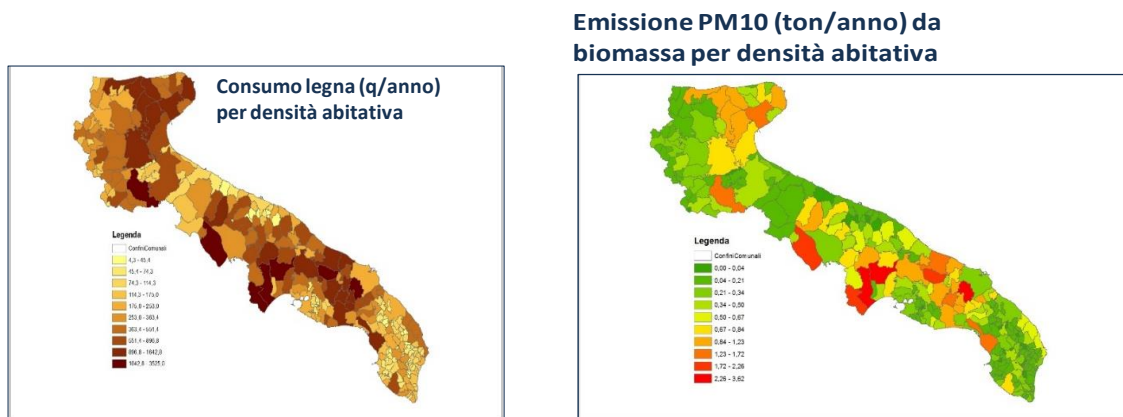


Figura 1: Mappa su base comunale del consumo di legna da riscaldamento per densità abitativa in Puglia ed emissione di PM10 da biomassa legnosa

Le stime emissive per PM10 e B(a)P prodotte dal riscaldamento residenziale a biomassa legnosa, relative al 2010, sono state calcolate attraverso uno specifico modulo di calcolo in INEMAR, a partire dai dati del consumo di legna, disponibili su base comunale, e da specifici fattori di emissione. Tali fattori, definiti sulla base della tipologia di tecnologia di combustione, mostrano un'estrema variabilità per lo stesso tipo d'apparecchio a seconda della qualità del combustibile, la tecnologia, la modalità d'uso e la manutenzione. I fattori di emissione adottati sono, quindi, il risultato della mediazione su ampie raccolte bibliografiche.

Le emissioni così calcolate e più in generale le emissioni da combustione non industriale (riscaldamento civile e commerciale-istituzionale, macrosettore 2) e da trasporto su strada (macrosettore 7), sono state successivamente corrette così da attualizzarle al 2013 attraverso l'applicazione di specifici fattori di variazione, dipendenti dall'attività emissiva e desunti dagli andamenti delle emissioni nazionali nel corso degli anni. Questi fattori sono stati calcolati a partire dalle stime annuali ISPRA, attualmente disponibili per gli anni dal 1980 al 2012 (si veda <http://www.sinanet.isprambiente.it/it/sia-ispra/serie-storiche-emissioni>). Per ottenere una stima del dato nazionale al 2013, si sono estrapolati linearmente i dati dei tre anni precedenti (2010-2011-2012). I fattori da applicare alle emissioni Inemar2010 sono poi stati calcolati, settore per settore, come rapporto tra i valori nazionali 2013 e 2010. Nella tabella successiva si riportano i fattori di correzione, da cui emerge che le emissioni, utilizzate nelle simulazioni, di PM10 e di IPA (quindi anche B(a)P) sono state incrementate rispettivamente di circa il 20% ed il 12% rispetto al dato emissivo INEMAR, riferito al 2010.

Tabella 1: Fattori di correzione

Settore SNAP	Descrizione	CO	NOx	NM VOC	SOx	NH3	PM10	PM2.5	Hg	As	Cd	Ni	Pb	IPA	PCDD
0202	Residenziale	1.164	0.897	1.176	0.876	1.284	1.21	1.209	0.933	0.903	1.064	0.693	1.157	1.117	1.122

Di seguito si riportano i consumi di legna e le stime emissive assegnate alla combustione residenziale della biomassa legnosa, utilizzate come input nelle simulazioni. Tali dati vengono inoltre confrontati con i consumi

e le emissioni dell'ultimo aggiornamento INEMAR disponibile, riferito al 2015, che costituirà la base dati del prossimo input emissivo che alimenterà il sistema modellistico FARM.

Tabella 2: Fattori relativi al consumi di legna e alle stime emissive assegnate alla combustione residenziale della biomassa legnosa, utilizzate come input nelle simulazioni

ATT	ATT_NOME	Input emissivo FARM (2010 attualizzato al 2013)			INEMAR 2010			INEMAR 2015		
		consumo di legna (Gj)	PM10 (t/anno)	BaP (kg/anno)	consumo di legna (Gj)	PM10 (t/anno)	BaP (kg/anno)	consumo di legna (Gj)	PM10 (t/anno)	BaP (kg/anno)
020206	Camino aperto tradizionale	4,988,819	5,191	961	4,988,819	4,290	861	6,725,331	5,784	1,211
020207	Stufa tradizionale a legna	271,839	158	-	271,839	130	-	309,839	77	77
020208	Camino chiuso o inserto	1,697,206	780	-	1,697,206	645	-	2,321,988	580	232
020209	Stufa o caldaia innovativa	68,053	31	-	68,053	26	-	76,453	11	8
020210	Stufa automatica a pellets o cippato o BAT legna	513,481	47	-	513,481	39	-	1,375,696	96	69
	TOTALI	7,539,398	6,208	961	7,539,398	5,131	861	10,809,307	6,550	1,597

Come è possibile notare, le stime presenti in INEMAR 2015 mostrano un aumento⁵ delle emissioni regionali di PM10 e B(a)P, a fronte di un incremento del consumo complessivo di legna (stimato dall'ISTAT), pari a circa il 43% rispetto al 2010. Per il PM10 l'incremento è solo del 5.5% perché compensato dalla riduzione dei fattori di emissione adottati in INEMAR per tutte le attività, ad eccezione della 020206. L'aumento delle emissioni di B(a)P, invece, è dovuto sostanzialmente all'incremento del consumo di legna e all'introduzione delle stime emissive di B(a)P anche per le attività 020207-8-9-10. In INEMAR 2015 tali stime emissive sono inoltre distribuite su base comunale in modo analogo ad INEMAR 2010, ovvero secondo gli esiti dell'indagine statistica sul consumo di biomassa residenziale, condotta da Arpa Puglia nel 2012.

L'emissione stimata su base comunale, come già detto, viene poi assegnata alle celle del dominio di simulazione e deve essere modulata nel tempo così che per ogni cella sia definita la corrispondente emissione per ogni ora dell'anno.

Queste elaborazioni vengono condotte dal modulo EMMA, che necessita che siano definiti i profili di modulazione temporale ed i layer o tematismi di spazializzazione.

Per quanto attiene il riscaldamento residenziale a biomassa legnosa, di seguito si mostrano i profili di modulazione temporale, acquisiti da letteratura, definiti su base annuale (per ripartire l'emissione nei diversi mesi dell'anno), su base settimanale (per ripartire l'emissione nei diversi giorni della settimana), su base giornaliera (per ripartire l'emissione nelle diverse ore della giornata).

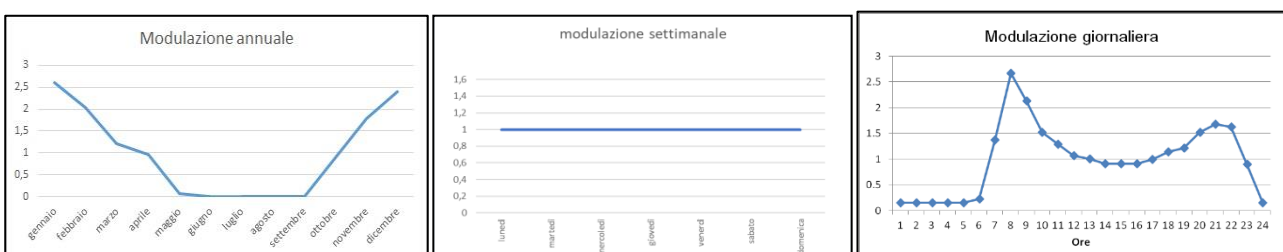


Figura 2: Profili di modulazione annuale, settimanale e giornaliera

⁵ Rispetto alle stime emissive di PM10 e BaP attualmente in input al sistema modellistico (utilizzato sia in modalità retrospettiva che previsionale) le stime INEMAR 2015 aumentano rispettivamente del 5% e del 66%.

Tali profili di modulazione sono assegnati allo stesso modo a tutte le celle del dominio di simulazione e sono gli stessi per ogni anno di simulazione. Non vengono quindi differenziati né secondo la fascia climatica né tengono conto di eventuali anomalie termiche tra un anno e l'altro.

E' opportuno evidenziare che proprio per gestire questo aspetto, nelle catene modellistiche previsionali che forniscono giornalmente in modalità operativa le previsioni a +24, +48 e +72 ore dello stato della qualità dell'aria sulla Puglia (a 4km) e sull'area di Taranto (ad 1km), è stato implementato un algoritmo in grado di modulare dinamicamente le emissioni da riscaldamento sulla base delle temperature previste⁶.

Le emissioni necessitano, infine, di essere distribuite opportunamente sulle celle del dominio di simulazione. A tal fine devono essere definiti opportuni tematismi di spazializzazione. Nel corso degli anni si è passati da una spazializzazione delle emissioni da riscaldamento residenziale secondo un layer costruito sulla base del grado di urbanizzazione, espresso in termini di aree fabbricate (nello specifico a partire dalle categorie 111 - Continuous urban fabric e 112 - Discontinuous urban fabric del Corine Landcover relativo al 2006) , ad un layer cartografico predisposto a partire dalla densità di popolazione effettivamente residente (fonte Censimento ISTAT 2011).

Nelle figure successive si confrontano le spazializzazioni delle emissioni annuali, prodotte per il PM10, dal settore del riscaldamento residenziale sul dominio di simulazione ad 1km, ottenute utilizzando i due suddetti layer cartografici.

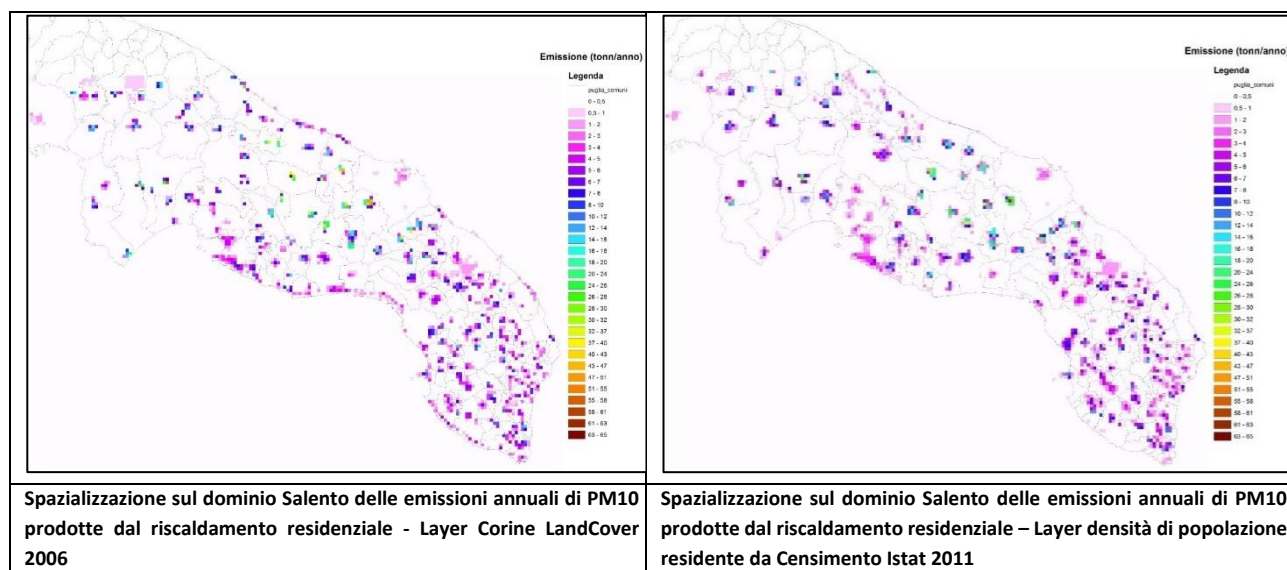


Figura 3: Mappe di spazializzazione delle emissioni annuali prodotte dal riscaldamento residenziale con i due diversi layer di spazializzazione

L'uso del tematismo elaborato a partire dalla densità di popolazione residente ha consentito di non assegnare emissione da riscaldamento nelle aree urbanizzate costiere, corrispondenti alle zone di residenza prettamente di tipo estivo. D'altro canto alcuni approfondimenti svolti sulle concentrazioni modellate nelle aree urbanizzate della città, hanno evidenziato alcuni limiti nell'uso di tale tematismo. Infatti, la spazializzazione delle emissioni da riscaldamento residenziale (anche a biomassa legnosa) concentra le

⁶ La modulazione nel corso dell'anno viene assegnata tramite il metodo dei gradi-giorno, sulla base delle temperature al suolo in ciascun punto griglia; viene calcolata una modulazione annuale "a priori", poi corretta sulla base delle temperature giornaliere correnti. Inoltre per ciascun comune viene considerato il vincolo del periodo di accensione del riscaldamento, dettato dall'appartenenza del comune ad una determinata fascia climatica.

emissioni nelle aree della città con maggiore densità residenziale. Tali aree comprendono tipicamente edifici il cui numero di piani è maggiore di due. Per questi si può però ritenere trascurabile il consumo di legna data la difficoltà di approvvigionamento e trasferimento. Anche questo aspetto necessita, quindi, di essere adeguatamente considerato e sviluppato secondo le nuove informazioni e metodologie attualmente a disposizione⁷.

3. Misure sperimentali di benzo(a)pirene e PM10

Nei territori coperti da centraline della RRQA e nei casi d'impiego del mezzo mobile, la raccolta del particolato atmosferico è stata realizzata per mezzo di campionatori sequenziali FAI mod. SWAM 5a ubicati all'interno della centralina o del mezzo mobile. Lo strumento sfrutta la tecnica dell'attenuazione di radiazione beta con sorgente emettitrice radioattiva al ¹⁴C ai sensi della norma tecnica ISO 10473:2000. Lo strumento è conforme alla direttiva 2008/50/EC e certificato equivalente alla norma UNI EN 12341:2014.

In tutti gli altri casi sono stati impiegati campionatori sequenziali Mega System mod. Lifetek PMS e Dadolab mod. Giano e Gemini, conformi alle specifiche richieste dalla norma UNI EN 12341:2014.

Filtri in microfibra di quarzo sono stati usati come superfici di captazione, ciascuno di essi campiona un volume d'aria pari a circa 55 m³ nell'arco temporale di 24 ore. I campioni giornalieri sono stati prelevati da personale del CRA e processati presso il Laboratorio ARPA Puglia del DAP di Brindisi per la quantificazione del benzo(a)pirene. L'analisi è stata eseguita in accordo alla norma tecnica UNI EN 15549:2008. Per il calcolo della media del periodo, nei casi in cui il valore riscontrato sia inferiore al limite di quantificazione (LOQ), è stato considerato un valore cautelativo pari a ½ LOQ.

In Tabella 3 sono riportati i dettagli operativi ed i periodi di campionamento di tutte le campagne di monitoraggio. In figura 4 le concentrazioni medie di benzo(a)pirene, misurate durante le campagne invernali del biennio 2020-21, sono collocate su una mappa della Puglia meridionale per mostrare della loro variazione sul territorio regionale. In figura 5 le concentrazioni di benzo(a)pirene e PM10 delle sole campagne invernali sono rappresentate su appositi istogrammi e confrontate indicativamente con i valori limite annuali.

⁷ Per evitare ciò si può ad esempio creare un layer emissivo che nelle città distribuisca l'emissione là dove risiede più popolazione ma non sono presenti edifici con un numero di piani sopraelevati superiore a 1 o a 2. Quest'ultima informazione è fornita sempre dal Censimento 2011 dell'ISTAT.

Tabella 3: Finestre temporali delle campagne di monitoraggio invernali eseguite nel biennio 2020-2021 e dettaglio dei campionatori utilizzati.

Comune	Data inizio	Data fine	Campionatore		
			FAI SWAM 5a	Lifetek PMS	Giano/Gemini
Castellaneta (TA)	24/01/2020	28/02/2020		X	
Mottola (TA)	24/01/2020	29/02/2020		X	
Latiano (BR)	21/03/2020	27/04/2020	X		
Salice Salentino (LE)	20/11/2020	04/01/2021	X		
Grottaglie (TA)	24/11/2020	27/12/2020	X		
Massafra (TA)	24/11/2020	29/12/2020	X		
Mesagne (BR)	11/12/2020	11/01/2021	X		
Maglie (LE)	15/01/2021	24/03/2021		X	
Ginosa (TA)	21/01/2021	14/03/2021			X
Erchie (BR)	17/02/2021	27/04/2021	X		
Palagianò (TA)	18/02/2021	28/03/2021			X
FrancaVilla F.na (BR)	17/12/2021	31/12/2021	X		

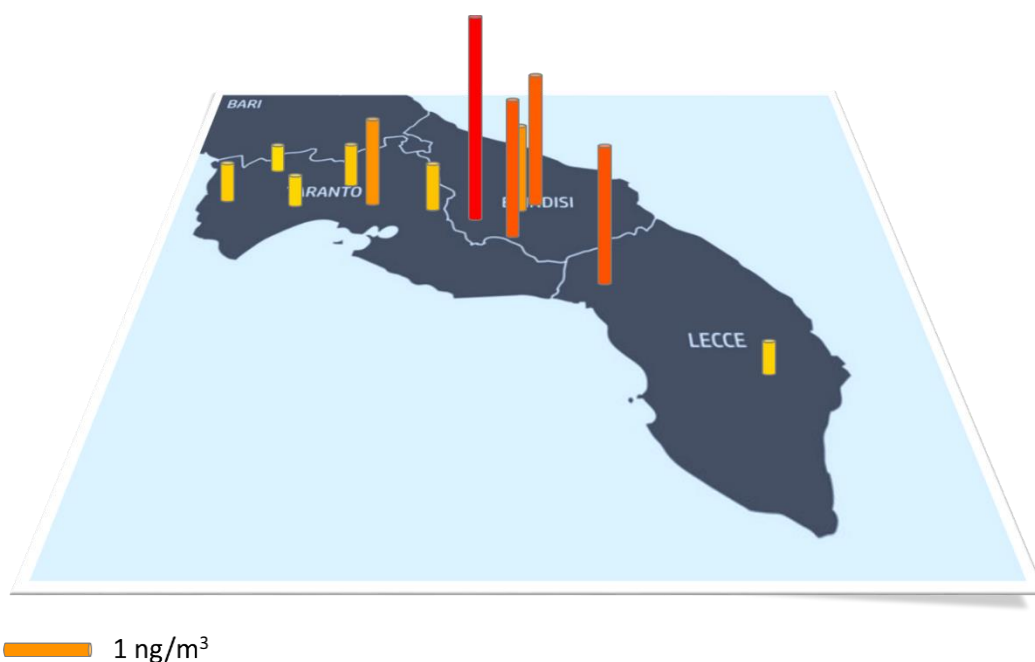


Figura 4: Mappatura delle concentrazioni di benzo(a)pirene misurate nell'ambito delle campagne invernali del biennio 2020-2021.

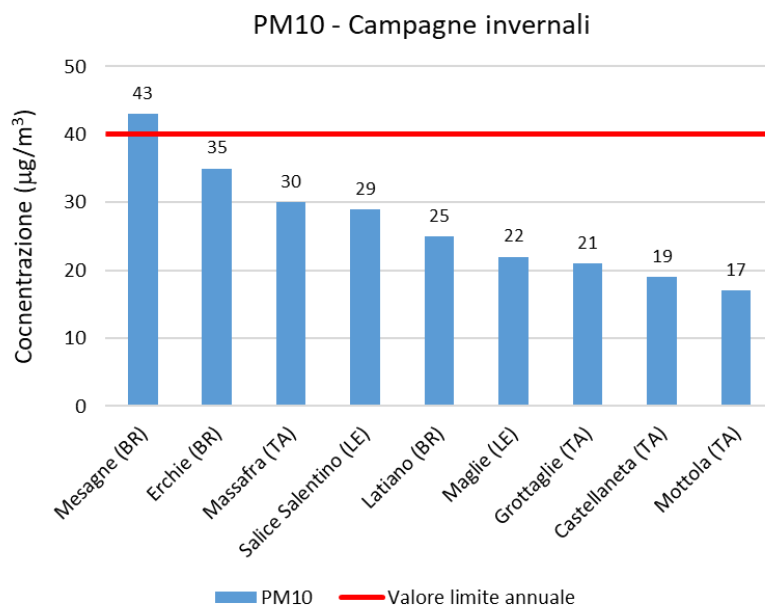
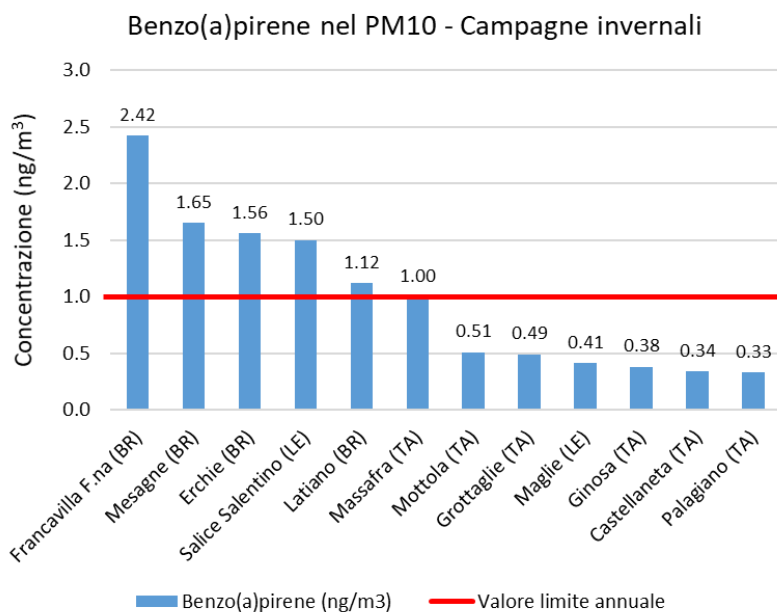


Figura 5: Istogrammi delle concentrazioni di benzo(a)pirene (in alto) e di PM10 (in basso) misurate durante le campagne invernali del biennio 2020-2021. I dati sono confrontati con i valori limite annuali del D. Lgs. n. 155/2010.

4. Confronto tra i dati misurati e modellati nel 2020 e nel 2021 di B(a)P e PM10 presso le postazioni della RRQA

ARPA Puglia ha effettuato, per il 2020 e per il 2021, la consueta quantificazione del B(a)P sui campioni di filtri di PM10, prelevati presso alcune postazioni fisse di monitoraggio della QA, ai sensi della normativa vigente. Le concentrazioni medie annuali di B(a)P sono scaturite dalle determinazioni analitiche condotte su pool mensili. Secondo la normativa questi possono anche non coprire interamente l'anno, ma devono essere ripartiti in modo uniforme al fine di garantire un'opportuna rappresentatività temporale. Affinché infatti le medie annuali siano considerate valide, e quindi confrontabili con il valore obiettivo previsto dal D. Lgs. n. 155/2010, la percentuale complessiva di copertura annuale delle misure giornaliere nei siti di indagine deve risultare conforme al requisito riportato nell'Allegato 1 dello stesso D. Lgs. n. 155/2010 per le misurazioni indicative ($\geq 14\%$) e per le misurazioni in siti fissi ($\geq 33\%$)⁸.

Pertanto, nel confronto tra le concentrazioni medie annuali misurate nel biennio 2020-2021 e le corrispondenti modellate, è opportuno tenere presente che la media annuale misurata è calcolata su un numero complessivo di giorni di campionamento molto variabile a seconda della postazione considerata⁹, mentre la media annuale modellata è calcolata su tutti i 365 giorni dell'anno.

Nelle figure 6 si riportano le mappe della concentrazione media annuale di B(a)P stimata dal modello fotochimico per il 2020 e per il 2021 sul dominio di simulazione avente risoluzione pari a 1kmx1km e comprendente le province di Lecce, Brindisi e Taranto.

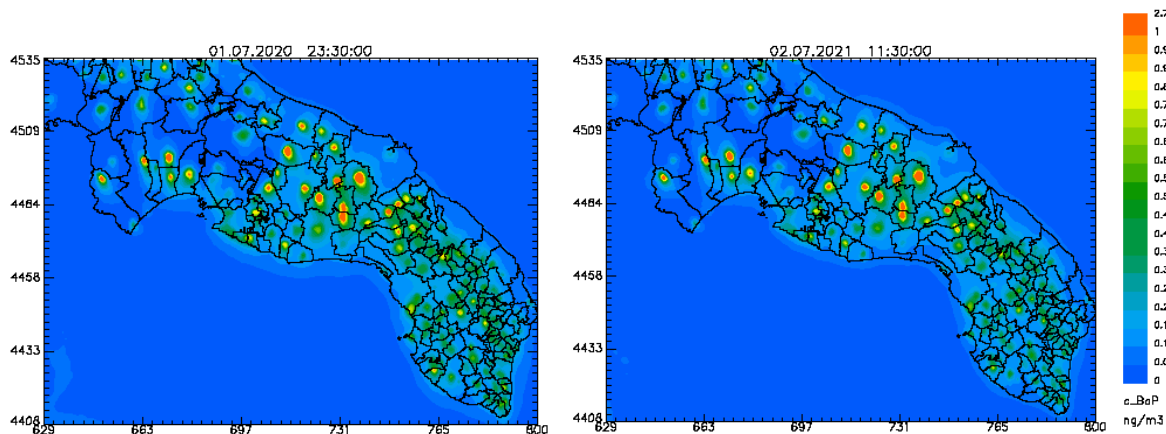


Figura 6: Mappa della concentrazione media annuale di B(a)P modellata per il 2020 e il 2021 .

Le mappe di figura 6 mostrano la distribuzione al suolo della concentrazione media modellata di B(a)P per gli anni 2020 e 2021. Come si può notare, la distribuzione è molto simile per entrambi gli anni; ciò è sostanzialmente dovuto al fatto che la stima emissiva utilizzata per entrambi gli anni è la stessa, pertanto le

⁸ Per siti come Piazza Don Minzoni a Torchiarolo (BR) o alcuni siti dell'area industriale di Taranto la copertura percentuale dei dati richiesta dalla normativa di riferimento per il confronto con il valore obiettivo nazionale deve essere invece pari al 33%.

⁹ Tale variabilità varia in base alla tipologia di stazione, da circa 50 a 160 gg/anno, ad eccezione del sito di Torchiarolo per cui si sono avuti 283 gg/anno nel 2020.

lievi differenze sono da attribuire alla variazione dei campi meteorologici che hanno alimentato il modello di dispersione.

Nei successivi grafici si mostra, per gli anni 2020 (Figure 7 e 8) e 2021 (Figure 9 e 10), il confronto, rappresentato tramite uno scatterplot, tra le concentrazioni medie misurate di B(a)P ed il corrispondente dato medio modellato, sia relativamente all'anno che al solo periodo invernale¹⁰. Il confronto è proposto anche per il PM10, misurato contestualmente dagli analizzatori in continuo presenti presso le postazioni monitoraggio, dove è effettuato il campionamento del B(a)P. Gli scatterplot tengono conto dell'incertezza relativa massima assegnata alle tecniche di modellizzazione, così come definita nell'Allegato I e nell'Appendice III del D. Lgs. N.155/2010 per il B(a)P (pari al 60%) e per il PM10 (pari al 50%), relativamente all'indicatore statistico della media annuale. Tali valori massimi per l'incertezza sono stati utilizzati per definire il range entro il quale la differenza tra le concentrazioni medie annuali, misurate e modellate, si può considerare accettabile. Poiché in letteratura non sono disponibili criteri/obiettivi di performance specifici per il B(a)P⁶ validi sul breve periodo, si fa presente che è stato utilizzato lo stesso criterio di accettabilità valido sulla media annuale, anche per i confronti condotti su periodi temporali più brevi (media invernale, media periodo sul periodo di campionamento, ecc.). Pertanto, relativamente ai confronti condotti su periodi temporali inferiori ad un anno, il criterio di accettabilità, utilizzato per il B(a)P, ha una valenza puramente indicativa.

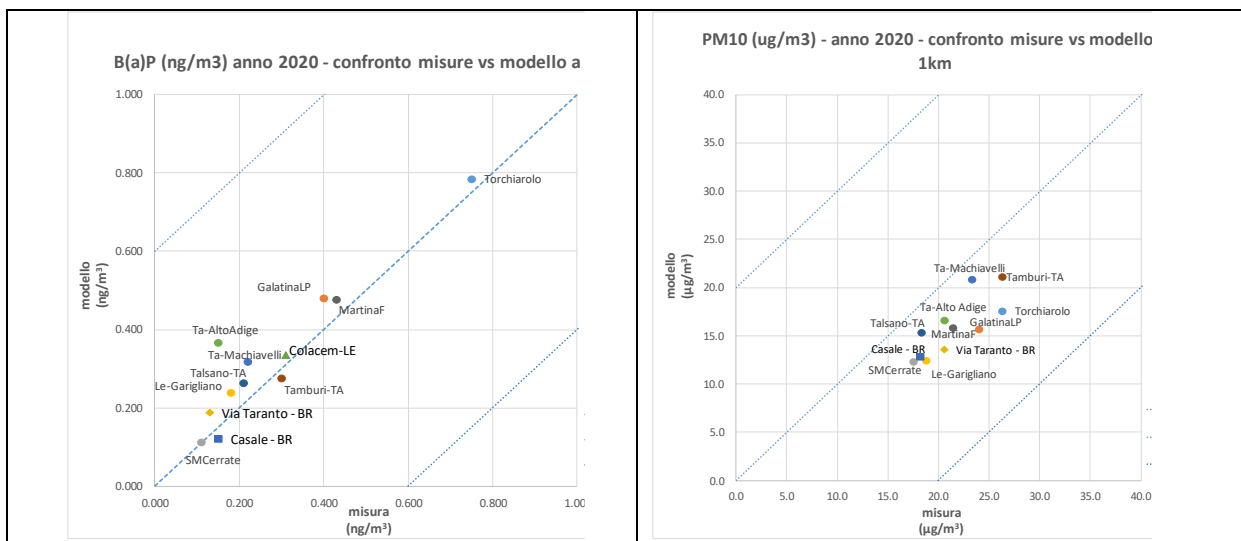


Figura 7: Confronto (*scatter plot*) tra le concentrazioni medie annuali, misurate e modellate di B(a)P e PM10, presso alcune postazioni della RRQA nel 2020.

¹⁰ Laddove non risultavano disponibili le concentrazioni medie mensili misurate nei mesi invernali (dicembre, gennaio e febbraio), si è considerato come dato modellato la media relativa al mese per cui si disponeva delle misure (generalmente gennaio).

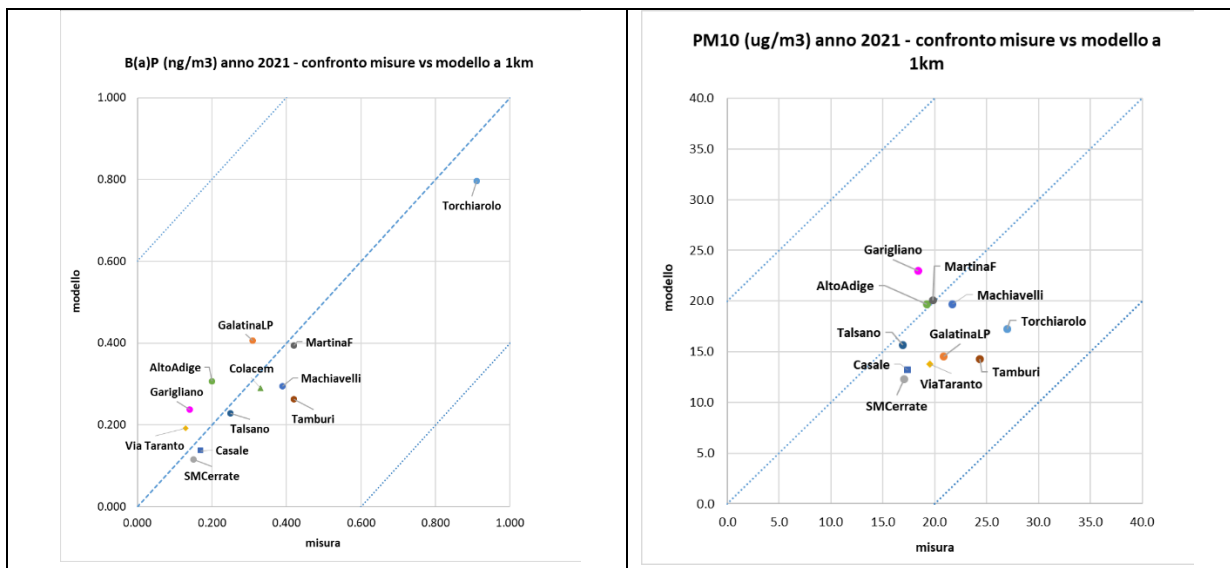


Figura 8: Confronto (*scatter plot*) tra le concentrazioni medie annuali, misurate e modellate di B(a)P e PM10, presso alcune postazioni della RRQA nel 2021¹.

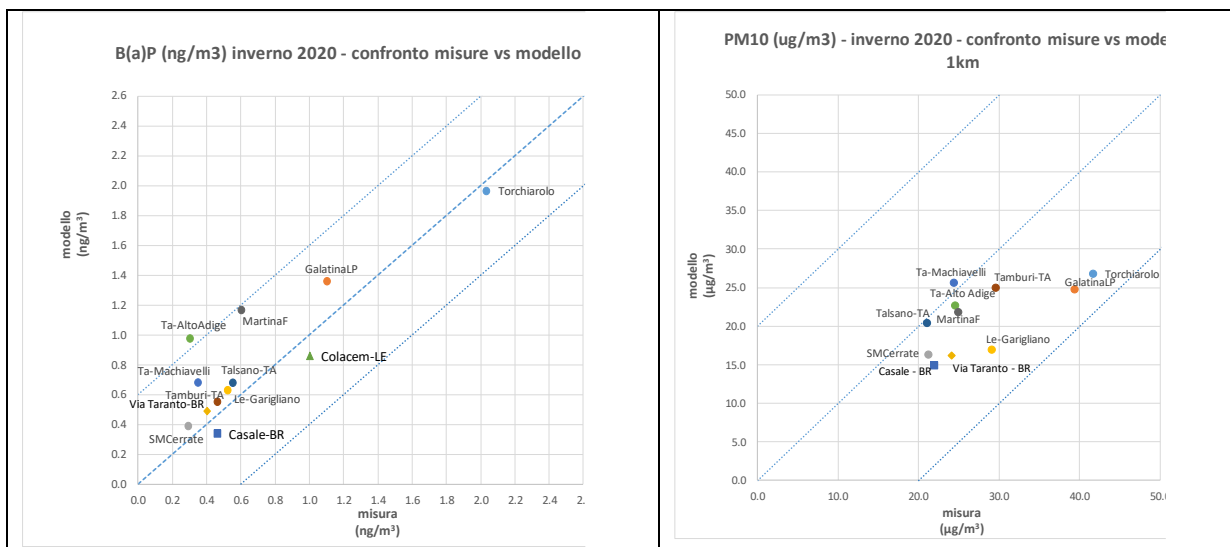


Figura 9: Confronto (*scatter plot*) tra le concentrazioni medie invernali, misurate e modellate di B(a)P e PM10, presso alcune postazioni della RRQA nel 2020.

¹Si fa presente che la centralina sita a Garigliano ha una efficienza strumentale per il PM10 inferiore al 90%.

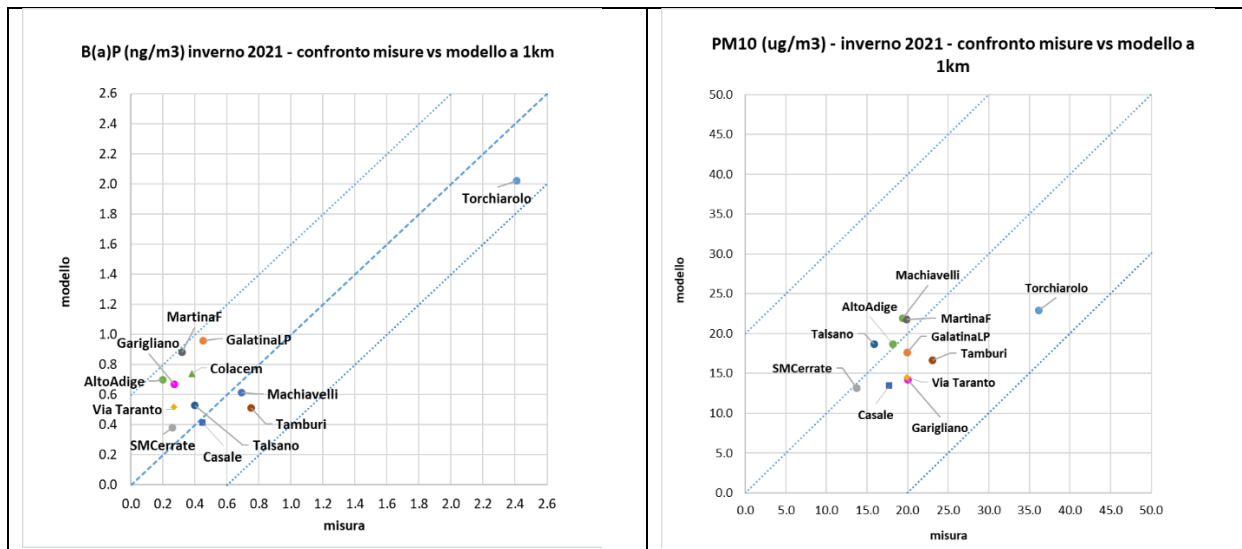


Figura 10: Confronto (*scatter plot*) tra le concentrazioni medie invernali, misurate e modellate di B(a)P e PM10, presso alcune postazioni della RRQA nel 2021.

Gli scatterplot mostrano che il confronto su base annuale per il B(a)P è soddisfacente ed evidenziano come, sia per il modello che per le misure, non siano presenti superamenti del valore obiettivo previsto dalla normativa. Il valore più elevato, sia nel 2020 che nel 2021, viene misurato presso la postazione Don Minzoni, ubicata a Torchiarolo, che è noto essere influenzata dall’impatto prodotto dalle emissioni prodotte dal riscaldamento residenziale. Vi è quindi una buona corrispondenza tra dato modellato e misurato, dal momento che buona parte dei punti si distribuiscono lungo la bisettrice e che tutti i dati modellati rientrano all’interno del range di variabilità ammesso ($\pm 60\%$). Per il PM10 si rileva, invece, una tendenza da parte del modello a sottostimare le concentrazioni misurate, pur rimanendo comunque il confronto soddisfacente. Relativamente al solo periodo invernale, invece, gli esiti del confronto sono differenti. Nel 2020, in tutte le postazioni le concentrazioni misurate di B(a)P aumentano, raggiungendo i valori più elevati presso la postazione “Colacem” a Galatina, presso la postazione Galatina LP e presso la postazione Torchiarolo; anche il modello prevede in queste postazioni valori più elevati, restando abbastanza confrontabili con quelli misurati. D’altro canto in alcune postazioni dell’area urbana di Taranto (Taranto – Via Alto Adige) e della provincia di Taranto (Martina Franca) si riscontrano delle sovrastime importanti, intorno al 60%¹¹. Queste, più che ad una sovrastima delle emissioni di B(a)P in input al modello¹², si ritiene possano essere dovute ad una non corretta spazializzazione delle emissioni. Questa, come già detto, è condotta in funzione della densità di residenza che in città o in comuni popolosi ed estesi di provincia può “spostare” le emissioni là dove sono presenti edifici a più piani (dove è poco realistico si consumi legna). Nel 2021 le concentrazioni misurate più elevate si osservano presso la postazione Torchiarolo e presso le postazioni industriali Tamburi e Machiavelli; invece il modello continua a stimare i valori più elevati presso le postazioni Galatina LP e Martina Franca, analogamente al 2020. In Taranto-Via Alto Adige si conferma invece quanto già evidenziato per il 2020 sul confronto modello-misura.

¹¹ E’ opportuno evidenziare che la normativa non definisce per il B(a)P e il PM10 un’incertezza massima per le tecniche di modellizzazione per indicatori di più breve periodo, per i quali ci si attenderebbe un’incertezza maggiore (ad es. SO₂, NO₂, ecc.).

¹² Se il consumo di legna attribuito al comune fosse non corretto, anche per il PM10 dovremmo osservare lo stesso effetto. Se invece il problema fosse legato al fattore di emissione utilizzato per stimare le emissioni prodotte dalla combustione residenziale a biomassa dovremmo avere lo stesso comportamento anche in altre postazioni.

Per il PM10, sia nel 2020 che nel 2021, si conferma nel periodo invernale una sottostima del modello, più marcata nella postazione di campionamento ubicata a Torchiarolo.

5. Confronto tra i dati misurati e modellati di B(a)P durante le campagne di misura invernali

In corrispondenza delle postazioni fisse di monitoraggio della qualità dell'aria, presso le quali viene condotto annualmente il campionamento e la determinazione analitica del B(a)P sul PM10, le valutazioni modellistiche riferite agli anni 2020 e 2021 non hanno evidenziato alcun rischio di superamento del valore obiettivo di qualità dell'aria. Tale esito è stato confermato dalle misure di B(a)P, effettuate nello stesso anno.

D'altro canto i risultati delle valutazioni modellistiche, condotte al fine di ricostruire in modalità retrospettiva lo stato della qualità dell'aria sulla Puglia, hanno evidenziato, già a partire dal 2016, il rischio di superamento del valore obiettivo stabilito dalla normativa vigente per la concentrazione media annua di B(a)P in diversi comuni delle province di Brindisi, Lecce e Taranto (rif. Figura 4). In alcuni di questi il modello indicava anche la possibilità di un superamento del valore limite previsto su base giornaliera per il PM10 e del valore limite annuale per il PM2.5.

ARPA Puglia ha quindi condotto, presso alcuni di questi comuni, delle campagne di monitoraggio, sia nel periodo estivo che invernale nel corso degli anni 2020 e 2021.

In particolare a Latiano (BR), Mottola (TA), Salice Salentino (LE), Castellaneta (TA), Palagiano (TA), Ginosa (TA), Erchie (BR) e Maglie-Auditorium (LE) dove non era disponibile una postazione fissa di monitoraggio della qualità dell'aria, è stato installato un laboratorio mobile o un campionatore sequenziale, così da caratterizzare in modo completo lo stato della qualità dell'aria¹³. Nei comuni di Mesagne (BR), Grottaglie (TA) e Massafra (TA), Francavilla (BR) presso i quali risultava, invece, già disponibile una postazione di monitoraggio, sono stati effettuati presso le stesse ubicazioni specifici campionamenti di breve periodo, utili alla determinazione analitica del B(a)P sul PM10.

I risultati delle campagne di monitoraggio per il B(a)P ed il PM10, eseguite in periodo invernale, sono stati successivamente confrontati con le corrispondenti stime modellistiche prodotte dalle simulazioni con il FARM nell'ambito della valutazione retrospettiva della qualità dell'aria condotta sull'intera regione per gli anni 2020 e 2021.

La disponibilità di questi dati su base giornaliera ha permesso di avviare una valutazione più precisa dell'abilità del sistema modellistico di ricostruire le concentrazioni di B(a)P, in particolare nel periodo invernale.

Di seguito si mostrano, quindi, gli scatterplot che confrontano le concentrazioni, modellate e misurate di B(a)P e di PM10, mediate sul periodo di campionamento in tutte le postazioni (Figura 11). Si ricorda che in ogni scatter plot si riporta quale range di accettabilità dei dati modellati quello che il D. Lgs. N. 155/2010 prevede per la media annuale del B(a)P (pari a $\pm 60\%$) e del PM10 (pari a $\pm 50\%$), nonostante il confronto sia condotto considerando indicatori statistici di più breve periodo.

¹³ Informazioni complete su queste campagne di misura sono disponibili sul portale di ARPA Puglia al seguente link: https://www.arpa.puglia.it/pagina3076_reportistica-aria.html.

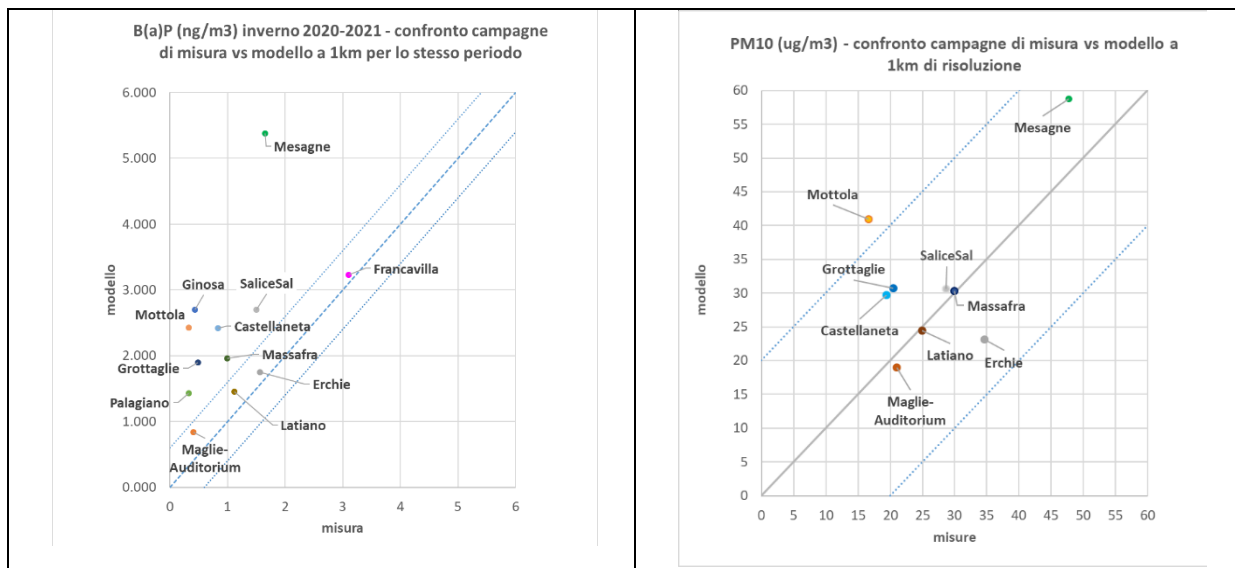


Figura 11: Confronto (*scatter plot*) tra le concentrazioni misurate e modellate di B(a)P e PM10, mediate sul periodo di campionamento del B(a)P

Gli esiti del confronto mostrano risultati diversi per il PM10 e per il B(a)P. Per il B(a)P, infatti, l'accordo tra le concentrazioni modellate e misurate, mediate sul periodo di campionamento, risulta all'interno del range di accettabilità solo per alcune postazioni (Latiano, Erchie, Francavilla F. e Maglie). Per tutte le altre si osserva una tendenza del modello a sovrastimare il dato misurato. Relativamente al PM10, invece, tutti i valori rientrano all'interno del range di accettabilità e si distribuiscono attorno alla bisettrice, ad eccezione del punto di campionamento situato a Mottola. Questo diverso comportamento del modello rispetto ai due inquinanti fa ritenere che la sovrastima del B(a)P possa essere legata alla qualità della stima emissiva, condizionata dall'utilizzo di un fattore di emissione meno solido rispetto a quello dei macroinquinanti.

6. Stima del fattore correttivo per il B(a)P modellato

Il confronto di cui al paragrafo precedente ha evidenziato come la qualità della ricostruzione modellistica, sia per il PM10 che per il B(a)P, dipenda dall'ubicazione del campionamento. Una migliore performance del modello, infatti, si rileva generalmente nei casi in cui il campionamento è avvenuto all'interno dell'area urbanizzata, dove il campionatore è circondato da potenziali sorgenti emissive (comignoli). Tali situazioni sono riprodotte in modo più realistico dal modello FARM, che distribuisce in modo omogeneo l'emissione sulle celle di calcolo utilizzando quale criterio di spazializzazione la densità di residenza. Di contro, presso le postazioni in cui i campionamenti sono avvenuti a margine del tessuto urbano, la rappresentazione per cella si rivela meno idonea a ricostruire la variabilità emissiva. Si rimanda alle schede di approfondimento allegate per maggiori dettagli. In tali schede, per ciascun sito di campionamento, si riporta la mappa con la relativa ubicazione, i grafici con il confronto per il B(a)P ed il PM10 (dove disponibile) dell'andamento temporale delle concentrazioni medie giornaliere, misurate e modellate sulla griglia ad 1km di risoluzione spaziale (indicata nei grafici con la sigla "g3"), e la mappa che riporta la distribuzione per celle delle emissioni prodotte dal riscaldamento residenziale secondo il tematismo basato sulla densità della popolazione residente.



Gli esiti del confronto, condotto nelle postazioni di campionamento situate all'interno delle aree urbanizzate più densamente abitate, è stato, quindi, utilizzato per stimare un fattore correttivo da utilizzare per migliorare la valutazione modellistica ad 1km. Tale fattore adimensionale, calcolato come media dei rapporti delle concentrazioni medie, misurate e modellate nelle postazioni di campionamento di Latiano, Salice Salentino, Massafra, Francavilla Fontana, Maglie, Erchie, è risultato pari a 0.69¹⁴.

¹⁴ L'approccio consistente nell'utilizzo per il BaP di un fattore correttivo sulle stime modellate è analogo a quello che si considera quando per i macroinquinanti si assimilano sui campi modellati i dati misurati dalle postazioni della rete di monitoraggio della qualità dell'aria. Il valore di tale fattore è stato utilizzato nella "Valutazione integrata della qualità dell'aria in Puglia per l'anno 2021" determinando come atteso una significativa riduzione del numero di comuni presso i quali il modello prevede un rischio di superamento del valore obiettivo per il B(a)P. La suddetta relazione è stata trasmessa alla Direzione Scientifica di Arpa in data 25/07/2022 con la N. Prot. 53066.

SCHEDE DI APPROFONDIMENTO

Di seguito si riporta un'analisi statistica condotta sulle concentrazioni medie giornaliere di B(a)P e di PM10, modellate e misurate in ogni postazione nel corso del relativo campionamento.

Gli indicatori statistici, elaborati a partire dalle concentrazioni medie giornaliere misurate (M_i) e osservate (O_i), sono di seguito elencati:

- 1) Media modellata e misurata sul periodo di campionamento;
- 2) Errore relativo calcolato come indicato nell'appendice III del D. Lgs. N.155/2010 (indicato di seguito nelle tabelle successive con la sigla "Errore_155");
- 3) Correlazione tra i dati medi giornalieri modellati e misurati

$$\text{Correl}(M, O) = \frac{\sum(M_i - \bar{M})(O_i - \bar{O})}{\sqrt{\sum(M_i - \bar{M})^2 \sum(O_i - \bar{O})^2}}$$

- 4) Root Mean Square Error (RMSE)

$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{1}{N} \sum (O_i - M_i)^2}$$

- 5) Mean Fractional Error

$$\text{MFE} = \frac{2}{N} \sum_{i=1}^N \frac{|M_i - O_i|}{(M_i + O_i)}$$

Quest'ultimo indicatore è stato valutato solo per il PM10, perché solo per tale inquinante sono definiti in letteratura¹⁵ gli obiettivi specifici di performance, di seguito indicati.

	<i>MFE_goal</i>	<i>MFE_criterion</i>
PM10	50%	75%

Al fine di provare ad identificare i fattori che influenzano le stime modellistiche, l'analisi statistica è integrata con altri dati ed informazioni. Per ciascun sito di campionamento si riporta la mappa con la relativa ubicazione, i grafici con il confronto, per il B(a)P ed il PM10, dell'andamento temporale delle concentrazioni medie giornaliere, misurate e modellate sulla griglia ad 1km, e la mappa che riporta la distribuzione per celle delle emissioni prodotte dal riscaldamento residenziale secondo il tematismo basato sulla densità della popolazione residente.

Per i comuni di Mesagne e Latiano la spazializzazione adottata è anche confrontata con la distribuzione dei comignoli, la cui identificazione e geolocalizzazione è stata effettuata mediante fotointerpretazione di immagine satellitare (Google satellite), aggiornata al 2016, con l'ausilio di Street View.

Per i comuni di Grottaglie, Massafra, Mottola, che ricadono nella griglia "Taranto", su cui operativamente il sistema modellistico predispone giornalmente ad 1km di risoluzione anche le previsioni di tutti gli inquinanti normati dal D. Lgs. N.155/2010, vengono confrontati gli andamenti delle concentrazioni medie giornaliere di PM10 e B(a)P modellate. Nelle previsioni l'emissione è modellata "dinamicamente" come indicato al paragrafo 2. Tale confronto permette, quindi, di tenere conto del fattore climatico, che costituisce una variabile in grado di "togliere" o "aggiungere" emissione.

¹⁵ PM (Boylan, J.W. and Russel, A.G., 2006. PM and light extinction model performance metrics, goals, and criteria for three-dimensional air quality models. Atmospheric Environment 40, 4946-4959, doi:10.1016/j.atmosenv.2005.09.087);.

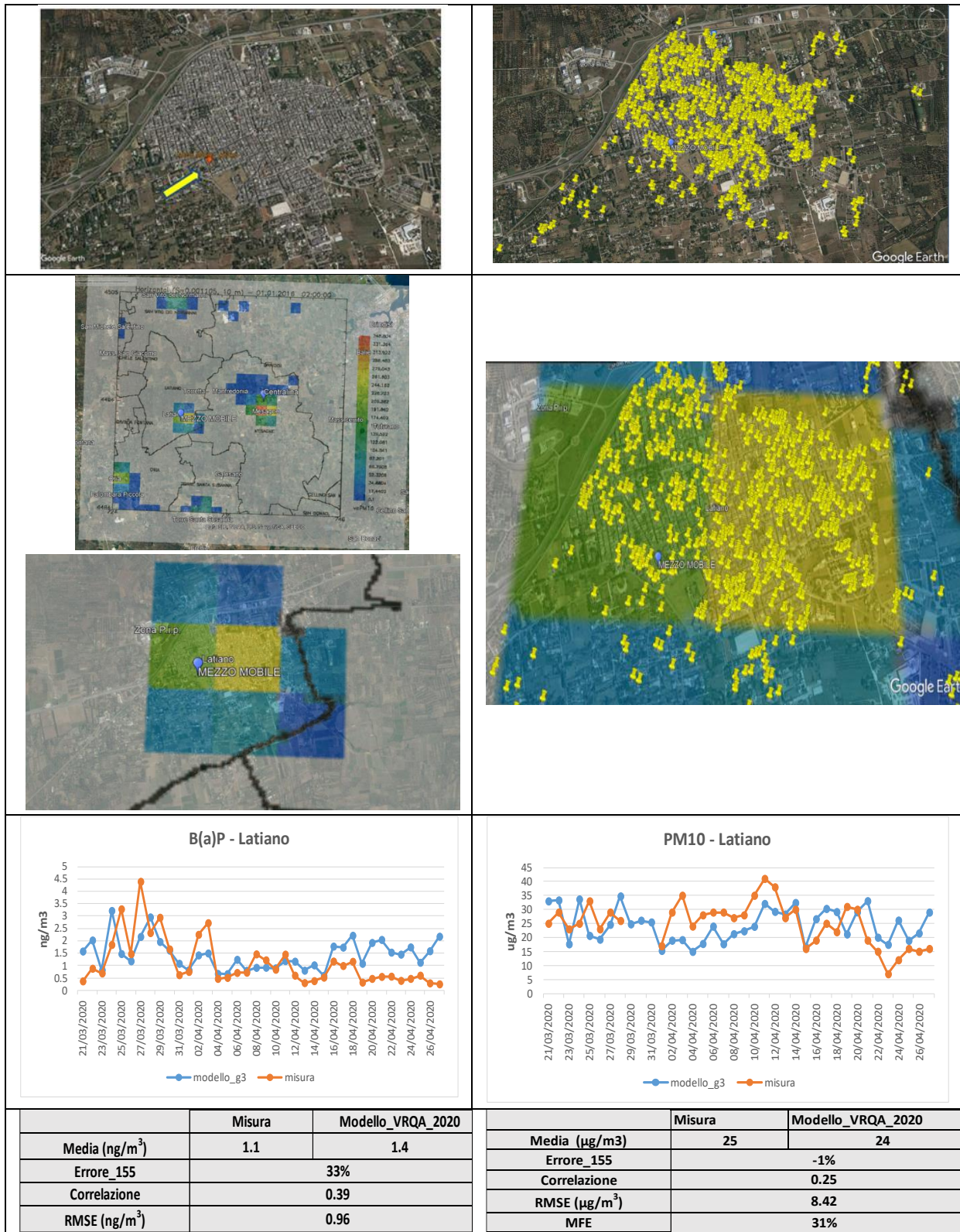
Le schede dei comuni per i quali sono disponibili dati meteo sono corredate anche da una elaborazione che mostra le concentrazioni di benzo(a)pirene misurate in funzione di velocità e direzione del vento. Si tratta di un grafico in coordinate polari dove la variabile angolare è data dalla direzione del vento e la variabile radiale è data dalla velocità del vento. Infine, la concentrazione di benzo(a)pirene è indicata con una scala colore.

Gli esiti dell'analisi statistica condotta evidenziano come la qualità della ricostruzione modellistica, sia per il PM10 che per il B(a)P, dipenda dall'ubicazione del campionamento.

La migliore performance del modello per il PM10 si rileva, infatti, nelle postazioni di Salice Salentino, Latiano, Massafra, Erchie, Maglie-Auditorium e Francavilla. Tali postazioni sono in genere collocate all'interno dell'area urbanizzata e quindi circondate da potenziali punti di emissione. In tali condizioni, quindi, la rappresentazione per celle, alla base dello schema di calcolo del FARM, che fa sì che l'emissione sia omogeneamente distribuita fornisce i risultati migliori. Presso le postazioni di Castellaneta, Grottaglie, Mesagne, e Mottola, di contro, il confronto va meno bene perché i campionamenti sono avvenuti a margine del tessuto urbano, dove la rappresentazione per cella, unita al criterio di spazializzazione dell'emissione per densità di residenza, possono influenzare l'accuratezza della ricostruzione modellistica. In queste situazioni lo strumento modellistico adottato mostra i propri limiti legati alla specifica formulazione "a griglia" che lo rende poco adatto a rappresentare sia gli eventuali hot spot presenti all'interno dell'area urbana, sia le disomogeneità legate alla variabilità del tessuto urbano¹⁶.

¹⁶ In tali circostanze, se l'obiettivo della valutazione è di ricostruire con un miglior dettaglio la distribuzione spaziale del campo di concentrazione all'interno dell'area urbana, influenzata da emissioni di tipo primario (come il riscaldamento e il traffico), può essere più adatto l'utilizzo di uno strumento modellistico alla microscala. A tal fine si richiamano le specifiche valutazioni modellistiche condotte all'interno delle aree di Torchiarolo e Mesagne per ricostruire l'impatto alla microscala prodotto dalle emissioni da riscaldamento residenziale a biomassa legnosa, i cui esiti sono disponibili in https://www.arpa.puglia.it/pagina3097_report-modellistica.html.

LATIANO (BR)



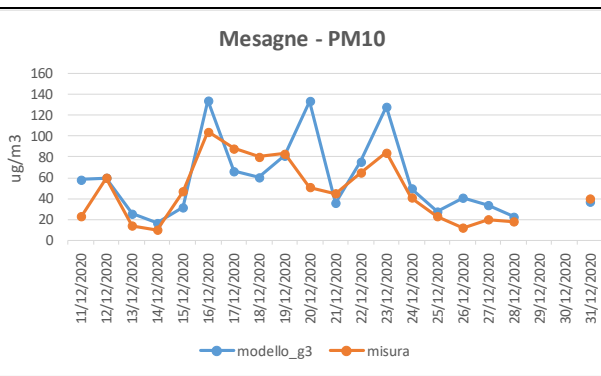
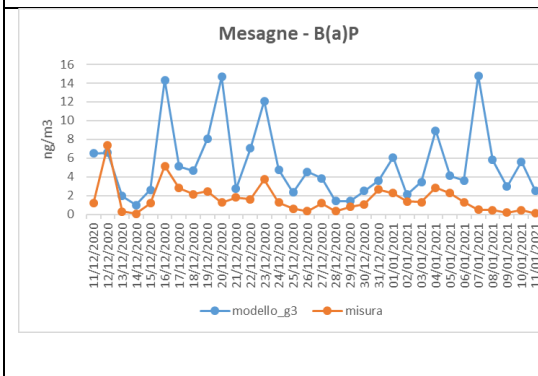
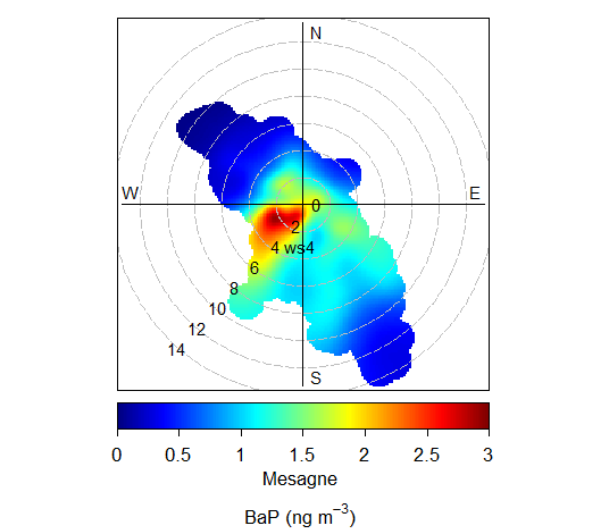
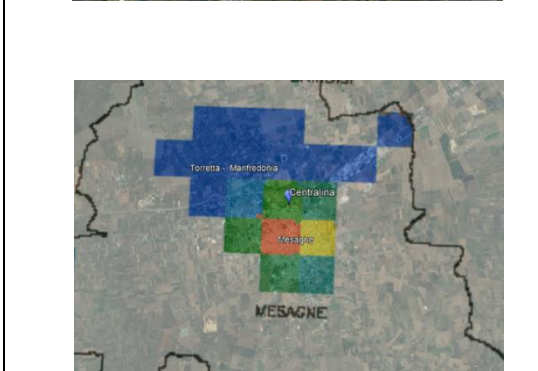
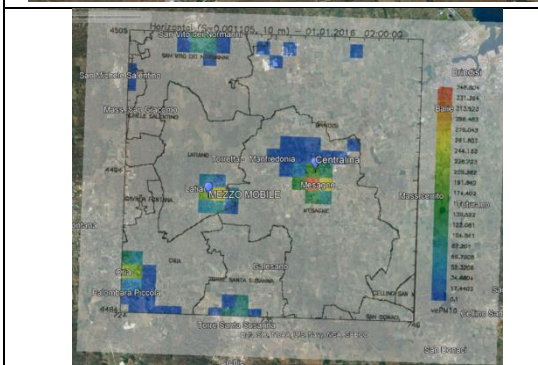
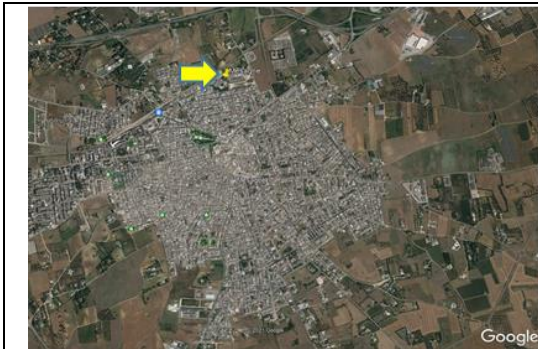
Il laboratorio mobile non risulta ubicato nella stessa cella in cui il modello prevede per il 2020 le concentrazioni più elevate sul comune di Latiano. In tale ubicazione la simulazione annuale indica per il 2020 solo il



superamento del valore limite previsto per il B(a)P, con una concentrazione annuale media modellata pari a $1.64\text{ng}/\text{m}^3$. La stessa d'altro canto non prevede per il PM10 né il superamento del valore limite annuale (la concentrazione media annuale modellata è pari a $24\text{ug}/\text{m}^3$) né del numero massimo dei superamenti su base giornaliera ammessi in un anno (il numero di superamenti modellati è pari a 27).

Il campionamento del B(a)P a Latiano non è avvenuto in un periodo propriamente invernale. Ciononostante le concentrazioni, misurate e modellate, sono particolarmente elevate. Rispetto agli indicatori di performance (per il B(a)P "Errore_155", per il PM10 il Mean Fractional Error) la modellazione risulta molto soddisfacente. Secondo il tematismo di spazializzazione il sito di campionamento, inoltre, è posto nella cella attigua a quella in cui l'emissione prodotta dal riscaldamento a biomassa legnosa risulta massima. Tale distribuzione sembra coerente con la distribuzione dei comignoli, che vede il punto di campionamento effettivamente circondato da comignoli, in modo quindi coerente con la spazializzazione omogenea dell'emissione su cella alla base dello schema di calcolo del modello euleriano.

MESAGNE (BR)



	Misura	Modello_VRQA_2020		Misura	Modello_VRQA_2020
Media (ng/m ³)	1.7	5.4	Media (µg/m ³)	48	59
Errore_155		373%	Errore_155		28%
Correlazione		0.42	Correlazione		0.74
RMSE (ng/m ³)		5.07	RMSE (µg/m ³)		26.71
MFE		108%	MFE		37%

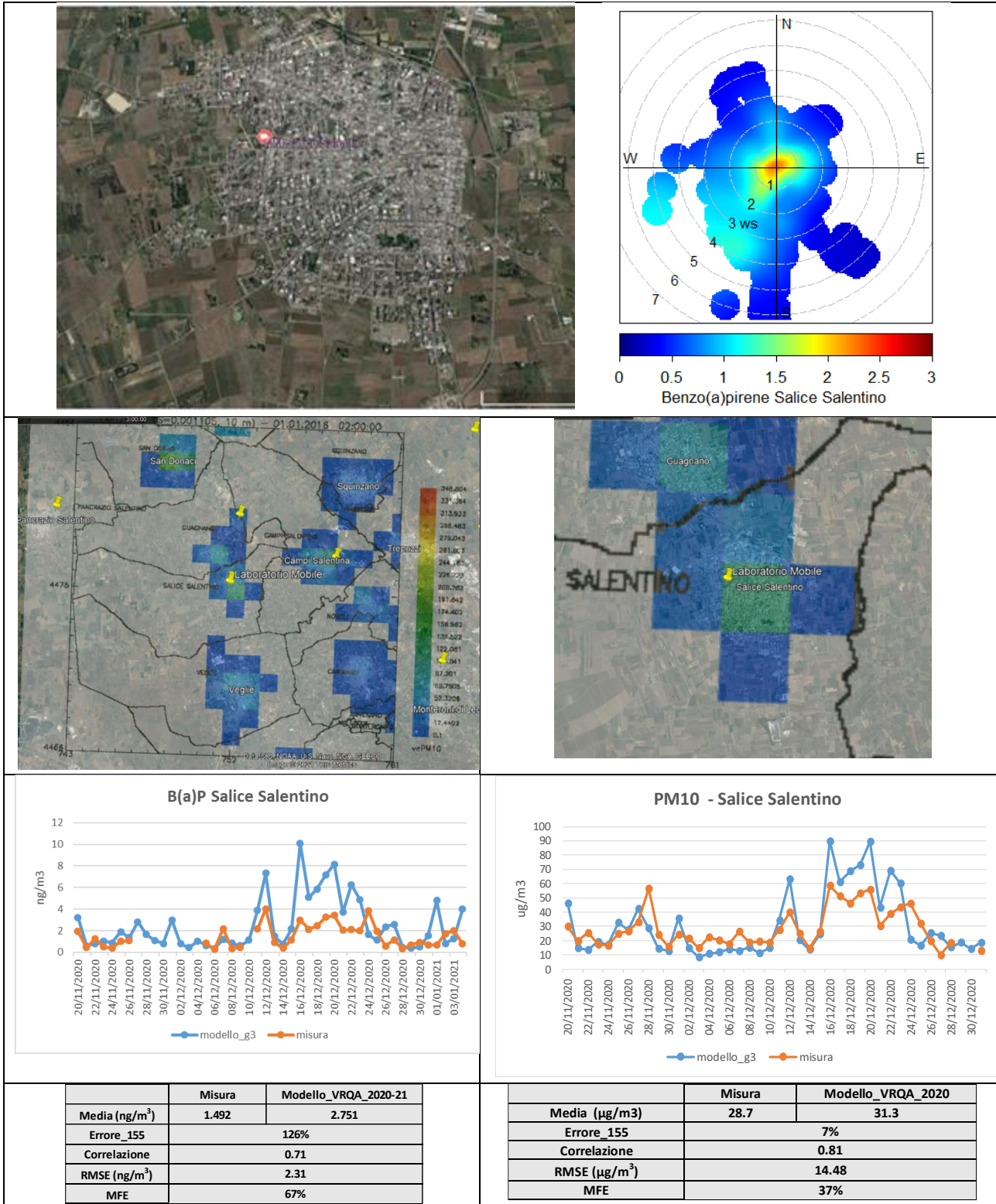
La centralina di monitoraggio in cui è avvenuto il campionamento per il B(a)P è differente dalla cella in cui il modello prevede per il 2020 le concentrazioni medie più elevate sul comune di Mesagne. Presso la postazione di campionamento la simulazione indica per il 2020 solo il superamento del valore limite previsto per il B(a)P con una concentrazione annuale media modellata pari a 1.66 ng/m³. La stessa simulazione non stima il per il PM10 il superamento né del valore limite annuale (la concentrazione media modellata è pari a 24 µg/m³) né del numero massimo dei superamenti su base giornaliera ammessi in un anno (il numero di superamenti modellati è pari a 30).

Relativamente al periodo di campionamento la modellazione ha rispettato gli obiettivi di performance per il PM10 ma non per il B(a)P. Ciò fa ritenere che la stima del consumo di biomassa legnosa, assegnato al comune di Mesagne dall'indagine condotta nel 2012, si possa ritenere ancora realistica. La causa della sovrastima del B(a)P potrebbe essere invece legata ad una probabile sovrastima del fattore di emissione utilizzato¹⁷. D'altro canto l'ubicazione della postazione di monitoraggio, posta a margine dell'area urbana, non consente di escludere che anche altri fattori possano determinare una non corretta ricostruzione dell'impatto. Uno di questi è la rappresentazione per cella, adottata come schema base di calcolo dal modello fotochimico FARM. Il modello, infatti, distribuisce omogeneamente all'intera cella, in cui è posta la centralina, l'emissione assegnata secondo il tematismo utilizzato. Tale rappresentazione, quindi, sarebbe realistica se la centralina fosse posta in pieno tessuto urbano, circondata da punti di emissione (comignoli). Ma, come viene mostrato dalle figure, la distribuzione dei comignoli sulla stessa cella non è affatto omogenea, ricoprendo la cella per meno della metà della sua estensione e la stessa centralina non è circondata da punti di emissione. E' chiaro, quindi, che in queste situazioni di carattere locale l'utilizzo di un modello di tipo fotochimico mostra degli evidenti limiti, che possono essere superati o cambiando tipologia di modello¹⁸ o eseguendo i campionamenti in pieno tessuto urbano (ad esempio per i comuni di provincia nel centro storico).

¹⁷Come anticipato al paragrafo 2 il fattore di emissione del B(a)P ha un range di variabilità ampio, poiché le variabili che possono influenzare la combustione sono varie.

¹⁸ A riguardo si richiamano gli esiti dello studio di modellizzazione alla microscala che evidenziavano come questa postazione di monitoraggio subisse per lo più l'influenza delle emissioni di riscaldamento dell'area urbana quando posta sottovento.

SALICE SALENTINO (LE)



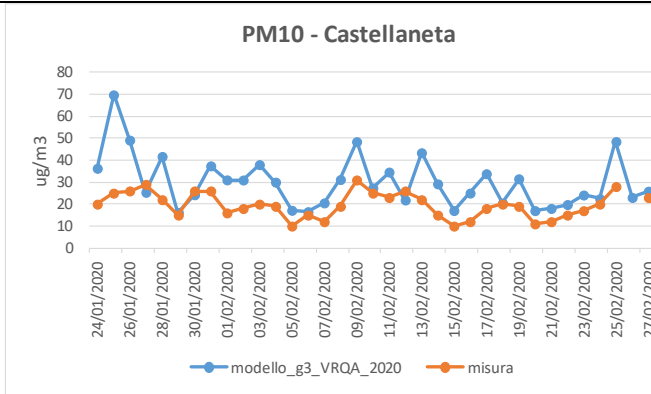
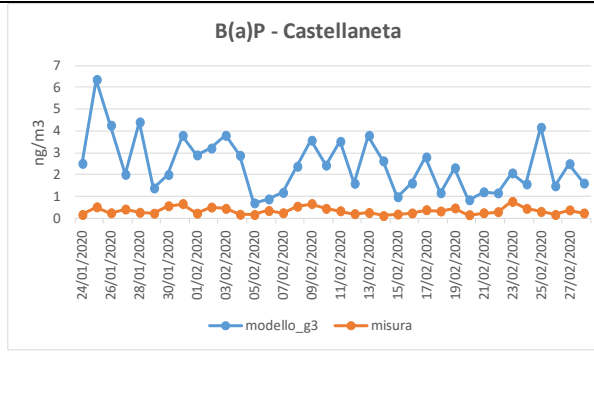
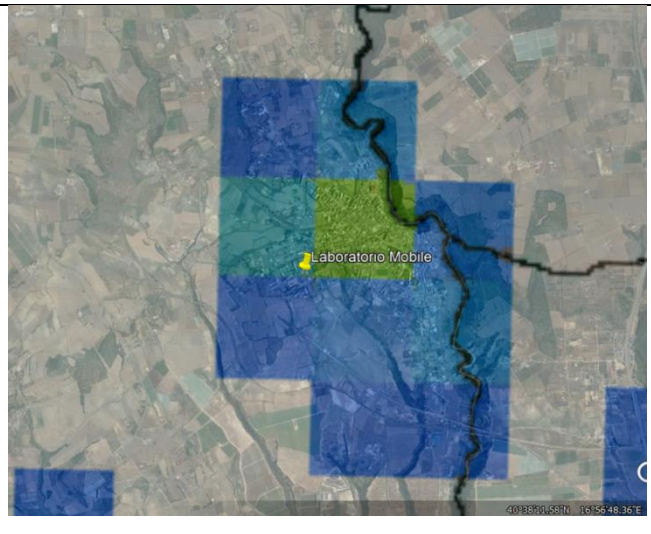
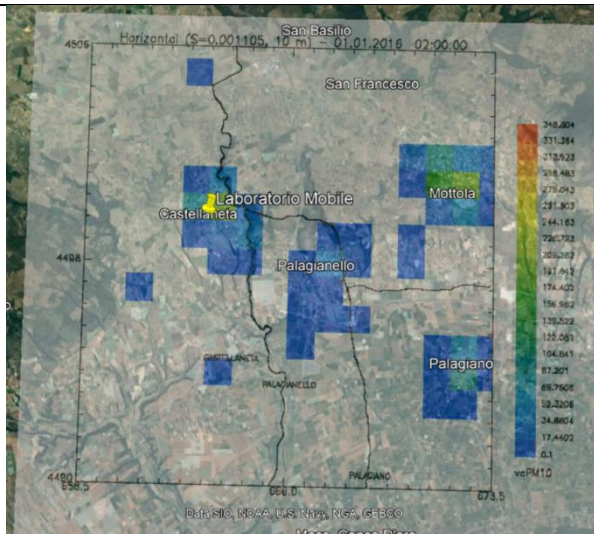
Il laboratorio mobile non è stato posto nella cella in cui il modello prevede per il 2020 le concentrazioni medie più elevate sul Comune di Salice Salentino. In tale ubicazione la simulazione non indica per il 2020 il superamento del valore limite previsto per il B(a)P (la concentrazione annuale media modellata è pari a 0.98



ng/m³). Non si verifica il superamento per il PM10 del valore limite annuale (la concentrazione media modellata è pari a 19 ug/m³) né del numero massimo dei superamenti su base giornaliera ammessi in un anno (il numero di superamenti modellati è pari a 14).

Nel periodo di campionamento la modellazione ha rispettato gli obiettivi di performance per il PM10, ma non per il B(a)P. Ciò fa ritenere che la stima del consumo di biomassa legnosa, assegnato al comune di Salice Salentino dall'indagine condotta nel 2012, possa essere ancora realistica ma che possa essere presente invece per il B(a)P una sovrastima del fattore di emissione.

CASTELLANETA (TA)



	Misura	Modello_VRQA_2020
Media (ng/m ³)	0.3	2.4
Errore_155		209%
Correlazione		0.33
RMSE (ng/m ³)		2.41

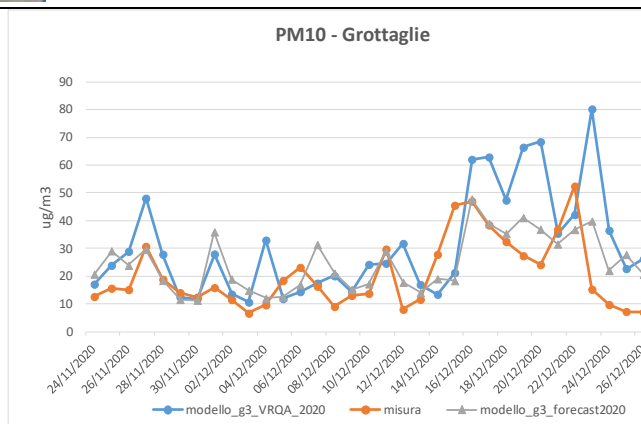
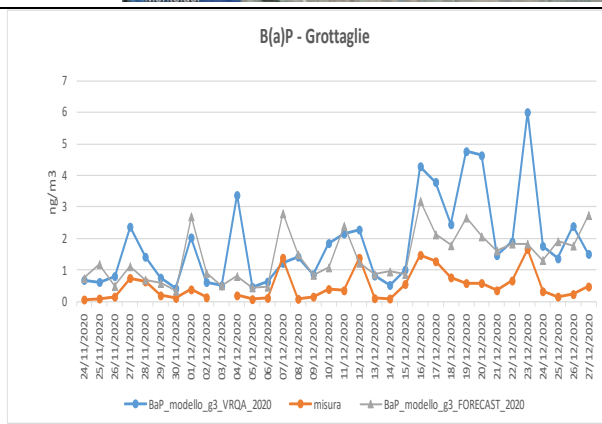
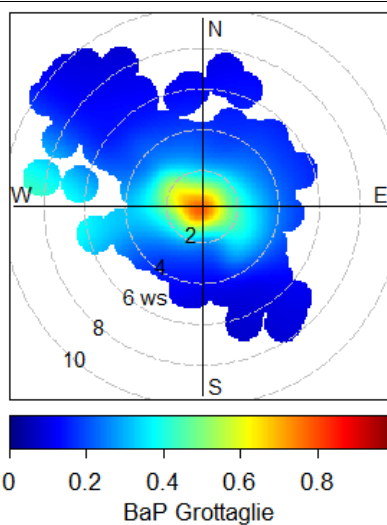
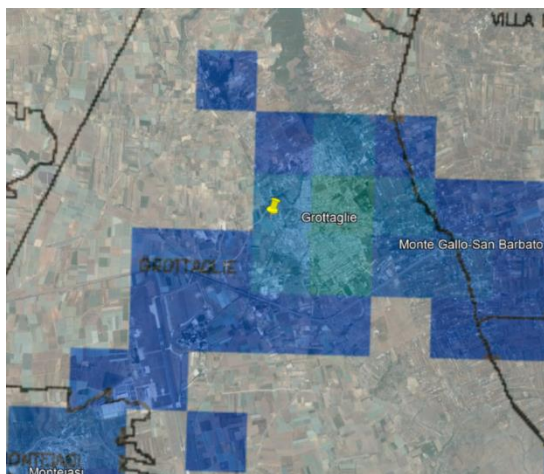
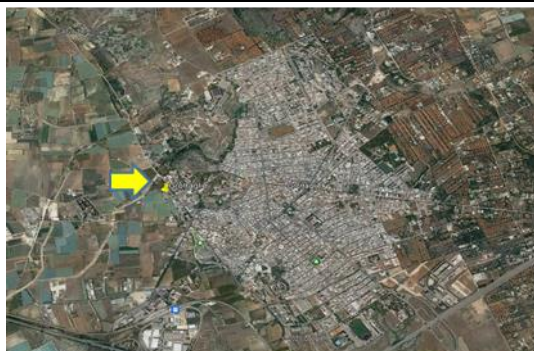
	Misura	Modello_VRQA_2020
Media (ug/m ³)	19	30
Errore_155		26%
Correlazione		0.63
RMSE (ug/m ³)		14.32
MFE		72%

Il laboratorio mobile non ricade nella cella in cui il modello prevede per il 2020 le concentrazioni medie più elevate sul comune di Castellaneta. In tale ubicazione la simulazione non indica per il 2020 il superamento del valore limite previsto per il B(a)P (la concentrazione annuale media modellata è pari a 1.04 ng/m³). La stessa simulazione non prevede per il PM10 il superamento né del valore limite annuale (la concentrazione media modellata è pari a 20 ug/m³) né del numero massimo dei superamenti su base giornaliera ammessi in un anno (il numero di superamenti modellati è pari a 12).



Relativamente al periodo di campionamento la modellazione non rispetta gli obiettivi di performance per il B(a)P, ma è anche al limite nel soddisfacimento del criterio di performance per il PM10. Differentemente dalle due precedenti ubicazioni ciò potrebbe essere imputato ad una non corretta stima del consumo di biomassa assegnato al comune oltre che ad una sovrastima del fattore di emissione. A ciò si deve aggiungere, però, anche la collocazione del punto di campionamento, posto al margine dell'area urbanizzata ovvero in un'area suburbana, dove la spazializzazione dell'emissione del riscaldamento residenziale e l'uso della rappresentazione per cella da parte del modello adottato potrebbero determinare una ricostruzione modellistica meno realistica.

GROTTAGLIE (TA)



	Misura	Modello_VRQA_2020	modello_FORECAST_2020
Media (ng/m ³)	0.5	1.9	1.5
Errore_155		141%	97%
Correlazione		0.67	0.55
RMSE (ng/m ³)		1.82	1.17

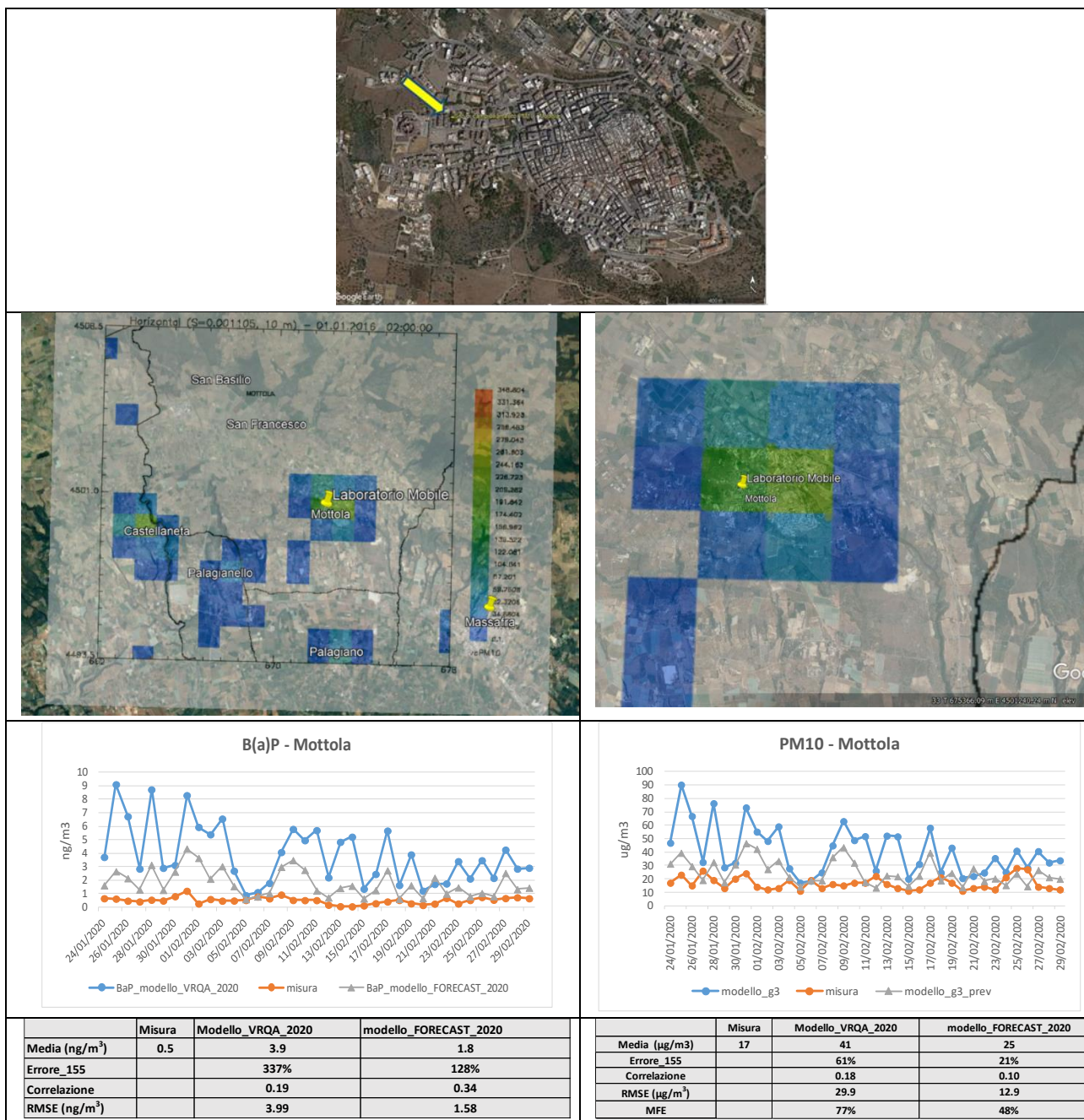
	Misura	Modello_VRQA_2020	modello_FORECAST_2020
Media (µg/m ³)	20	31	25
Errore_155		26%	11%
Correlazione		0.44	0.57
RMSE (µg/m ³)		20.10	11.33
MFE		55%	43%

La centralina in cui è stato condotto il campionamento è ubicata in una cella diversa da quella in cui il modello prevede per il 2020 le concentrazioni più elevate sul comune di Grottaglie. In tale ubicazione la simulazione non indica per il 2020 il superamento del valore limite previsto per il B(a)P (la concentrazione annuale media modellata è pari a 0.6 ng/m³). La stessa simulazione non prevede per il PM10 il superamento



né del valore limite annuale (la concentrazione media modellata è pari a 16 ug/m^3) né del numero massimo dei superamenti su base giornaliera ammessi in un anno (il numero di superamenti modellati è pari a 7). Nel periodo di campionamento la modellazione ha rispettato gli obiettivi di performance per il PM10, ma non per il B(a)P. Ciò fa ritenere che la stima del consumo di biomassa legnosa, assegnato al comune di Grottaglie dall'indagine condotta nel 2012, possa essere ancora realistica, ma che possa invece essere presente per il B(a)P una sovrastima del fattore di emissione. Nei grafici vengono, inoltre, confrontate anche le concentrazioni medie giornaliere, modellate a + 24 ore dalle catene operative del sistema modellistico utilizzato in modalità previsionale, per il quale l'emissione da riscaldamento residenziale è modulata dinamicamente in funzione delle anomalie termiche. L'effetto complessivo della modulazione dinamica è ridurre l'impatto prodotto dal riscaldamento residenziale e migliorare la performance, che per il B(a)P non soddisfa però il criterio di performance. Anche per tale postazione di campionamento non si può escludere che la insoddisfacente rappresentazione del B(a)P potrebbe essere dovuta ad una non corretta spazializzazione dell'emissione, amplificata dall'ubicazione della centralina di monitoraggio posta a margine dell'area urbana.

MOTTOLA (TA)



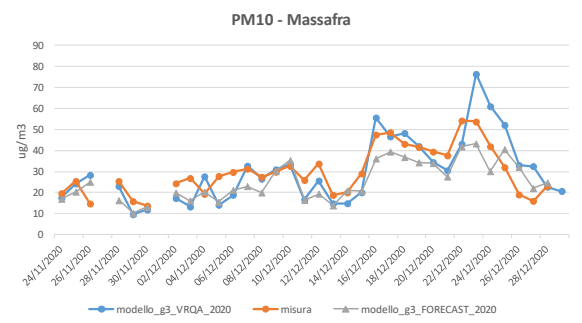
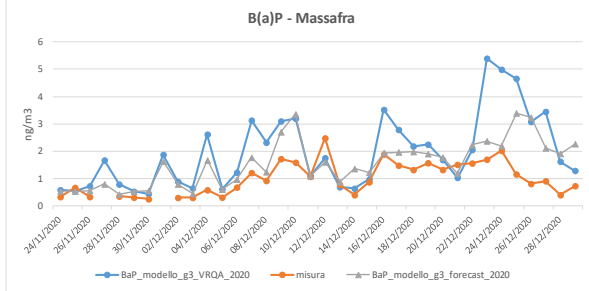
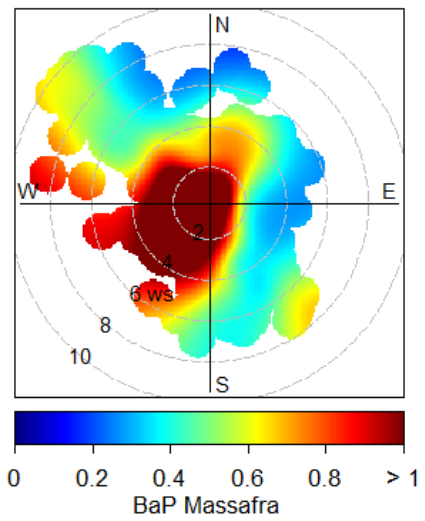
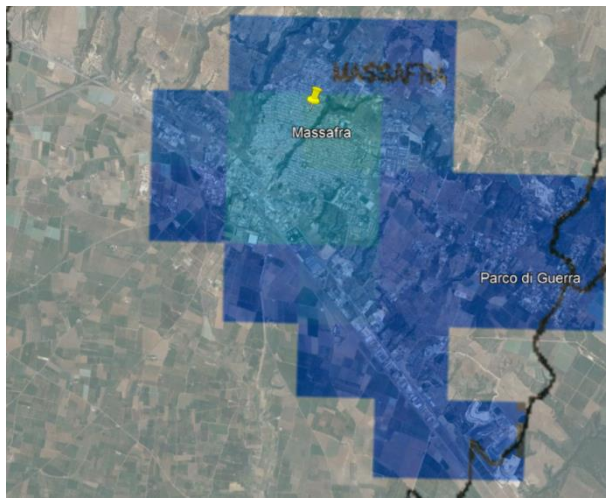
Il laboratorio mobile è stato posto in una cella diversa da quella in cui il modello prevede per il 2020 le concentrazioni più elevate sul comune di Mottola. In tale ubicazione la simulazione indica, comunque, per il 2020 il superamento del valore limite previsto per il B(a)P (la concentrazione annuale media modellata è pari a 1.7 ng/m³). La stessa simulazione non prevede per il PM10 il superamento né del valore limite annuale (la concentrazione media modellata è pari a 25 ug/m³) né del numero massimo dei superamenti su base giornaliera ammessi in un anno (il numero di superamenti modellati è pari a 35).

Relativamente al periodo di campionamento la modellazione, condotta ai fini della ricostruzione dello stato della qualità dell'aria per il 2020, non rispetta gli obiettivi di performance né per il PM10 né per il B(a)P. Ciò



fa ritenere che tale sovrastima possa essere dovuta ad una sovrastima del consumo della biomassa assegnato al comune con l'indagine statistica del 2012 o ad una sovrastima dei fattori emissivi. D'altro canto a tale sovrastima potrebbero contribuire anche altri elementi. Se si considerano le concentrazioni medie giornaliere modellate dal run previsionale a + 24 ore del sistema modellistico utilizzato in modalità previsionale, per il quale l'emissione da riscaldamento residenziale è modulata dinamicamente in funzione delle anomalie termiche, si osserva un miglioramento significativo della performance (in particolare per il PM10). A ciò si deve aggiungere anche la collocazione del punto di campionamento, posto al margine dell'area urbanizzata, ovvero in un'area suburbana dove la spazializzazione dell'emissione del riscaldamento residenziale potrebbe essere meno realistica.

MASSAFRA (TA)



	Misura	Modello_VRQA_2020	modello_FORECAST_2020
Media (ng/m ³)	1.0	2.0	1.6
Errore_155		96%	57%
Correlazione		0.88	0.60
RMSE (ng/m ³)		0.57	0.90

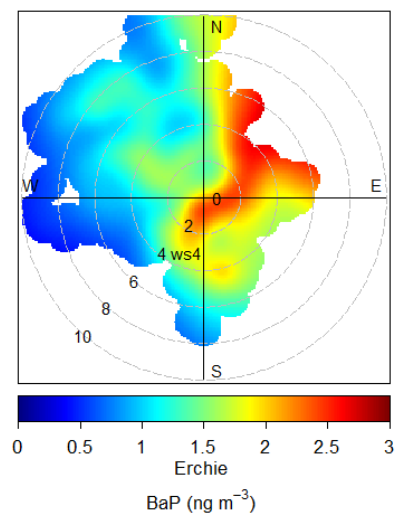
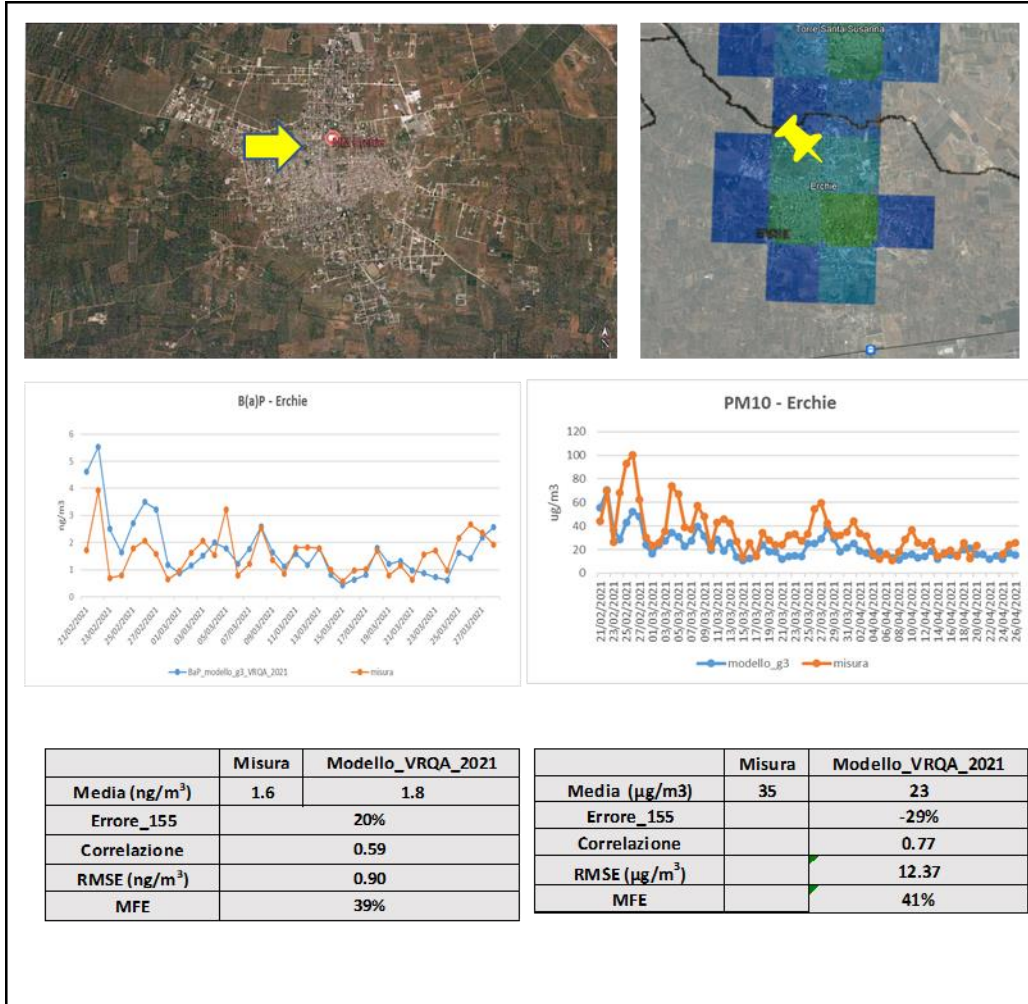
	Misura	Modello_VRQA_2020	modello_FORECAST_2020
Media (µg/m ³)	30	30	25.39
Errore_155		1%	-11%
Correlazione		0.77	0.78
RMSE (µg/m ³)		9.80	44.42
MFE		27%	27%

La centralina, in cui è stato condotto il campionamento, ricade in una cella differente da quella in cui il modello prevede per il 2020 le concentrazioni più elevate sul comune di Massafra. In tale ubicazione la simulazione non indica per il 2020 il superamento del valore limite previsto per il B(a)P (la concentrazione annuale media modellata è pari a 0.6 ng/m³). La stessa simulazione non prevede per il PM10 il superamento né del valore limite annuale (la concentrazione media modellata è pari a 17 µg/m³) né del numero massimo dei superamenti su base giornaliera ammessi in un anno (il numero di superamenti modellati è pari a 4).



Relativamente al periodo di campionamento, la modellazione rispetta gli obiettivi di performance per il PM10 ma non per il B(a)P. Ciò fa ritenere che la stima del consumo di biomassa legnosa, assegnato al comune di Massafra dall'indagine condotta nel 2012, possa essere realistica, ma che possa invece essere presente per il B(a)P una sovrastima del fattore di emissione. Alla sovrastima delle concentrazioni di B(a)P da parte del modello potrebbe contribuire anche una non accurata modulazione temporale. Se si considerano le concentrazioni medie giornaliere modellate dal run previsionale a + 24 ore del sistema modellistico utilizzato in modalità previsionale, per il quale l'emissione da riscaldamento residenziale è modulata dinamicamente in funzione delle anomalie termiche, si osserva un miglioramento significativo della performance del B(a)P. Rispetto invece alla spazializzazione dell'emissione il punto di campionamento è infine ben posto, poiché ubicato all'interno dell'area densamente urbanizzata, così da ritenere che esso sia circondato da emissioni residenziali, proprio come si presuppone con la rappresentazione per cella.

ERCHIE (BR)

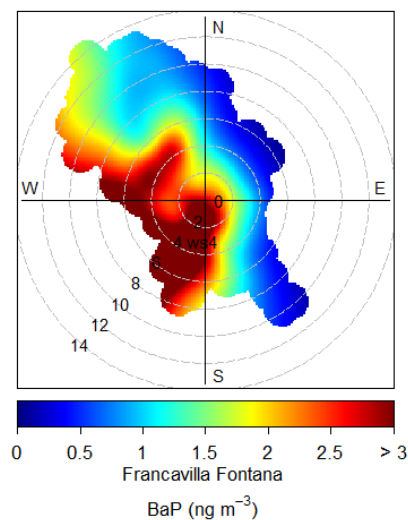
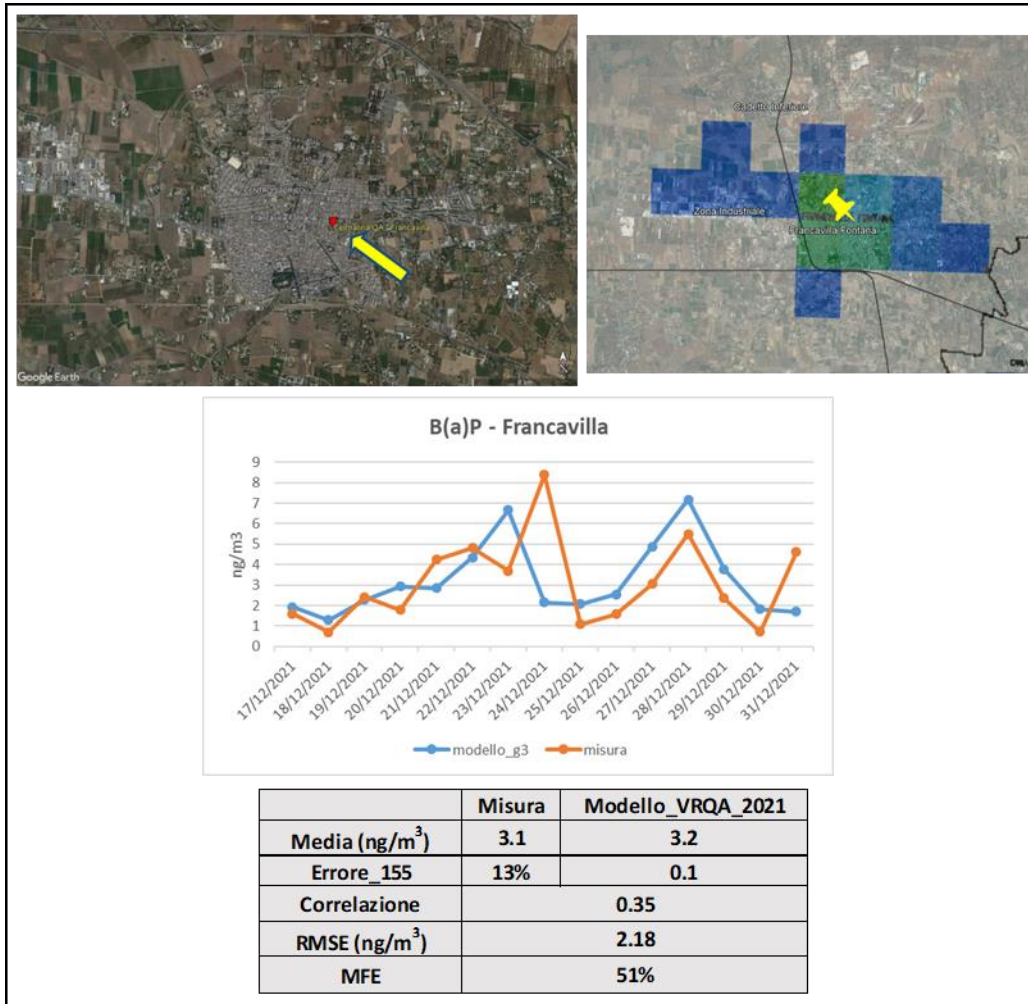




Il laboratorio mobile è ubicato sul confine della cella in cui il modello prevede per il 2021 le concentrazioni più elevate di BaP sul comune di Erchie (pari a 1.6 ng/m^3). Nel sito di campionamento, la simulazione indica per il 2021 il superamento del valore limite previsto per il B(a)P (la concentrazione annuale media modellata è pari a 1.2 ng/m^3). La stessa simulazione non prevede per il PM10 il superamento né del valore limite annuale (la concentrazione media modellata è pari a 21 ug/m^3) né del numero massimo dei superamenti su base giornaliera ammessi in un anno (il numero di superamenti modellati è pari a 21).

Relativamente al periodo di campionamento, la modellazione rispetta gli obiettivi di performance per il PM10 e per il B(a)P. Rispetto alla spazializzazione dell'emissione il punto di campionamento è infine ben posto, poiché ubicato all'interno dell'area densamente urbanizzata, così da ritenere che esso sia circondato da emissioni residenziali, proprio come si presuppone con la rappresentazione per cella.

Francavilla Fontata (BR)



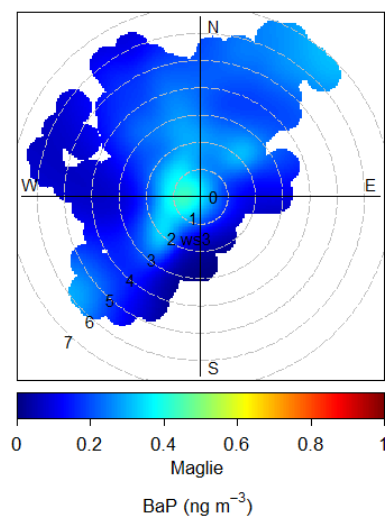
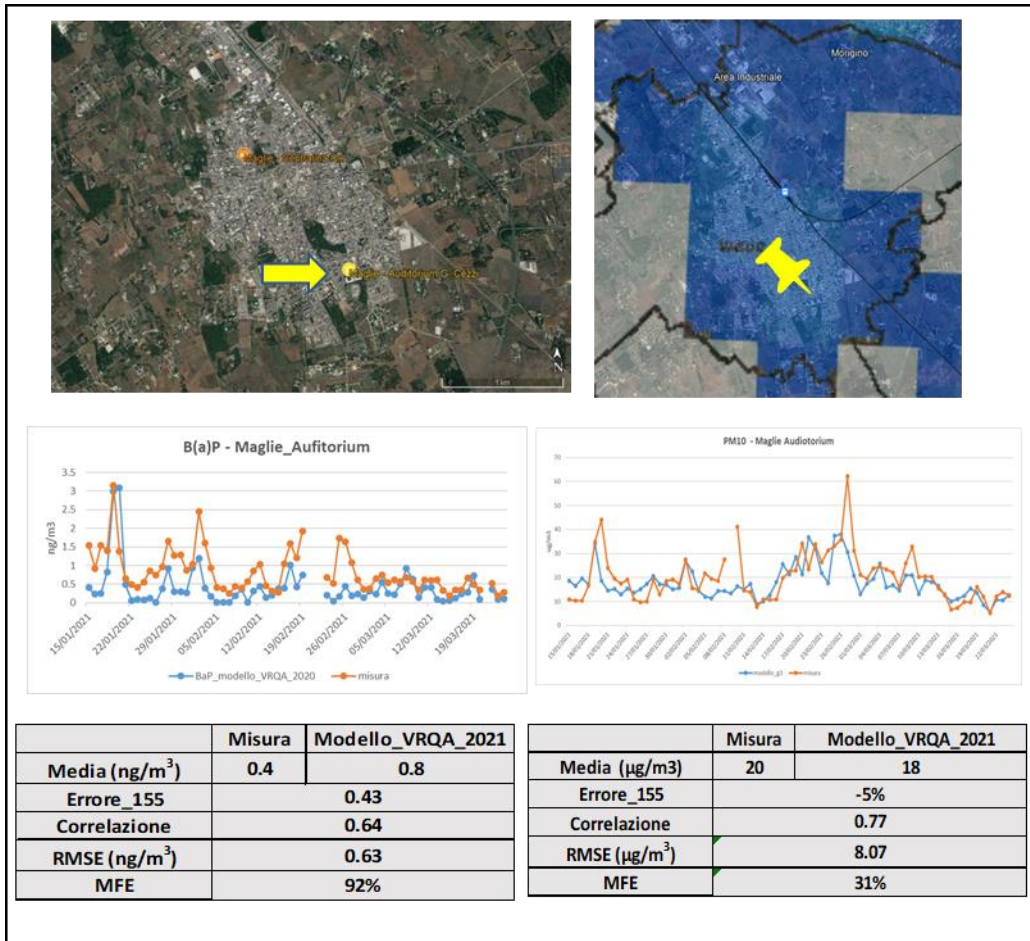
La centralina, in cui è stato condotto il campionamento, non rientra nella cella in cui il modello prevede per il 2021 la concentrazione media annuale più elevata di BaP sul comune di Francavilla Fontata (pari a 1.6 ng/m³).



Nel sito di campionamento la simulazione indica per il 2021 il superamento del valore limite previsto per il B(a)P (la concentrazione annuale media modellata è pari a 1.3 ng/m^3). La stessa simulazione non prevede per il PM10 il superamento né del valore limite annuale (la concentrazione media modellata è pari a 21 ug/m^3) né del numero massimo dei superamenti su base giornaliera ammessi in un anno (il numero di superamenti modellati è pari a 16).

Relativamente al periodo di campionamento, la modellazione rispetta gli obiettivi di performance per il B(a)P. Rispetto alla spazializzazione dell'emissione il punto di campionamento è, infine, ben posto, poiché ubicato all'interno dell'area densamente urbanizzata, così da ritenere che esso sia circondato da emissioni residenziali, proprio come si presuppone con la rappresentazione per cella.

Maglie-Auditorium (LE)



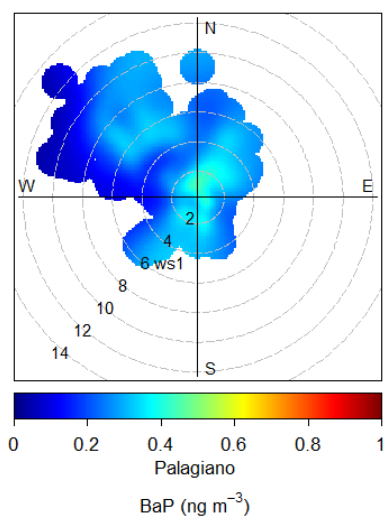
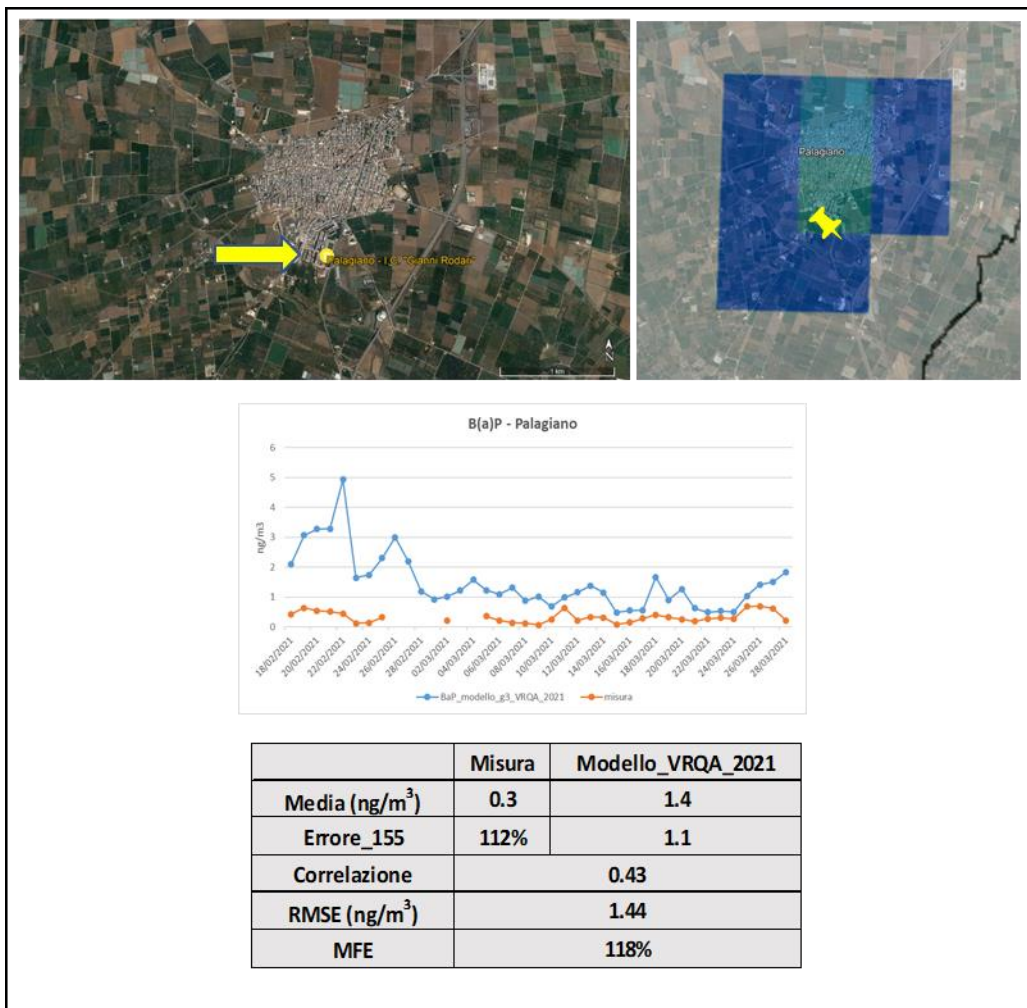
Il laboratorio mobile è ubicato nella cella in cui il modello prevede per il 2021 le concentrazioni più elevate di BaP sul comune di Maglie (pari a 0.5 ng/m³). Nel sito di campionamento, la simulazione non stima per il 2021



il superamento del valore limite previsto per il B(a)P. La stessa simulazione non prevede per il PM10 il superamento né del valore limite annuale (la concentrazione media modellata è pari a 15 ug/m^3) né del numero massimo dei superamenti su base giornaliera ammessi in un anno (il numero di superamenti modellati è pari a 0).

Relativamente al periodo di campionamento, la modellazione rispetta gli obiettivi di performance per il PM10 e per il B(a)P. Rispetto alla spazializzazione dell'emissione il punto di campionamento è, infine, ben posto, poiché ubicato all'interno dell'area densamente urbanizzata, così da ritenere che esso sia circondato da emissioni residenziali, proprio come si presuppone con la rappresentazione per cella.

Palagiano (TA)



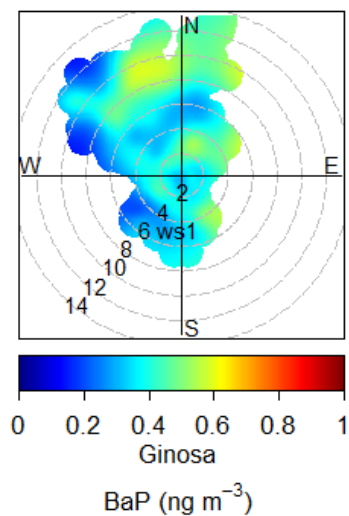
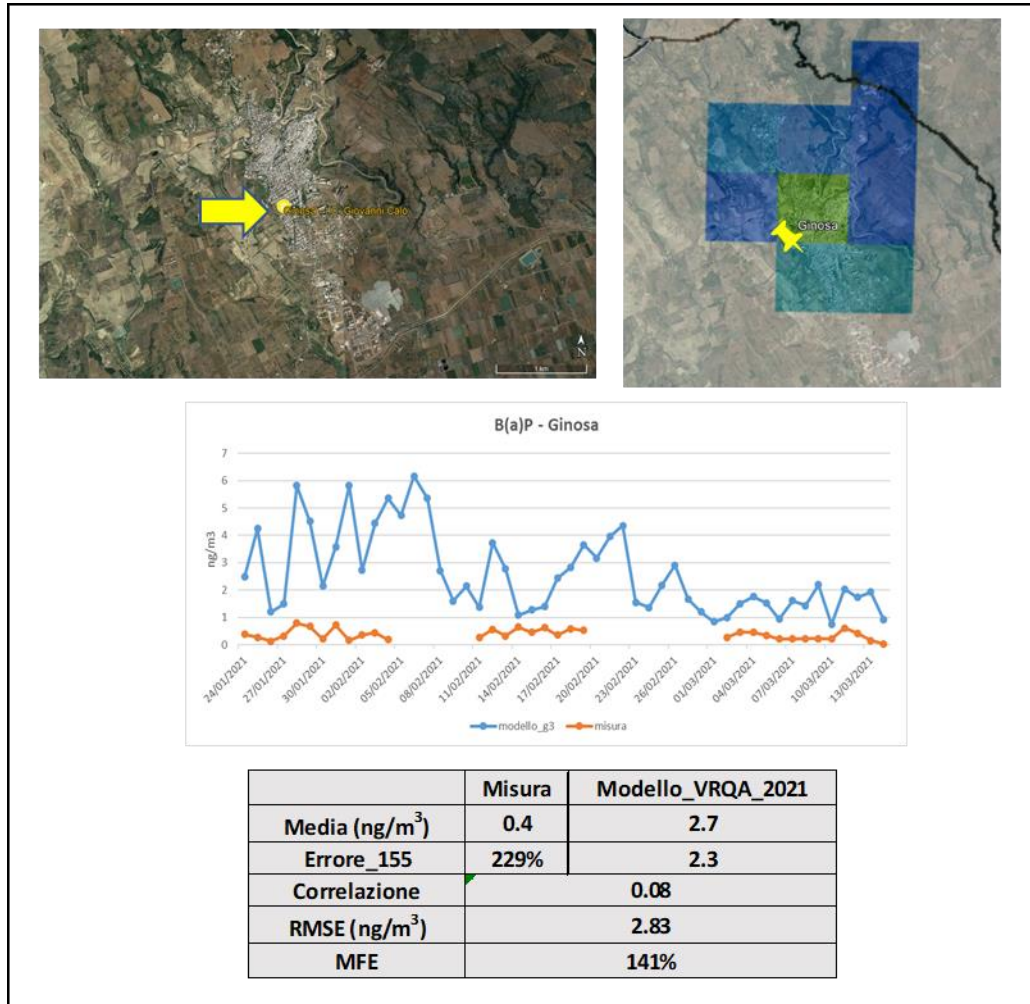
Il campionario sequenziale è stato ubicato sul confine della cella in cui il modello prevede per il 2021 le concentrazioni più elevate di BaP sul comune di Palagiano (pari a 1.4 ng/m³). Nel sito di campionamento la



simulazione stima per il 2021 il superamento del valore limite previsto per il B(a)P (pari a 1.1 ng/m³). La stessa simulazione non prevede per il PM10 il superamento né del valore limite annuale (la concentrazione media modellata è pari a 21 ug/m³) né del numero massimo dei superamenti su base giornaliera ammessi in un anno (il numero di superamenti modellati è pari a 13).

Relativamente al periodo di campionamento, la modellazione non rispetta gli obiettivi di performance per il B(a)P. Il punto di campionamento è posto d'altro canto al margine dell'area urbanizzata, ovvero in un'area suburbana dove la spazializzazione dell'emissione del riscaldamento residenziale operata dal modello potrebbe essere più complessa da ricostruire.

Ginosa (TA)



Il campionatore sequenziale è ubicato in un sito che rientra in una cella diversa da quella in cui il modello prevede per il 2021 la concentrazione media annuale più elevata di BaP sul comune di Ginosa (pari a 1.5

ng/m³). Nel sito di campionamento la simulazione stima per il 2021 il superamento del valore limite previsto per il B(a)P (pari a 1.3 ng/m³). La stessa simulazione non prevede per il PM₁₀ il superamento né del valore limite annuale (la concentrazione media modellata è pari a 19 ug/m³) né del numero massimo dei superamenti su base giornaliera ammessi in un anno (il numero di superamenti modellati è pari a 15). Relativamente al periodo di campionamento, la modellazione non rispetta gli obiettivi di performance per il B(a)P. Il punto di campionamento d'altro canto, differentemente da Palagiano, non sembra essere posto al margine dell'area urbanizzata, ma piuttosto in un'area distante dal centro storico, caratterizzato da un edificato più recente con costruzioni costituiti da 1-2 piani sopraelevati.

7. Conclusioni

I risultati delle valutazioni modellistiche, condotte al fine di ricostruire in modalità retrospettiva lo stato della qualità dell'aria sull'intera regione Puglia, hanno evidenziato, già a partire dal 2016, il rischio di superamento del valore limite stabilito dalla normativa vigente per la concentrazione media annua di B(a)P nelle aree urbane di diversi comuni delle province di Brindisi, Lecce e Taranto. In alcuni di questi, il modello mostrava anche criticità per il PM_{2.5} (con il superamento del valore limite annuale) ed il PM₁₀ (con un numero annuale di superamenti del valore limite giornaliero superiore a 35). E' stata, quindi, condotta una specifica attività di verifica sui risultati della modellistica, elaborati in modalità retrospettiva per gli anni 2020 e 2021. Tale verifica è consistita nel confronto delle concentrazioni modellate con le misure annuali di B(a)P, svolte annualmente ai sensi del D. Lgs n.155/2010 sui campioni di PM₁₀, prelevati presso alcuni siti della rete regionale di qualità dell'aria. Tale confronto è stato esteso anche agli esiti delle campagne di monitoraggio che l'Ufficio di QA di BR-LE e TA del CRA ha condotto nello stesso anno in alcuni dei comuni, potenzialmente interessati dai suddetti superamenti. Il confronto ha, inoltre, incluso il PM₁₀, consentendo, quindi, di valutare l'abilità del modello a ricostruire le concentrazioni medie misurate in inverno in area urbana, in ubicazioni diverse rispetto a quelle della rete regionale di monitoraggio.

A partire dai valori massimi dell'incertezza assegnata alle tecniche di modellizzazione, definiti nell'Allegato I e nell'Appendice III del D. Lgs. N.155/2010 relativamente all'indicatore statistico della media annuale, è stato definito il range entro il quale la differenza tra le concentrazioni medie annuali, misurate e modellate, si può considerare accettabile. E' opportuno precisare che per il B(a)P¹⁹ il suddetto criterio di accettabilità, valido sulla media annuale, è stato utilizzato anche per i confronti condotti su periodi temporali più brevi (media invernale, media periodo sul periodo di campionamento, ecc.), poiché in letteratura non sono disponibili specifici criteri/obiettivi di performance, per il B(a)P, validi sul breve periodo. Quindi, per i confronti condotti su periodi temporali inferiori ad un anno, il criterio di accettabilità, così come definito per il B(a)P, ha una valenza puramente indicativa.

Gli esiti del confronto hanno mostrato risultati diversi per il PM₁₀ e per il B(a)P.

Per il B(a)P, infatti, l'accordo tra le concentrazioni modellate e misurate, mediate sul periodo di campionamento, è risultato all'interno del range di accettabilità solo per alcune postazioni (Latiano, Erchie,

¹⁹ Per il PM₁₀ è invece disponibile in letteratura un ulteriore criterio basato sull'indicatore statistico Mean Fractional Error, presentato successivamente.



Francavilla Fontana e Maglie). Per tutte le altre, si è osservata una tendenza del modello a sovrastimare il dato misurato. Relativamente al PM_{10} , invece, tutti i valori rientrano all'interno del range di accettabilità e si distribuiscono attorno alla bisettrice, ad eccezione del punto di campionamento situato a Mottola. Questo diverso comportamento fa ritenere che la sovrastima del B(a)P possa essere legata alla qualità della stima emissiva, condizionata dall'utilizzo di un fattore di emissione meno solido rispetto a quello dei macroinquinanti.

Il confronto ha evidenziato, inoltre, come la qualità della ricostruzione modellistica, sia per il PM_{10} che per il B(a)P, dipenda dall'ubicazione del campionamento. Una migliore performance del modello si rileva, in genere, nei casi in cui il campionamento è avvenuto all'interno dell'area urbanizzata dove il campionatore è circondato da potenziali sorgenti emissive (comignoli domestici). Tali situazioni sono riprodotte in modo più realistico dal modello FARM, che distribuisce in modo omogeneo l'emissione sulle celle di calcolo utilizzando quale criterio di spazializzazione la densità di residenza. Di contro, presso le postazioni in cui i campionamenti sono avvenuti a margine del tessuto urbano, la rappresentazione per cella si è rivelata meno idonea a ricostruire la variabilità emissiva.

Il confronto per il B(a)P, condotto nelle postazioni di campionamento situate all'interno delle aree urbanizzate, è stato quindi utilizzato per stimare un fattore correttivo da utilizzare per migliorare le stime modellistiche. Tale fattore è stato utilizzato nelle ricostruzioni modellistiche annuali dello stato della qualità dell'aria determinando, come atteso, una significativa riduzione del numero di comuni presso i quali il modello prevede un rischio di superamento del valore obiettivo per il B(a)P.

Il Direttore del C.R.A.

Dott. Domenico Gramegna

Per l'Ufficio QA BRLETA

Dott.sa Alessandra Nocioni

Dott. Valerio Margiotta

Per l'Ufficio Modellistica

Dott.sa Angela Morabito

dott.sa Ilenia Schipa