



ATTIVITÀ DI RICERCA E SVILUPPO NELL'AMBITO DELLA MODELLISTICA INTEGRATA PER LA VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ DELL'ARIA (AERA/ALCOTRA) - C.I.G. 2380688DDF - RELAZIONE FINALE

G. Calori, L. Pallavidino, R. Prandi, P. Radice

Riferimento: SIMULARIA.R2012.17

23 gennaio 2013





Committente: Servizio Qualità dell'Aria e Risorse Energetiche, Provincia di Torino
C.so Inghilterra 7, 10123 Torino

Relazione: SIMULARIA.R2012.17

Versione: 23 gennaio 2013

Autori: G. Calori, L. Pallavidino, R. Prandi, P. Radice

Indice

1 Premessa	6
2 Approfondimento dell'inventario delle emissioni (A1)	7
2.1 Inquadramento geografico ed emissivo.....	7
2.2 Sorgenti industriali	9
2.2.1 Analisi di significatività delle sorgenti informatizzate (AIA) sulla base dei dati di targa e selezione degli impianti da valorizzare con schede informative	9
2.2.2 Predisposizione di schede informative, con individuazione dei parametri fisici utili alla modellazione e fattori di emissione specifici ai fini dell'aggiornamento annuale	11
2.3 Trasporto su strada	12
2.3.1 Modelli utilizzati.....	12
2.3.2 Ricostruzione del parco circolante all'anno di riferimento	12
2.3.3 Grafo provinciale 2008: informazioni di base	14
2.3.4 Stima dei TGM di Motocicli/Ciclomotori e Autoveicoli	17
2.3.5 Stima dei TGM dei Veicoli Commerciali Leggeri e dei Veicoli Commerciali Pesanti.....	19
2.3.6 Emissioni associate al traffico lineare.....	23
2.3.7 Emissioni associate al traffico diffuso	24
2.3.8 Analisi comparativa tra le emissioni stimate a partire dal grafo della Provincia di Torino e le emissioni IREA07	25
2.3.9 Emissioni di particolato da risospensione.....	31
2.3.10 Emissioni evaporative di NMVOC.....	33
2.3.11 Riepilogo delle emissioni del Macrosettore 07	35
2.3.12 Emissioni di CO ₂ dettagliate per combustibile e confronto con i dati di vendita	37
2.3.13 Definizione dei nuovi profili di modulazione delle emissioni del traffico.....	39
2.4 Combustione non industriale	44
2.4.1 Combustione non industriale (civile e terziario) con combustibili fossili	44
2.4.2 Nuova stima per la combustione di legna a fini termici nel territorio provinciale	46
2.4.3 Impianti di media taglia per la combustione di legna a fini termici nel territorio provinciale.....	49
2.4.4 Pizzerie con forno a legna	50
2.4.5 Georeferenziazione delle informazioni relative al teleriscaldamento e definizione del layer per la spazializzazione delle emissioni.....	51
2.4.6 Confronto con le emissioni del Macrosettore 02 nell'inventario regionale.....	54
2.5 Agricoltura: georeferenziazione delle informazioni relative ad aziende agricole presenti in AIA	58
2.5.1 Inquadramento emissivo e metodologia di lavoro	59
2.5.2 Allevamenti in possesso di Autorizzazione Integrata Ambientale.....	60

2.5.3	Aggiornamento delle emissioni di ammoniaca associate alla gestione dei reflui zootecnici.....	61
2.5.4	Modulazioni temporali e definizione di un nuovo layer cartografico per la spazializzazione delle emissioni.....	63

3 Simulazioni con discesa di scala con catena diagnostica (A2) 66

3.1	Attività preliminari: individuazione del dominio di calcolo, dei periodi temporali per i test e proposta di un set di indicatori statistici per la verifica dei miglioramenti ottenuti.....	66
3.1.1	Dominio di calcolo.....	66
3.1.2	Individuazione dei periodi temporali ottimali per le simulazioni di test.....	67
3.1.3	Scelta delle stazioni per il confronto punto-punto.....	71
3.1.4	Definizione degli indicatori statistici di confronto.....	73
3.2	Simulazione annuale con discesa di scala ad 1 km (DVQ08), validazione dei risultati e confronto con la VAQ08.....	74
3.3	Predisposizione input emissivo con aggiornamento delle puntuali, test di 2 mesi (uno estivo e uno invernale) e analisi statistica di confronto con VAQ08 e DVQ08.....	87
3.3.1	Risultato della simulazione modellistica nei periodi di test.....	87
3.3.2	Confronto punto-punto presso le centraline selezionate.....	90
3.4	Predisposizione input emissivo con nuova stima delle emissioni da trasporto su strada, test con variazione della frazione di NO ₂ in emissione e analisi statistica di confronto con VAQ08 e DVQ08.....	95
3.4.1	Risultato della simulazione modellistica nei periodi di test.....	95
3.4.2	Confronto punto-punto presso le centraline selezionate.....	98
3.5	Predisposizione input emissivo con aggiornamento del Macrosettore 02, test di 1 mese invernale e analisi statistica di confronto con VAQ08 e DVQ08.....	104
3.5.1	Risultato della simulazione modellistica nei periodi di test.....	104
3.5.2	Confronto punto-punto presso le centraline selezionate.....	106
3.6	Predisposizione input emissivo con nuova stima delle emissioni del settore agricolo, test di 2 mesi (uno estivo e uno invernale) e analisi statistica di confronto con VAQ08 e DVQ08.....	109
3.6.1	Risultato della simulazione modellistica nei periodi di test.....	109
3.7	Simulazione annuale con input emissivo ottimale e analisi statistica di confronto con VAQ08 e DVQ08.....	112
3.7.1	Quadro di sintesi delle emissioni.....	112
3.7.2	Validazione dei risultati della simulazione annuale.....	114
3.8	Sintesi grafica dei risultati delle simulazioni annuali.....	117

4 Implementazioni alla catena operativa previsionale (A3) 121

4.1 Modellazione dinamica delle emissioni da riscaldamento civile in risposta alle anomalie termiche rispetto alla media climatologica	121
4.2 Modellazione dinamica delle emissioni da risospensione in funzione dell'intensità delle precipitazioni	126
4.3 Proposta metodologica per la predisposizione di servizi di previsione della qualità dell'aria al di fuori dell'area metropolitana torinese.....	129
5 Conclusioni e prospettive	142
6 Bibliografia	144

1 Premessa

La Provincia di Torino, con D.D. 132-40251 del 28/11/2011 diventata efficace il 2/12/2011, ha aggiudicato alle società SIMULARIA Srl e ARIANET Srl (costituite in R.T.I. nelle proporzioni 55% e 45% rispettivamente) l'incarico di realizzare un'attività di ricerca e sviluppo nell'ambito della modellistica integrata per la valutazione della qualità dell'aria a supporto del Progetto Strategico "Aera – Air Environnement Regions ALCOTRA".

Come stabilito dalla stazione appaltante nel Capitolato d'Oneri, l'appalto riguarda la fornitura di servizi per le seguenti attività:

1. approfondimento su scala provinciale dell'inventario delle emissioni redatto dalla Regione Piemonte (IREA 2007) per quanto riguarda i principali comparti emissivi (sorgenti industriali, traffico veicolare, riscaldamento domestico);
2. realizzazione di simulazioni con discesa di scala a livello della Provincia di Torino, con il modello diagnostico tridimensionale attualmente in uso in Regione Piemonte;
3. predisposizione di servizi di previsione delle concentrazioni e dell'Indice di Qualità dell'Aria, con l'utilizzo di modelli prognostici sul territorio della Provincia di Torino.

Il presente documento descrive le attività svolte per il conseguimento degli obiettivi decritti (sinteticamente A1, A2 e A3), seguendo la suddivisione in specifiche sotto-azioni già adottato in sede di offerta tecnica.

Nella terza ed ultima fase di avanzamento dell'incarico sono stati conclusi gli approfondimenti dei comparti combustione non industriale (Macrosettore 02) ed agricoltura (Macrosettore 10), come descritto nei paragrafi seguenti. Sul fronte della stima delle emissioni dovute alla combustione di legna a fini termici, il lavoro è stato impostato in maniera da ottimizzare le risultanze di un altro progetto strategico ALCOTRA di cui la Provincia di Torino è partner, finanziato parallelamente ad AERA e denominato RENERFOR, incentrato sulla definizione di scenari energetici futuri che vedono un aumento dello sfruttamento della biomassa legnosa a fini energetici sul territorio provinciale.

Dal punto di vista della modellistica, in questa relazione sono presentati i confronti effettuati tra i campi di concentrazione risultanti dalle simulazioni annuali della VAQ2008 (a 4 km di risoluzione orizzontale) e DVQ2008 (a 1 km di risoluzione orizzontale), realizzate da Arpa Piemonte, e dalla simulazione conclusiva AERA2008 (ad 1 km) che raccoglie tutte le modifiche apportate ai vari macrosettori analizzati.

Come descritto più dettagliatamente nei paragrafi seguenti, la discesa di scala, se non è accompagnata da un parallelo lavoro di approfondimento sulle specificità (entità, caratterizzazione spazio-temporale e chimica delle emissioni), non porta ad un generico beneficio nella stima delle concentrazioni. In particolare, appare evidente un peggior andamento degli indicatori di confronto nella prima cintura della città di Torino.

I test di periodo effettuati con l'aggiornamento delle informazioni sui singoli comparti emissivi sono stati portati a termine per le emissioni industriali, per le emissioni del traffico stradale (in due varianti, incrementando anche la frazione di NO₂ emesso direttamente), per il riscaldamento e per l'agricoltura. Nei paragrafi seguenti sono illustrati i confronti con le simulazioni a grande scala (4 km), con la discesa di scala (DVQ08) e con il run complessivo AERA08 in un set di punti di misura individuati.

Nella terza parte dell'attività sono anche presentate le proposte di lavoro finalizzate a migliorare, in un'ottica 'dinamica', la trattazione delle emissioni predisposte, a partire dai dati di inventario, per la catena prognostica, in maniera da rendere più realistica la stima dell'inquinamento almeno in quelle parti che vengono a dipendere dalle variabili meteorologiche (riscaldamento vs. temperatura ambiente) o dai comportamenti collettivi (calendarizzazione delle festività). Infine, è stata elaborata una proposta di estensione dell'Indice Previsionale di Qualità dell'Aria sul territorio provinciale, attraverso l'accorpamento di comuni ricadenti in zone omogenee, sia dal punto di vista territoriale che emissivo.

2 Approfondimento dell'inventario delle emissioni (A1)

Lo scopo principale di questa attività è la raccolta di informazioni aggiornate e di dettaglio, utili a migliorare l'attribuzione delle emissioni di inquinanti atmosferici alla realtà del territorio provinciale dal punto di vista della modellistica della qualità dell'aria.

Nel corso di questo lavoro sarà prestata una particolare attenzione alla definizione di fattori di emissione specifici di alcuni impianti utilizzabili per l'aggiornamento annuale dell'inventario e di una base emissiva più adatta all'analisi di scenari evolutivi della qualità dell'aria (traffico, riscaldamento) che possa essere impiegata dagli enti preposti non solo per le attività di valutazione ma anche per quelle di pianificazione.

Infine, nell'approfondimento dell'inventario saranno focalizzati alcuni aspetti funzionali all'inserimento di elementi di dinamicità nella descrizione delle emissioni predisposte per la catena prognostica.

2.1 Inquadramento geografico ed emissivo

In recepimento alle indicazioni contenute nella normativa europea di settore, ai fini della gestione della qualità dell'aria la provincia di Torino è stata suddivisa in tre macroaree (zone), rappresentate nella figura seguente:

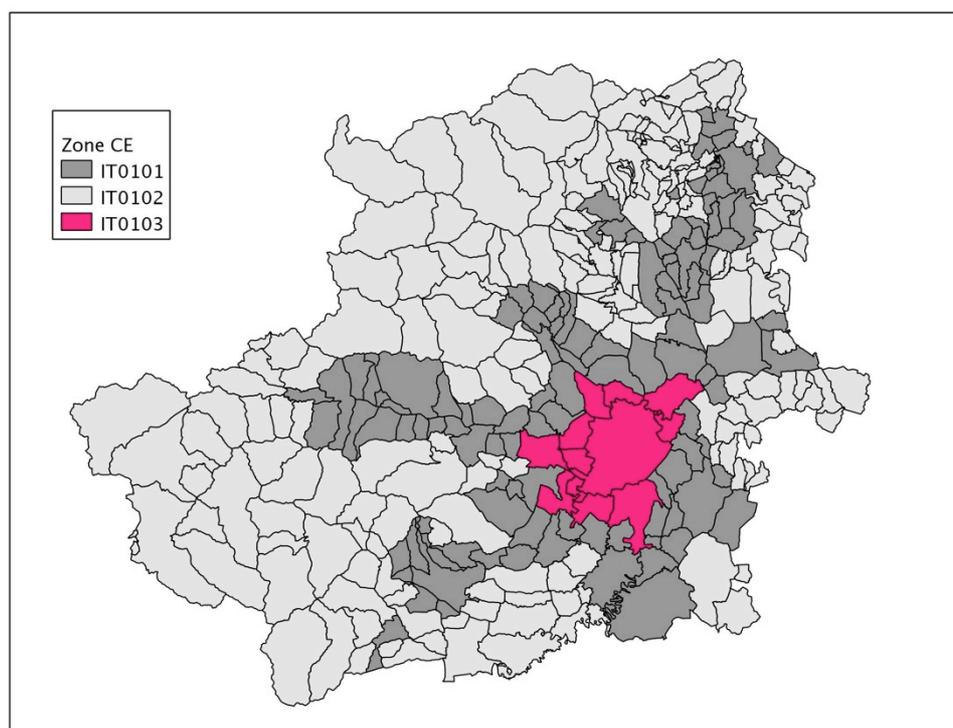


Fig. 1 Zonizzazione dei Comuni della provincia di Torino ai sensi della normativa sulla qualità dell'aria (D.G.R. n. 14-7623 dell'11 novembre 2002).

La zona IT0103 corrisponde all'agglomerato di Torino, formato dalla città di Torino e dai Comuni limitrofi di Beinasco, Borgaro T.se, Collegno, Grugliasco, Moncalieri, Nichelino, Orbassano, Rivoli, San Mauro T.se, Settimo T.se, Venaria Reale.

Con l'entrata in vigore del decreto legislativo 13 agosto 2010, n. 155 (Attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa), la Regione Piemonte ha proposto una nuova zonizzazione del territorio regionale, accorpare le aree con criteri di omogeneità geografica e/o di pressione emissiva.

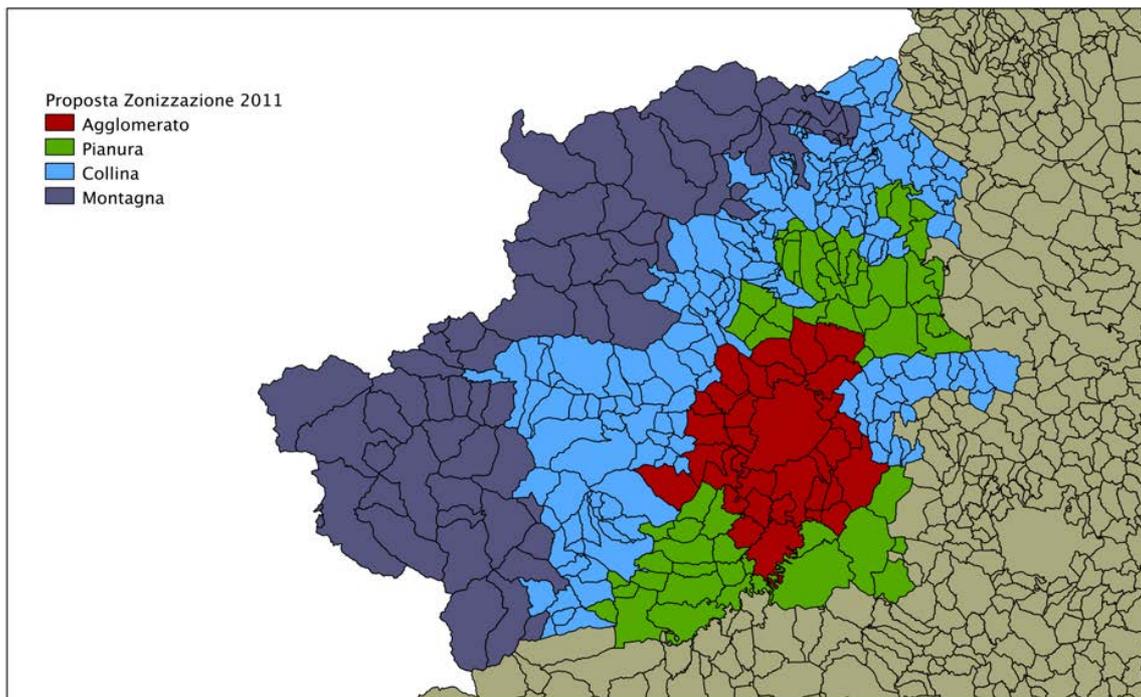


Fig. 2 Zonizzazione dei Comuni della provincia di Torino – Proposta 2011.

Secondo il nuovo schema, l'agglomerato di Torino si estenderebbe a 27 Comuni, come inteso dall'Agenzia Metropolitana di Mobilità, cioè a tutti quei Comuni della cintura torinese coinvolti nell'implementazione del Servizio Ferroviario Metropolitano.

Nelle more di un atto ufficiale che approvi in via definitiva la nuova zonizzazione, nelle successive fasi di avanzamento è prevista una caratterizzazione più approfondita delle emissioni che insistono sulle diverse zone, anche per giungere alla proposta di un nuovo indice di qualità dell'aria sul territorio provinciale.

2.2 Sorgenti industriali

Per aggiornare ed incrementare le informazioni sulle sorgenti puntuali si è deciso di fare riferimento principalmente agli impianti soggetti ad Autorizzazione Integrata Ambientale, procedimento autorizzativo in capo alla Provincia di Torino. L'AIA, infatti, essendo autorizzazione suscettibile di rinnovo con una frequenza tra i cinque e gli otto anni, fornisce una base dati rinnovata con regolarità, eventualmente integrabile con informazioni relative ai cicli temporali di lavorazione (modulazioni), essenziali per una corretta modellazione della dispersione degli inquinanti in atmosfera.

Nel corso degli anni passati la Provincia ha realizzato una piattaforma informatica appositamente progettata per inserire, consultare e aggiornare i dati relativi ad ogni impianto autorizzato, compresi i report ambientali di controllo e autocontrollo che periodicamente le aziende IPPC devono trasmettere all'Ente. Entro la fine di aprile di ogni anno è previsto che le aziende carichino i dati richiesti in maniera autonoma.

Gli impianti IPPC censiti su tutto il territorio provinciale sono 185, ma molte aziende non hanno emissioni in atmosfera rilevanti e invece impatti consistenti su altre matrici ambientali.

L'attività di aggiornamento sulle sorgenti puntuali si configura come il completamento dell'attività iniziata nel corso del 2010 su 12 Comuni dell'area metropolitana torinese (R. Prandi et al., 2010).

In questo lavoro, si intende quindi estendere la metodologia già applicata all'area metropolitana, che ha richiesto l'analisi delle informazioni disponibili, la selezione degli impianti più rilevanti, la caratterizzazione emissiva degli stessi (numero e caratteristiche fisiche dei punti di emissione, flussi di massa e modulazioni temporali), l'assegnazione di codici SNAP¹ di attività (in sostituzione dei codici IPPC², NOSE-P³ e NACE⁴), il confronto con i dati preesistenti per la modifica dei dati contenuti in IREA e l'eventuale eliminazione, anche parziale, di emissioni diffuse imputabili alla stessa attività produttiva.

Nei paragrafi seguenti verranno descritti in dettaglio i criteri adottati per la selezione degli impianti, la tipologia di dati inseriti nelle schede conoscitive e una sintesi delle modifiche apportate all'input emissivo della simulazione.

Le schede conoscitive sono state invece raccolte in un documento indipendente (Rif. SIMULARIA.R2012.08), in modo da rendere più agevole la lettura e la consultazione delle informazioni raccolte su un singolo impianto.

2.2.1 Analisi di significatività delle sorgenti informatizzate (AIA) sulla base dei dati di targa e selezione degli impianti da valorizzare con schede informative

Nella filosofia originaria della metodologia Corinair veniva suggerito di trattare come sorgenti puntuali (Large Point Sources) delle attività industriali rilevanti per capacità produttiva o quantità emissiva (per esempio impianti di combustione con potenza installata maggiore di 300 MW). Per questo motivo nella prima versione dell'inventario nazionale erano solo 8 le sorgenti puntuali presenti sul territorio piemontese.

La pianificazione di misure per il risanamento e la tutela della qualità dell'aria e l'applicazione di modelli di dispersione atmosferica a scala locale ha motivato le autorità competenti a raccogliere informazioni dettagliate anche su impianti di taglia decisamente inferiore.

La direttiva IPPC ha poi introdotto un obbligo di comunicazione annuale degli impatti in aria in caso di emissioni superiori a soglie diverse per ogni inquinante, definite nell'AlI. Il al Regolamento (CE) n.166/06 (soglie minime per la dichiarazione E-PRTR).

In questo lavoro si è concentrata l'attenzione sulle emissioni di ossidi di azoto e polveri, stabilendo di procedere ad una prima selezione degli impianti con dati emissivi di targa pari al 50% della soglia EPRTR (50 t/a per gli ossidi di azoto e 10 t/a per il PM10).

Accanto a questi non si è voluto ignorare l'aggiornamento delle informazioni associate agli impianti industriali già presenti nell'inventario regionale IREA per avvenute modifiche produttive, delocalizzazioni o cessata attività, in numero pari a 62 nella sola provincia di Torino.

¹ Selected Nomenclature for Air Pollution

² Integrated Pollution Prevention and Control

³ Standard Nomenclature for Sources of Emission

⁴ Nomenclature statistique des Activités économiques dans la Communauté Européenne

Infine sono stati prese in considerazione le centrali termiche/impianti cogenerativi asserviti alle reti di teleriscaldamento presenti sul territorio provinciale nell'anno 2008.

Nella figura seguente sono rappresentati l'insieme originale delle sorgenti industriali considerati per la VAQ (di fonte IREA) e l'insieme delle sorgenti aggiornate o introdotte a seguito dell'indagine svolta nella prima fase dell'attività.

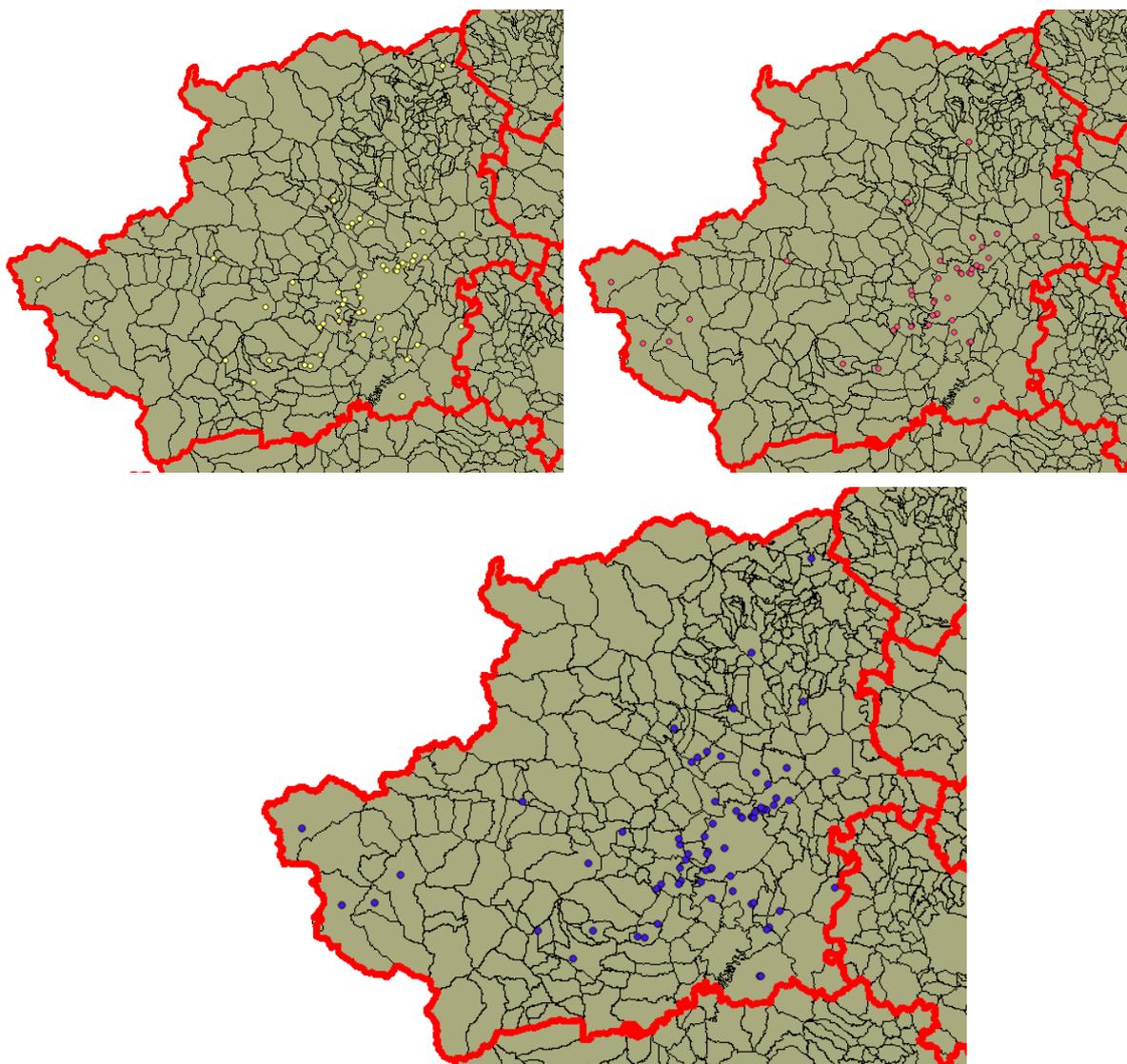


Fig. 3 In alto a sinistra: puntuali presenti nell'input alla VAQ08; in alto a destra: puntuali aggiornate o inserite in questo studio; in basso al centro: puntuali presenti nel nuovo input.

In termini assoluti, considerando l'inserimento di nuove sorgenti, la dismissione di alcuni impianti e la revisione delle emissioni delle altre industrie considerate, il bilancio netto tra il nuovo input e il vecchio input alla VAQ08 presenta un saldo negativo per quasi tutti gli inquinanti, ad eccezione del biossido di zolfo (v. Tab. 1).

Tab. 1. Bilancio emissivo a valle delle modifiche apportate alle sorgenti industriali.

113.15	-1585.12	-2947.19	-358.9	-660.16	-12.52
Q_SO2	Q_NOX	Q_CO	Q_NMVOC	Q_PM10	Q_NH3

L'incremento di emissioni di SO2 è concentrato nella zona nord-ovest di Torino. Rilevanti diminuzioni nelle emissioni industriali di ossidi di azoto e PM10 si registrano nella zone a sud-ovest e nord-est della città di Torino, per il ridimensionamento delle attività delle aziende storiche della città, come Fiat Mirafiori, Iveco e Michelin.

2.2.2 Predisposizione di schede informative, con individuazione dei parametri fisici utili alla modellazione e fattori di emissione specifici ai fini dell'aggiornamento annuale

Al di là della ricostruzione realistica delle emissioni nell'anno 2008, questo progetto si propone di fornire una base dati utile per i successivi aggiornamenti dell'inventario.

Per questa ragione sono state predisposte delle schede di approfondimento sui singoli impianti, allegate in un documento separato (SIMULARIA.R2012.08) e le informazioni sono state organizzate in un database Microsoft ACCESS. L'aggiornamento all'anno 2010 è stato realizzato come attività integrativa, descritta in una relazione dedicata (Pallavidino L., 2013).

Per gli impianti con una capacità emissiva superiore a 20 t/a di ossidi di azoto e/o di 5 t/a di polveri è stata compilata una scheda approfondita, includendo informazioni relative ai parametri fisici dell'emissione (altezza, diametro, velocità e temperatura), reperite accedendo alla documentazione presentata in sede di autorizzazione, poiché questi dati non sono sempre inseriti nel quadro emissioni allegato alla determina di autorizzazione. Nell'ottica dell'aggiornamento e dell'applicazione nella modellistica di dispersione a scala regionale/locale, per alcuni impianti si è proceduto ad una semplificazione della descrizione, eliminando i punti di emissione secondari (per esempio quelli che in sede autorizzativa sono esclusi dall'obbligo di autocontrollo) oppure introducendo dei camini *fittizi* ai fini modellistici, dove far confluire emissioni con caratteristiche simili.

Molte delle sorgenti analizzate dispongono di dati in formato digitale, acquisiti con i sistemi di monitoraggio delle emissioni a camino (SME) e trasmessi dalle aziende ad Arpa Piemonte, quando non acquisiti in remoto. Anche se non esaustivi e limitati ad alcuni inquinanti, questi dati contengono informazioni preziose per la definizione delle modulazioni temporali tipiche di ogni impianto. All'interno dello stesso finanziamento ALCOTRA è previsto che Arpa Piemonte analizzi i dati SME, che potranno fornire informazioni ulteriori sugli impianti considerati.

In alcuni casi, quando cioè l'attività industriale ha consentito la definizione di un indicatore di consumo (ad esempio il metano bruciato) oppure di produzione (ad esempio il numero di pezzi prodotti) annualmente reperibile ed associabile ad uno o più fattori di emissioni che possano essere applicati con regolarità, la scheda contiene indicazioni per ottenere la stima delle emissioni dell'impianto negli anni successivi e le indicazioni sui parametri che sarà necessario controllare per rendere la stima attendibile.

Per gli impianti con emissioni marginali (inferiori a 20 t/a di ossidi di azoto e/o di 5 t/a di polveri) non presenti nell'inventario 2007 e per i quali non è ipotizzabile un inserimento e aggiornamento regolare, è stata comunque predisposta una scheda sintetica inserendo le informazioni raccolte nell'indagine.

Infine, per ogni impianto già presente in inventario, la scheda contiene un bilancio complessivo rispetto alla stima presente in IREA ed utilizzata per la realizzazione della VAQ2008.

2.3 Trasporto su strada

La stima delle emissioni del trasporto stradale con metodologia bottom-up è basata sulla conoscenza dei flussi veicolari ricostruiti dal modello di traffico in uso presso la Provincia di Torino, che estende al di fuori dell'area metropolitana torinese i dati di flusso associati al grafo della società 5T (Pallavidino et al., 2011).

Tale modello, calibrato nel 2006, è stato recentemente aggiornato dalla società milanese Polinomia Srl su incarico della Provincia di Torino. I nuovi flussi stimati sulla rete stradale provinciale sono stati consegnati con un rapporto di accompagnamento alla fine del mese di febbraio 2012 (Torriani L. et al., 2012).

Per la stima delle emissioni le informazioni contenute nel modello di traffico sono state integrate con altri dati necessari per il calcolo.

Preliminarmente sono stati reperiti i dati di immatricolazione dei veicoli in Provincia di Torino. La fonte che è stata ritenuta più accurata è il parco veicolare rielaborato dal CSI Piemonte per la compilazione dell'Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera del 2008.

Successivamente è stata effettuata un'analisi dei dati di traffico e di mobilità disponibili per poter estendere i risultati del modello, riferiti al trasporto privato delle persone in un giorno feriale, all'intero settore del trasporto su strada, includendo anche il trasporto delle merci ed estendendo la stima anche ai giorni prefestivi e festivi.

Nei paragrafi successivi si espone nel dettaglio la metodologia che è stata utilizzata per effettuare la stima delle emissioni del Macrosettore 07 e vengono presentati i confronti con la stima corrispondente di IREA 2007.

2.3.1 Modelli utilizzati

La stima delle emissioni di NO_x, PM10, PM2.5, CO, NMVOC, CO₂, NH₃ è stata ottenuta attraverso l'uso del software TREFIC (Nanni A. et al., 2009), che integra i fattori emissivi della metodologia ufficiale Copert IV/Corinair sviluppata dall'Agenzia Europea per l'Ambiente (Ntziachristos L. et al., 2009) e i fattori emissivi della metodologia elaborata dallo IIASA (International Institute for Applied Systems Analysis) per il PM10, consentendo di applicarli ai flussi veicolari associati a una rete stradale (Klimont Z. et al., 2002). La metodologia utilizzata per la stima delle emissioni di PM10 e di PM2.5 tiene conto anche della componente non-exhaust generata dall'abrasione dei freni, degli pneumatici e della strada.

Per il particolato è stata effettuata anche la stima della quantità di materiale risollevato dal manto stradale al passaggio dei veicoli. Tale stima è stata basata su una formula pubblicata dall'EPA (EPA, 2011) e non ancora inclusa nel software TREFIC.

I flussi della rete stradale devono essere assegnati a quattro categorie veicolari:

- Motoveicoli
- Autoveicoli
- Veicoli Commerciali Leggeri
- Veicoli Commerciali Pesanti.

Per ciascuna categoria veicolare deve essere ricostruita una suddivisione in classi emissive (classi Copert) ciascuna delle quali è associata ad una classe di omologazione ambientale EURO.

2.3.2 Ricostruzione del parco circolante all'anno di riferimento

Per poter stimare le emissioni da traffico sul territorio provinciale, è dunque necessario ricostruire, a partire dalle immatricolazioni, un parco circolante suddiviso nelle classi emissive identificate dalla metodologia europea COPERT/CORINAIR (EEA) sulla base dell'omologazione ambientale del veicolo, del combustibile, e del peso del veicolo.

La metodologia europea COPERT/CORINAIR (EEA) identifica oltre 200 classi emissive sulla base della categoria veicolare, dell'omologazione ambientale del veicolo, del combustibile, e del peso.

Poiché il parco circolante non corrisponde al parco immatricolato, in quanto ciascuna classe veicolare è caratterizzata da una percorrenza annuale diversa, è necessario tenere conto delle percorrenze medie dei veicoli.

La ricostruzione del parco circolante è stata basata sul dato di input elaborato da Regione Piemonte per la redazione dell'Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera. Il dato ricostruisce in un database organizzato il contenuto del Pubblico Registro Automobilistico associando ad ogni categoria veicolare, oltre alla numerosità

anche la percorrenza media annuale per classe veicolare, totale, extraurbana ed urbana stimata in base ad un recente studio di Arpa Lombardia (Caserini S. et al., 2011).

Come per altri comparti emissivi, in presenza di dati più aggiornati sull'anno di riferimento scelto (il 2008), si è preferito aggiornare la stima delle emissioni al 2008, benché questo lavoro sia vincolato al confronto con i risultati modellistici della VAQ2008 e quindi alla versione 2007 dell'inventario regionale usata come input. In questo caso, si è quindi preferito utilizzare il parco veicolare prodotto per la redazione dell'inventario 2008, mentre i confronti con le emissioni stimate da IREA saranno comunque effettuate con l'inventario 2007.

Per la stima delle emissioni dei veicoli pesanti non si è tenuto conto del parco dei bus urbani, poiché le emissioni attribuite ai bus GTT sono state calcolate in modo distinto sulla base della quantità di combustibile consumato, così come riportato nel bilancio ambientale 2008 dell'azienda (GTT, 2008).

Di seguito si riportano alcune elaborazioni statistiche utili alla caratterizzazione del parco veicolare circolante nella provincia di Torino, suddiviso tra percorrenza urbana ed extraurbana.

Per gli autoveicoli, nel parco extraurbano si riconosce una frazione più alta dei veicoli più recenti, mentre la suddivisione per tipologia di alimentazione (v. Fig. 6) indica una maggiore presenza di veicoli diesel in ambito extraurbano dove le percorrenze di questi veicoli sono maggiori.

Per i veicoli commerciali leggeri la ripartizione tra le diverse categorie ambientali è identica per l'utilizzo in ambito urbano e l'utilizzo in ambito extraurbano. Invece, per i veicoli commerciali pesanti, il parco veicolare circolante sulle strade urbane risulta ripartito principalmente tra le classi emissive Euro 3, Euro 4, Euro 5, analogamente ma in misura maggiore rispetto al parco circolante extraurbano. La presenza di veicoli più recenti in ambito urbano appare contraddittoria rispetto a quanto appare per le altre categorie veicolari, ma potrebbe tenere conto di politiche disincentivanti all'uso di mezzi obsoleti nelle città.

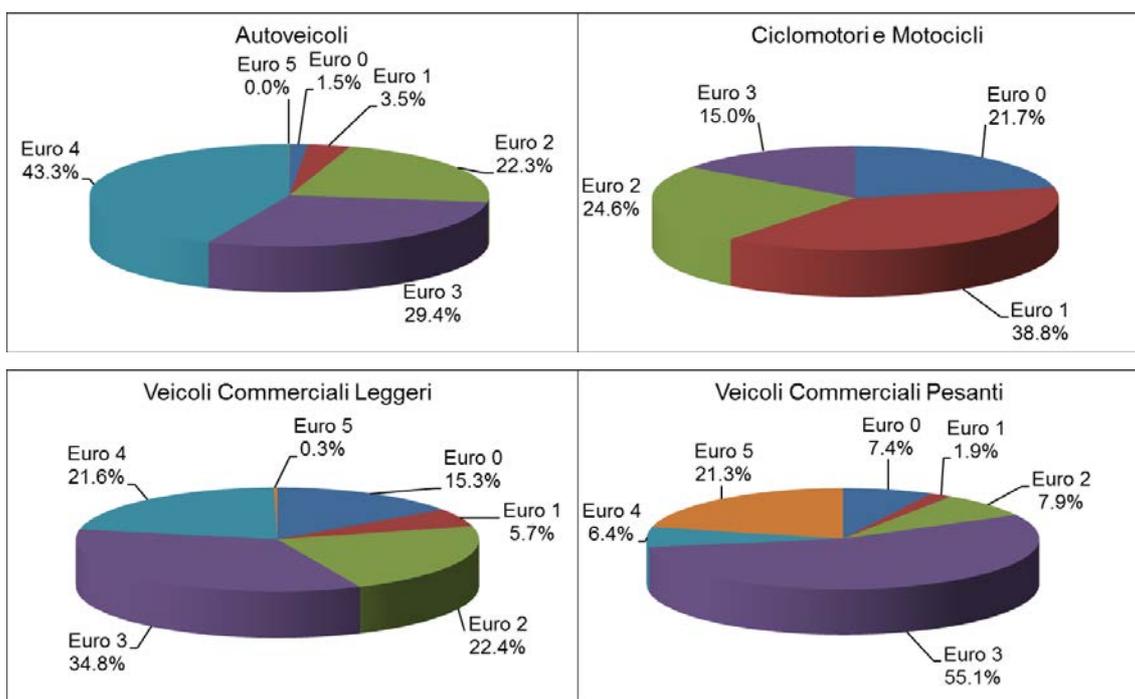


Fig. 4: Ripartizione del parco veicolare tra le classi di omologazione ambientale per il traffico urbano.

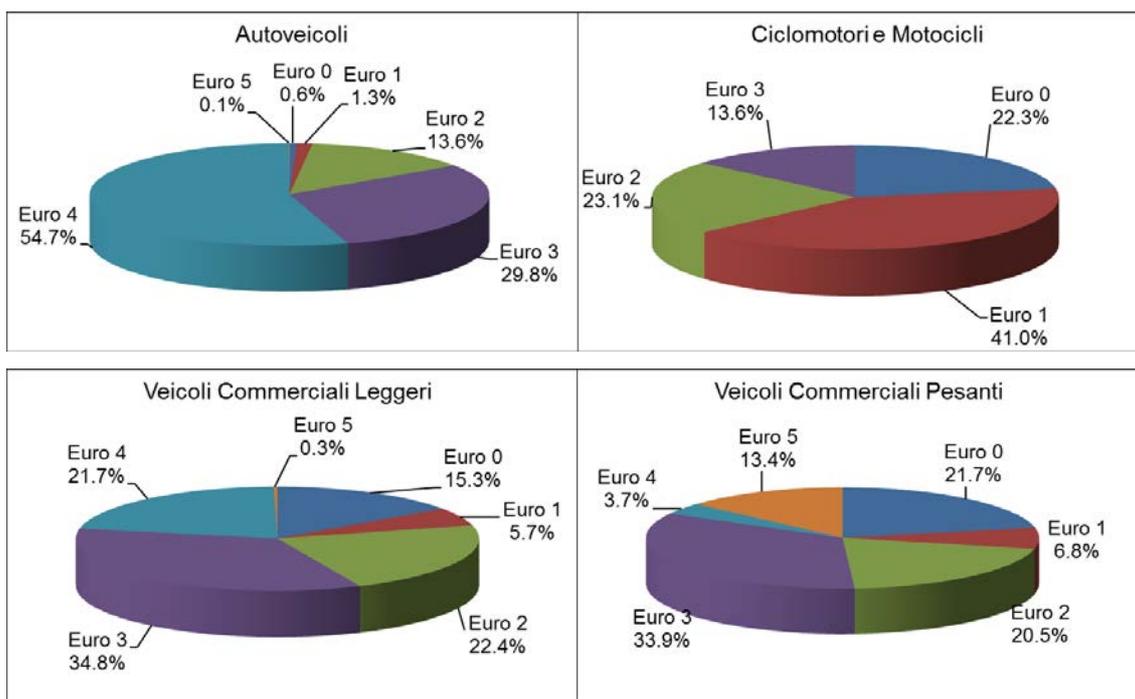


Fig. 5: Ripartizione del parco veicolare tra le classi di omologazione ambientale per il traffico extraurbano, sia autostradale che per strade senza pedaggio.

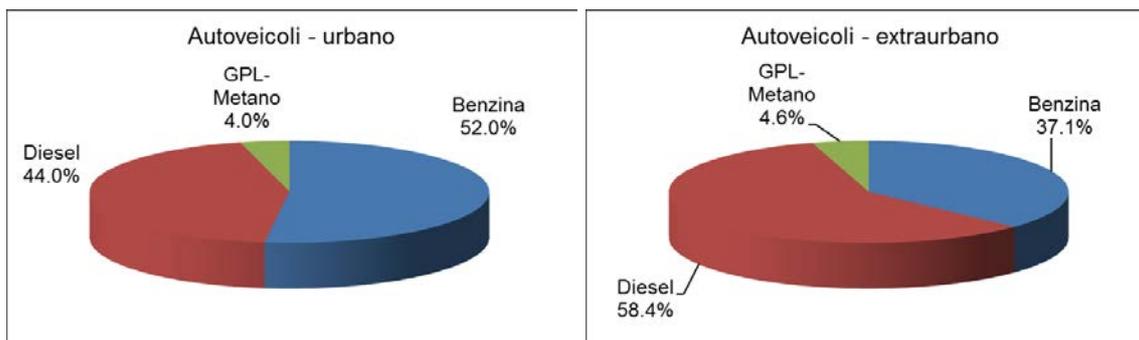


Fig. 6: Ripartizione del parco veicolare dei soli autoveicoli tra i diversi combustibili di alimentazione.

2.3.3 Grafo provinciale 2008: informazioni di base

Il grafo stradale utilizzato da Polinomia per la stima dei flussi veicolari è rappresentato in Fig. 7.

Complessivamente, il grafo stradale consta di 14950 archi di cui 1260 sono connettori (che quindi non corrispondono ad archi reali).

Tutti gli archi reali seguono fedelmente il tracciato stradale e ad essi è associata la lunghezza reale del tratto di strada a cui si riferiscono nonché la pendenza media dell'arco.

La lunghezza complessiva del grafo che ricade all'interno della Provincia di Torino è di 9184 km di cui 1917 km ricadono all'interno dell'area metropolitana di Torino, definita in questo caso secondo la zonizzazione regionale della qualità dell'aria in vigore, come zona IT0103, e costituita da Torino più 11 comuni adiacenti.

Il grafo è composto per la maggior parte da strade extraurbane (6331 km), cui seguono per estensione le strade urbane (2232 km) ed infine le autostrade (621 km).

Nell'area metropolitana IT0103 la maggior parte delle strade è classificata come urbana (1074 km), mentre la quota di strade extraurbane copre 661 km e la quota di autostrade copre 182 km.

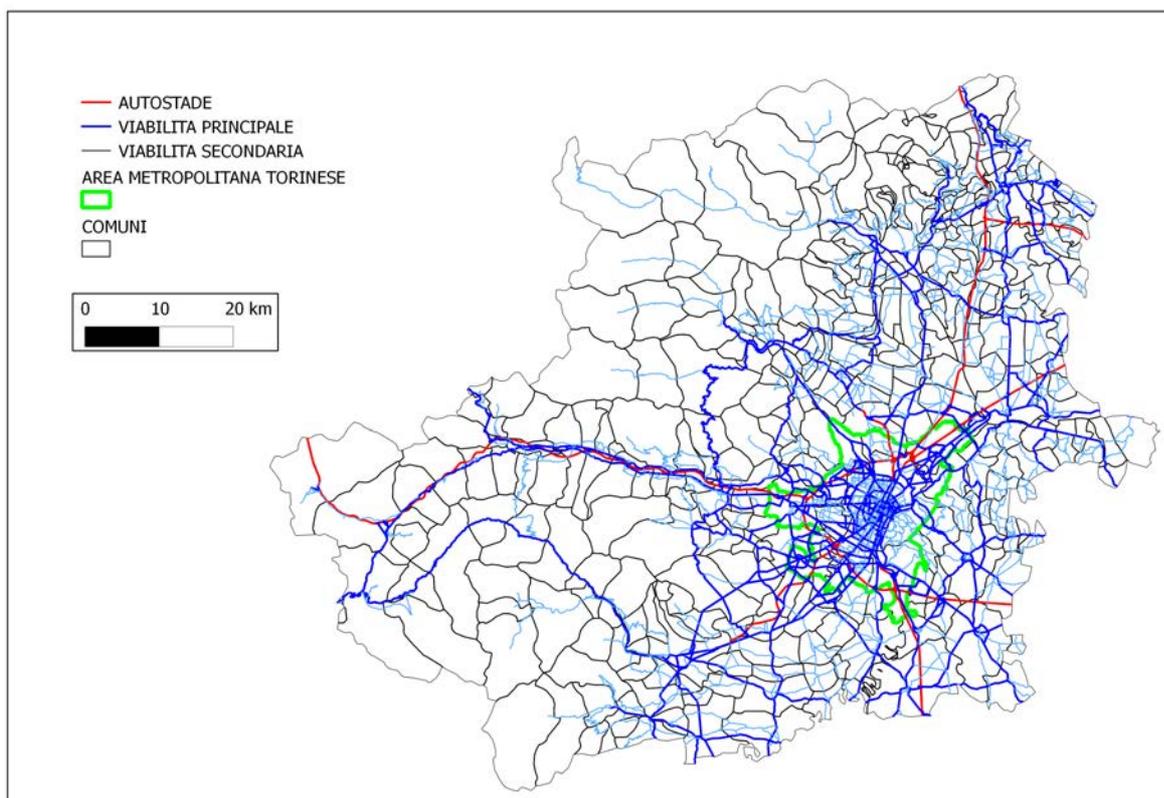


Fig. 7: Grafo stradale georiferito in uso presso la Provincia di Torino. Nella mappa sono evidenziate le autostrade, la viabilità principale e la viabilità secondaria.

I flussi di traffico associati al grafo sono stati stimati attraverso il modello di assegnazione MT.Model (CSST, 2001) in uso presso la Provincia di Torino. Il modello è di tipo mono-utente (quindi considera una sola tipologia di matrice Origine-Destinazione focalizzata sui veicoli privati) ed è studiato per ricostruire i flussi di traffico dovuti agli spostamenti privati motorizzati. Non viene dunque effettuata alcuna stima per il traffico merci e per il trasporto pubblico.

I dati di origine/destinazione per la stima dei flussi sono stati reperiti da varie fonti:

- la matrice del 2008 ricostruita dall’Agenzia Metropolitana per la Mobilità,
- la matrice di CSST utilizzata per la calibrazione del 2006,
- la matrice ISTAT 2001,
- una nuova matrice di scambio tra la Provincia di Torino e le aree esterne stimata da Polinomia.

L’insieme dei dati ha consentito di ricostruire una matrice O/D per la Provincia di Torino che tiene conto anche dello scambio con le aree esterne, per un totale di 636 zone di origine e destinazione e per 1’493’963 spostamenti di sola andata per un giorno feriale medio.

Per la calibrazione del modello sono stati usati 393 rilievi di traffico distribuiti sul territorio provinciale, tutti ricadenti all’esterno della città di Torino, riferiti per la maggior parte dei casi agli anni 2008 e 2009. Raramente si è fatto ricorso a rilievi riferiti agli anni precedenti, solo nel caso in cui le informazioni fornissero un’integrazione importante: un esempio significativo è rappresentato da uno studio di Ativa nel quale sono riportati i flussi veicolari misurati nel 2005 alle uscite della tangenziale nel lungo tratto privo di pedaggio intorno alla città di Torino (più di 30 km).

Il modello ha dunque consentito di ricostruire per un giorno feriale il Traffico Giornaliero Medio dei veicoli privati (autoveicoli e motocicli) su ciascuno dei 14950 archi.

In Fig. 8 e Fig. 9 si riporta il grafico dello scarto percentuale tra i dati rilevati e i dati stimati nelle sezioni dove era disponibile una misura dei flussi di traffico. Sia i dati rilevati che i dati stimati si riferiscono ai soli veicoli privati per il trasporto di persone (autoveicoli e motocicli).

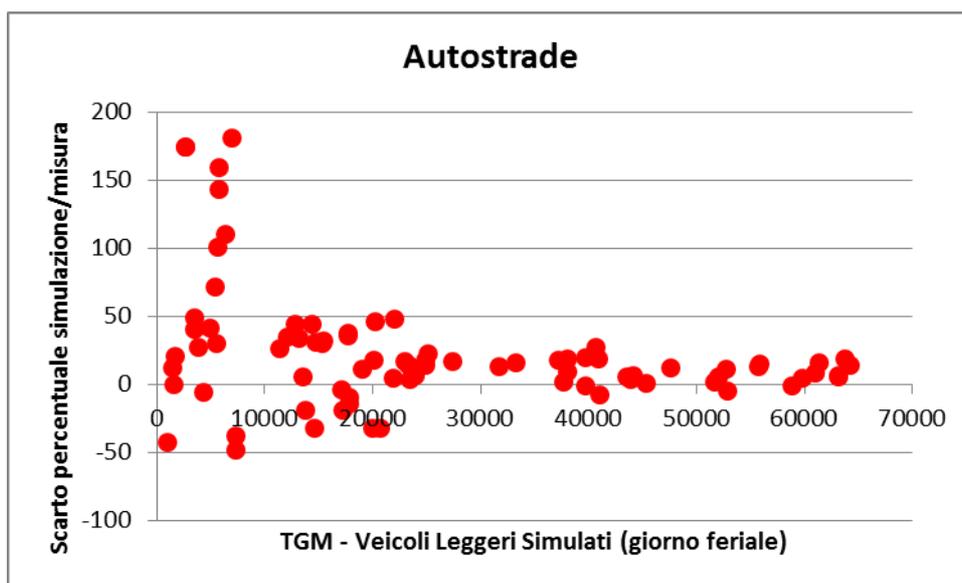


Fig. 8: Scarto percentuale tra i dati rilevati e i dati stimati nelle sezioni autostradali per i veicoli privati indicati come leggeri nel grafico.

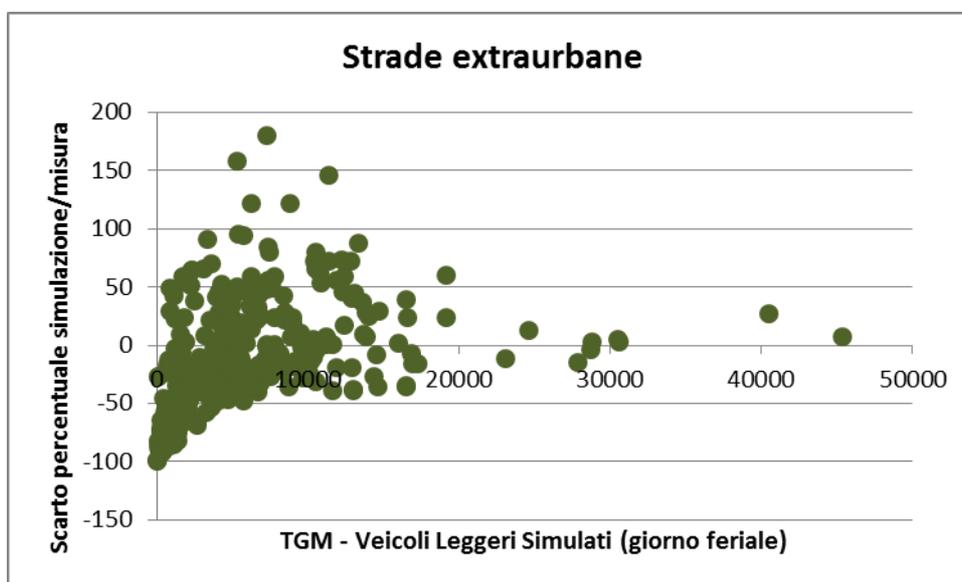


Fig. 9: Scarto percentuale tra i dati rilevati e i dati stimati nelle sezioni di strade extraurbane per i veicoli privati indicati come leggeri nel grafico.

Lo scarto tra il dato simulato e il dato misurato si riduce all'aumentare del TGM e pertanto si può assumere che la stima delle emissioni in atmosfera sia maggiormente precisa per le sorgenti più rilevanti.

Si deve inoltre notare che il modello stima per 2295 archi reali un flusso nullo: tale stima si riscontra per archi con caratteristiche fortemente penalizzanti per la circolazione a cui il modello fa preferire dei percorsi diversi per lo stesso spostamento. A titolo di esempio, si evidenzia che la SS 335 tra Oulx e Bardonecchia risulta totalmente scarica, in quanto è parallela all'autostrada A32 che in quella sezione è senza pedaggio. Anche questa caratteristica dell'output del modello di assegnazione non pregiudica una corretta stima delle concentrazioni di inquinanti, in quanto gli archi simulati con flusso nullo sono archi secondari oppure i flussi "trascurati" sono associati a strade parallele poste in prossimità, quindi ricadenti nella stessa cella delle griglia di calcolo.

Queste particolarità nella ricostruzione del flusso veicolare possono causare in poche eccezioni una errata distribuzione delle emissioni tra le attività snap associate alle diverse tipologie di strada. Nella fase di test con le simulazioni verrà prestata una particolare attenzione all'emergere di anomalie spaziali nei campi di concentrazione per effetto di queste errate attribuzioni e nel caso verranno apportate delle correzioni ad hoc.

2.3.4 Stima dei TGM di Motocicli/Ciclomotori e Autoveicoli

Come già detto nel paragrafo precedente, il modello ricostruisce i flussi veicolari connessi con gli spostamenti effettuati con il mezzo privato in giorno feriale medio.

Per la ricostruzione delle emissioni connesse al trasporto su strada è stato pertanto necessario integrare le informazioni di output del modello di traffico con i dati di rilievo disponibili.

A partire dal flusso veicolare privato di un giorno feriale medio è stato dapprima stimato il Traffico Giornaliero Medio (TGM) che tiene conto anche dei sabati e delle domeniche, e successivamente è stata effettuata la ripartizione di tali flussi di traffico tra autoveicoli e motoveicoli/ciclomotori. Per la ricostruzione del TGM è stato usato un coefficiente distinto per tipologia di strada e nel caso delle autostrade ulteriormente dettagliato per ciascuna infrastruttura (Tab. 2).

La ripartizione del flusso dei veicoli privati tra autoveicoli e motocicli/ciclomotori è di difficile quantificazione, in particolare per una rete stradale estesa come quella trattata in questo studio. Per effettuare la ripartizione sono state consultate diverse fonti:

- i rilievi di traffico in continuo dei sensori della Provincia di Torino sulle strade extraurbane distinti tra sensori collocati all'interno dell'area metropolitana e sensori collocati all'esterno dell'area metropolitana;
- il grafo lineare associato all'Inventario regionale delle emissioni in atmosfera;
- lo studio della Provincia di Torino "Modellistica della qualità dell'aria nell'area metropolitana torinese (CIG 0418162631)";
- i dati dell'osservatorio del traffico della Autostrada A4 Torino – Milano.

Per tutte le strade urbane e per le strade extraurbane già considerate nello studio "Modellistica della qualità dell'aria nell'area metropolitana torinese" è stata usata la stessa ripartizione già adoperata, basata sui contenuti dell'indagine sulla mobilità dell'Agenzia Metropolitana per la Mobilità del 2006 (AMMT, 2006).

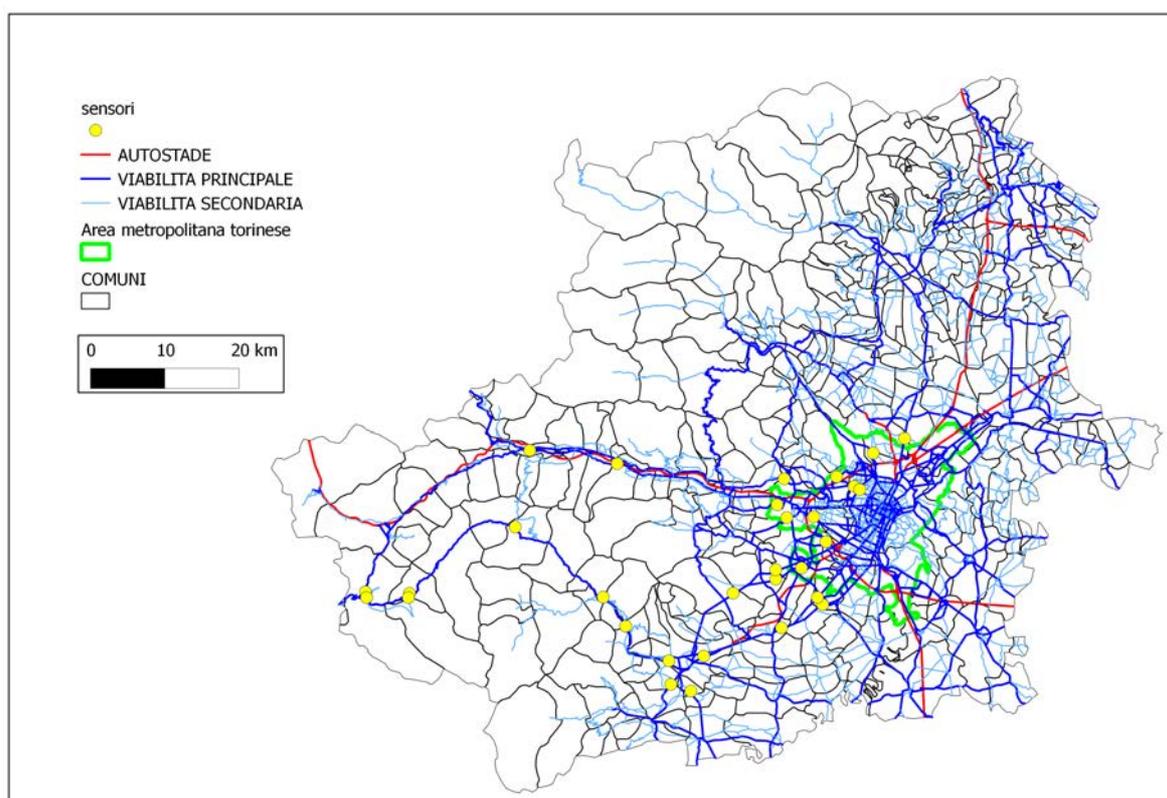


Fig. 10: Localizzazione dei sensori di traffico in continuo di proprietà della Provincia di Torino. I sensori coprono l'area metropolitana torinese e la zona ovest della Provincia.

Per tutte le altre strade extraurbane sono stati utilizzati i rilievi del traffico realizzati in continuo dalla Provincia di Torino nel 2008, imputando ai motocicli/ciclomotori i passaggi dei veicoli di lunghezza inferiore ai 3 m e alle auto i passaggi dei veicoli di lunghezza compresa tra i 3 m e i 5 m (Fig. 10).

Per le autostrade non esistono dei dati di pedaggio alle barriere che consentano di distinguere gli autoveicoli dai motocicli. I dati trasmessi dall'Osservatorio del Traffico dell'Autostrada A4 mostrano un flusso di motocicli di 7/50000 in una settimana di novembre 2011: alle infrastrutture autostradali, ad eccezione della Tangenziale di Torino, è stato dunque imputato un flusso nullo di motocicli.

Anche per la Tangenziale di Torino non sono disponibili misure del numero di motocicli circolanti. Nello studio "Modellistica della qualità dell'aria nell'area metropolitana torinese" (Prandi R. et al, 2010) era stato fissato un flusso pari al 4% dei veicoli totali ipotizzando che tale infrastruttura fosse omogenea con i dati di mobilità dell'area metropolitana, eliminando però il flusso attribuito ai ciclomotori (che per legge non possono circolare in autostrada). Poiché il confronto tra i risultati ottenuti nello studio e l'inventario regionale aveva fatto emergere una stima doppia della CO₂ attribuita ai motocicli sulle autostrade, si è deciso di ridurre il flusso dei motocicli sulla Tangenziale di Torino al 2% dei veicoli leggeri.

Tab. 2: Coefficienti per il calcolo del TGM degli autoveicoli e dei motocicli/ciclomotori a partire dal traffico giornaliero feriale.

Autoveicoli e motocicli/ciclomotori	Rapporto tra TGM e Traffico medio feriale	ORIGINE DEI DATI
STRADE URBANE	347/365	Rilievo di Corso Regina Margherita 2008
STRADE EXTRAURBANE	361/365	Media dei rilievi della rete di monitoraggio in continuo della Provincia di Torino (2008).
TANGENZIALE DI TORINO	319/365	Media dei dati di tutte le barriere di accesso alla tangenziale, marzo 2008
A4 TORINO- MILANO	330/365	Barriera di Rondissone 2005
A21 TORINO – PIACENZA	363/365	Barriera di Villanova 2005
A6 TORINO – SAVONA	287/365	Non sono disponibili i dati. Ritenuta identica alla Torino – Aosta
A32 TORINO – BARDONECCHIA	359/365	Media delle barriere di Avigliana e di Salbertrand gennaio e novembre 2005.
A5 TORINO - AOSTA	287/365	Dati della barriera di Settimo, gennaio e novembre 2005
A55 TORINO – PINEROLO	333/365	Dati della barriera di Beinasco, marzo 2008
RACCORDO TORINO-CASELLE	287/365	Ritenuta identica alla Torino – Aosta

Tab. 3: Frazione di Motocicli/Ciclomotori nel flusso veicolare del trasporto privato distinta per tipologia di strade.

	Frazione di Motocicli e Ciclomotori sul trasporto privato	ORIGINE DEI DATI
STRADE URBANE	6.5%	Studio "Modellistica della qualità dell'aria nell'area metropolitana torinese - IMQ Anno2006
STRADE EXTRAURBANE AREA METROPOLITANA GIÀ TRATTATE NELLO STUDIO SULL'AREA METROPOLITANA	6.5%	Studio "Modellistica della qualità dell'aria nell'area metropolitana torinese" - IMQ Anno2006
STRADE EXTRAURBANE AREA METROPOLITANA NON TRATTATE NELLO STUDIO SULL'AREA METROPOLITANA	4.6%	Rilievi 2008 Sensori della Provincia di Torino. Veicoli di lunghezza compresa tra 3.5m e 5m
STRADE EXTRAURBANE ESTERNE AREA METROPOLITANA	6.2%	Rilievi 2008 Sensori della Provincia di Torino. Veicoli di lunghezza compresa tra 3.5m e 5m
TANGENZIALE DI TORINO	2%	Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera 2007
AUTOSTRADE	0%	Osservatorio Autostrada A4 Torino-Milano

2.3.5 Stima dei TGM dei Veicoli Commerciali Leggeri e dei Veicoli Commerciali Pesanti

Il flusso dei veicoli commerciali leggeri e dei veicoli commerciali pesanti circolanti non è ricostruito in alcun modo dal modello di traffico della Provincia di Torino e nell' input al modello non è prevista alcuna matrice Origine/Destinazione relativa al trasporto delle merci.

La società Polinomia ha però effettuato la georeferenziazione dei flussi di veicoli pesanti al fine di rendere possibile delle valutazioni sul traffico commerciale, rilevati per lo più alle barriere della rete autostradale e su molte sezioni della Tangenziale di Torino, nonché sulle strade extraurbane esterne all'area metropolitana torinese (Torriani et al., 2012).

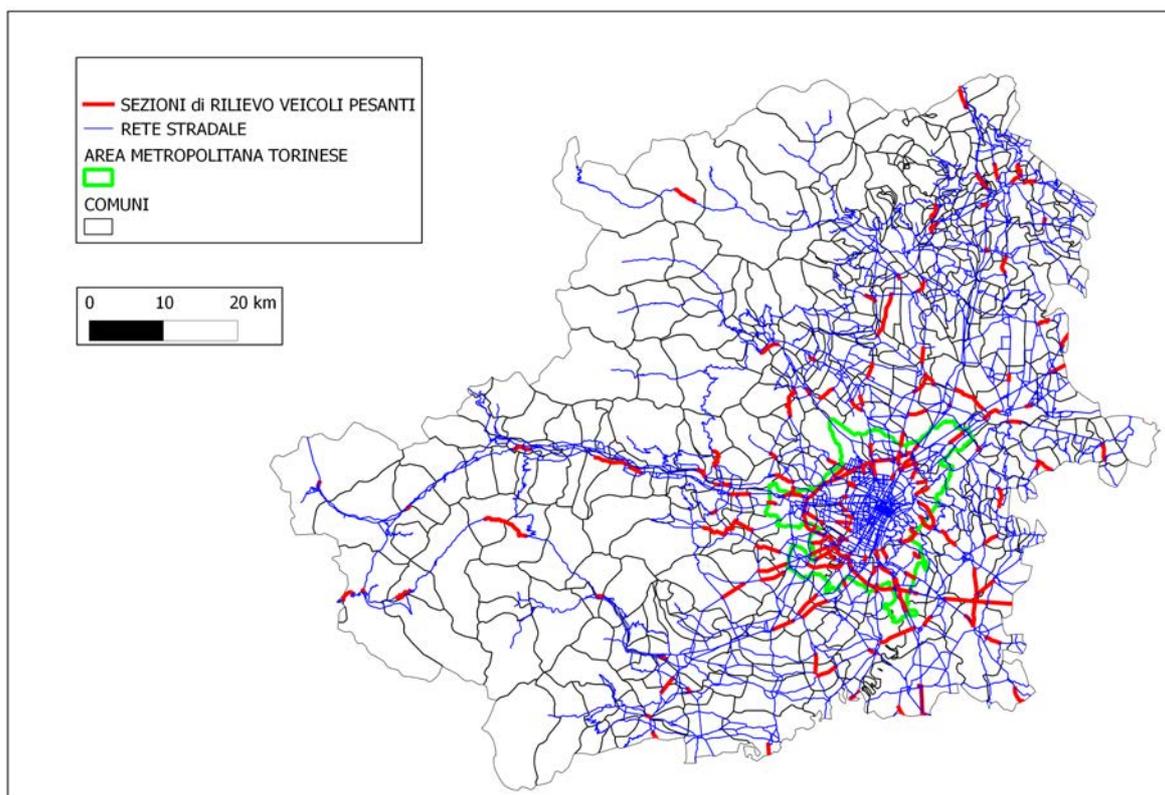


Fig. 11: Visualizzazione delle sezioni di rilievo dei flussi dei veicoli pesanti di cui è stata eseguita la georeferenziazione da Polinomia.

I dati riportati sul grafo sono stati usati in base alla tipologia di strada tenendo conto delle stime dei flussi utilizzate nello studio "Modellistica della qualità dell'aria nell'area metropolitana torinese".

Per tutte le autostrade, comprese quelle situate all'interno dell'area metropolitana Torinese, sono stati usati i rilievi georiferiti imponendo la continuità dei flussi veicolari (Fig. 11). Per le strade extraurbane è invece stato usato un criterio proporzionale, isolando dapprima la rete extraurbana della viabilità principale ed analizzando la percentuale di mezzi pesanti rispetto al totale dei veicoli circolanti di ciascun rilievo (Fig. 10). Per la rete extraurbana principale i rilievi sono stati suddivisi in due categorie:

- per i rilievi con percentuali dei veicoli pesanti comprese tra lo 0% e il 10% è stato assegnato un valore del 5%, mentre per i rilievi con percentuali dei veicoli pesanti comprese tra il 10% e il 30% è stato assegnato un valor medio del 15%, che rappresenta la media dei valori pesata in base ai flussi.
- una frazione di veicoli pesanti del 15% è stata assegnata alle infrastrutture stradali che comprendevano il tratto di rilievo, laddove identificabili (Fig. 12).

Per la rete extraurbana secondaria è stato fissato un flusso di veicoli pesanti pari al 4.7% sulla base della media dei rilievi riportati nello studio di Polinomia e dei rilievi effettuati in continuo dalla Provincia di Torino nel 2008 (Fig. 10).

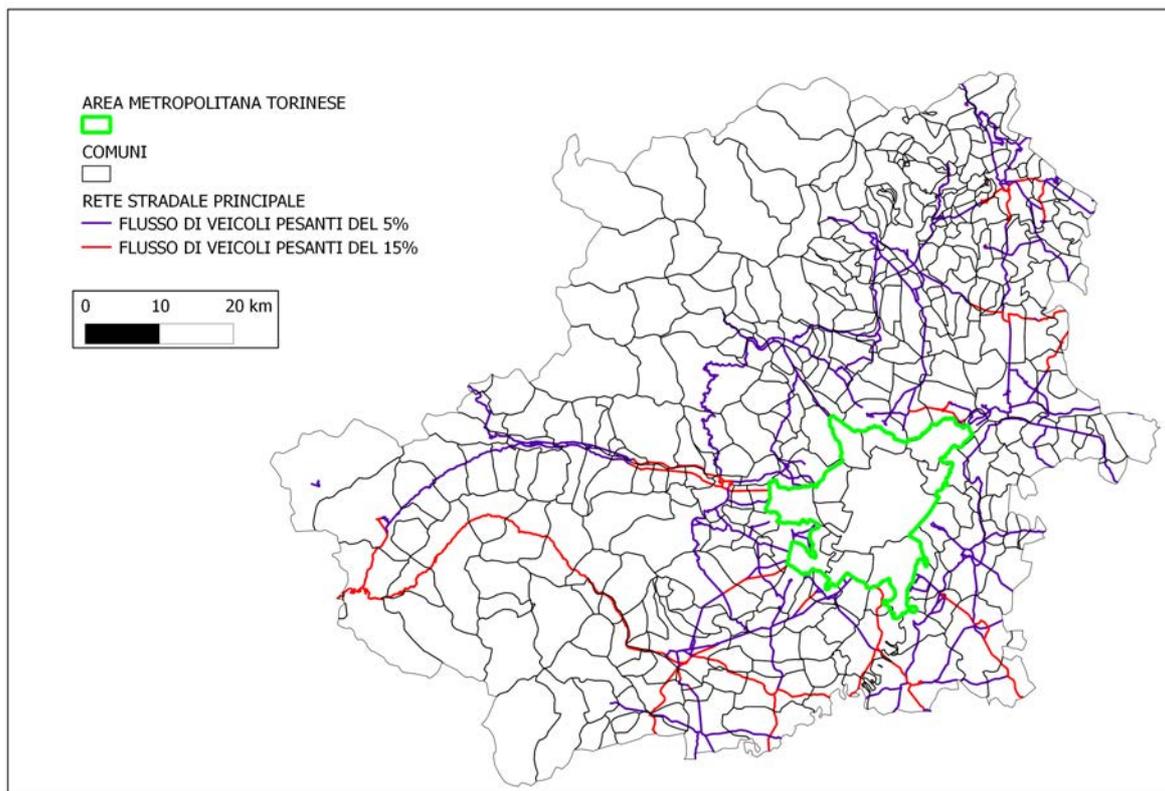


Fig. 12: Visualizzazione delle differenti frazioni di veicoli pesanti associati alla viabilità principale

Il flusso dei veicoli pesanti è stato ulteriormente suddiviso tra i veicoli commerciali leggeri (intesi come quelli con massa massima inferiore alle 3.5 t) e veicoli commerciali pesanti, includendo in questa categoria anche i bus extraurbani e a noleggio.

Tutti i flussi stimati come descritto, corrispondono al flusso in un giorno feriale medio e al fine di eseguire una stima sulle emissioni annuali è stato calcolato per ciascuna tipologia di infrastruttura un coefficiente che lega il traffico giornaliero medio e il traffico di un giorno feriale medio.

Il dettaglio di tutti i coefficienti utilizzati per la stima del traffico giornaliero medio dei veicoli commerciali leggeri e dei veicoli commerciali pesanti sono riportati in Tab. 4 e Tab. 5.

Tab. 4: Coefficienti per la ripartizione del flusso dei veicoli pesanti tra i veicoli commerciali pesanti (peso superiore a 3.5t) e veicoli commerciali leggeri (peso inferiore a 3.5t).

	Frazione di veicoli pesanti sul TGM complessivo.	Frazione di commerciali leggeri sul totale di veicoli pesanti.	ORIGINE DEI DATI
STRADE URBANE	8.2%	71%	Rilievo di Corso Regina Margherita 2008. Sono stati attribuiti ai furgoni i veicoli di lunghezza superiore a 5m e ai veicoli commerciali pesanti i veicoli di lunghezza superiore a 7.5 m.
STRADE EXTRAURBANE AREA METROPOLITANA GIÀ TRATTATE NELLO STUDIO SULL'AREA METROPOLITANA	9.2%	52%	Media dei rilievi della rete di monitoraggio in continuo della Provincia di Torino (2008) interni all'area metropolitana di Torino. Sono stati attribuiti ai furgoni i veicoli di lunghezza superiore a 5m e ai veicoli commerciali pesanti i veicoli di lunghezza superiore a 7.5 m.
STRADE EXTRAURBANE, VIABILITÀ PRINCIPALE AD ALTO FLUSSO DI VEICOLI PESANTI	15%	53%	Solo per la stima della frazione di furgoni è stata usata la media dei rilievi della rete di monitoraggio in continuo della Provincia di Torino (2008) esterni all'area metropolitana di Torino. Sono stati attribuiti ai furgoni i veicoli di lunghezza superiore a 5m e ai veicoli commerciali pesanti i veicoli di lunghezza superiore a 7.5 m. Per la stima della percentuale complessiva di pesanti far riferimento al testo.
STRADE EXTRAURBANE, VIABILITÀ PRINCIPALE A BASSO FLUSSO DI VEICOLI PESANTI	5%	53%	
STRADE EXTRAURBANE, VIABILITÀ SECONDARIA	4.7%	53%	
TANGENZIALE DI TORINO	Flusso calcolato in base alla continuità del valore di rilievo	56%	Media dei dati di tutte le barriere di accesso alla tangenziale, marzo 2008
A4 TORINO- MILANO		24%	Barriera di Rondissone 2005
A21 TORINO – PIACENZA		43%	Barriera di Villanova 2005
A6 TORINO – SAVONA		56%	Dati della barriera di Carmagnola 2008.
A32 TORINO – BARDONECCHIA		30%	Media delle barriere di Avigliana e di Salbeltrand gennaio e novembre 2005.
A5 TORINO - AOSTA		63%	Dati della barriera di Settimo marzo 2008.
A55 TORINO – PINEROLO		61%	Dati della barriera di Beinasco, marzo 2008.
RACCORDO TORINO- CASELLE		63%	Ritenuta identica alla Torino – Aosta.

Tab. 5: Coefficienti per il calcolo del TGM dei veicoli pesanti (somma di furgoni, autobus e veicoli commerciali pesanti) a partire dal traffico giornaliero feriale dei veicoli pesanti.

	Rapporto tra TGM e Traffico medio feriale	ORIGINE DEI DATI
STRADE URBANE	347/365	Rilievo di Corso Regina Margherita 2008. Non è stata tenuta in conto una differenziazione rispetto ai veicoli leggeri.
STRADE EXTRAURBANE	361/365	Media dei rilievi della rete di monitoraggio in continuo della Provincia di Torino (2008). Non è stata tenuta in conto una differenziazione rispetto ai veicoli leggeri.
TANGENZIALE DI TORINO	261/365	Media dei dati di tutte le barriere di accesso alla tangenziale, marzo 2008
A4 TORINO- MILANO	293/365	Barriera di Rondissone 2005
A21 TORINO – PIACENZA	267/365	Barriera di Villanova 2005
A6 TORINO – SAVONA	250/365	Non sono disponibili i dati. Ritenuta identica alla Torino – Aosta
A32 TORINO – BARDONECCHIA	359/365	Media delle barriere di Avigliana e di Salbeltrand gennaio e novembre 2005.
A5 TORINO - AOSTA	277/365	Dati della barriera di Settimo marzo e novembre 2005
A55 TORINO – PINEROLO	263/365	Dati della barriera di Beinasco, marzo 2008
RACCORDO TORINO-CASELLE	250/365	Ritenuta identica alla Torino – Aosta

2.3.6 Emissioni associate al traffico lineare

Sulla base dei flussi di traffico ricostruiti sul grafo provinciale, è stata stimata l'emissione annuale degli inquinanti CO, CO₂, NMVOC, NH₃, NO_x, PM10, PM2.5, SO₂, applicando la metodologia già descritta.

Nella Tab. 6 si riportano le quantità di inquinanti calcolate (espresse in tonnellate annue [t/a], ad eccezione della CO₂ che è espressa in migliaia di tonnellate annue [kt/a]) e il rapporto percentuale con le corrispondenti quantità stimate nell'inventario regionale IREA 2007. Non viene riportata la quantità di emissione del PM2.5 in quanto non disponibile in IREA 2007.

L'inventario regionale contiene una stima delle emissioni da traffico suddivisa in due categorie: traffico lineare e traffico diffuso.

La componente di traffico lineare viene calcolata in IREA a partire dai flussi di traffico rilevati e stimati sulle autostrade e sulle principali strade extraurbane, senza includere alcuna strada classificabile come urbana. Il grafo regionale si differenzia dal grafo della Provincia di Torino proprio perché non comprende una rete urbana.

Le emissioni diffuse dell'inventario comprendono invece tutte le emissioni legate alla quota di combustibile che risulta non utilizzata dalla componente lineare del traffico, ma che concorre al totale del consumo di combustibili riportato nel bollettino petrolifero.

Nella Tab. 6 il confronto tra le quantità di inquinanti stimate con i flussi di traffico ricostruiti a partire dal grafo provinciale viene presentato rispetto alle quantità attribuite alla componente lineare e complessiva dell'Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera del 2007. Il PM10 si riferisce alle sole componenti esausta e usura e non tiene conto della componente di risospensione.

Tab. 6: Emissioni calcolate a partire dal grafo lineare della Provincia di Torino (espresse in [t/a] e [kt/a] per la CO₂) e rapporti percentuali con le emissioni riportate nell'Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera. La quantità di PM10 si riferisce sia per Alcotra che Irea alle componenti esausta e di usura e non tiene conto della componente di risospensione.

	CO	CO ₂	NMVO	NH ₃	NO _x	PM10	SO ₂
Trasporto su strada - lineare	16287	2440	1514	294	9009	630	59.6
Rapporto percentuale con stima IREA del trasporto su strada lineare	96.1%	142.6%	102.1%	117.5%	145.5%	98.5%	20.5%
Rapporto percentuale con stima IREA del trasporto su strada totale	29.6%	62.9%	15.6%	70.6%	55.0%	38.3%	9.2%

Il confronto tra le quantità di CO₂ stimate con le due diverse metodologie evidenzia che il grafo della Provincia di Torino è molto più fitto di quello utilizzato per l'elaborazione dell'inventario (142.6% della CO₂ "lineare"), ma non sufficientemente esteso da ricostruire la totalità delle emissioni da traffico (62.9% della CO₂ complessiva del trasporto su strada).

Il confronto degli altri inquinanti è meno facilmente interpretabile: nonostante l'applicazione degli stessi fattori emissivi Copert IV/Corinair, ad eccezione del PM10, emergono notevoli differenze nelle emissioni di alcuni inquinanti. Si nota infatti che solo per gli NO_x l'emissione è allineata a quella della CO₂, mentre per gli altri inquinanti l'effetto dovuto all'estensione della rete urbana e la conseguente ripartizione dei flussi veicolari tra le diverse categorie finisce con l'incidere in misura notevole sui rapporti tra gli inquinanti emessi.

La sottostima dell'SO₂ è spiegabile dal diverso contenuto di zolfo nel combustibile considerato in IREA, che contiene i fattori emissivi per combustibili precedenti al 2005.

2.3.7 Emissioni associate al traffico diffuso

Poiché le emissioni di CO₂ associate al traffico lineare sono inferiori alla quantità stimata nell'inventario regionale consistentemente ai dati del Bollettino Petrolifero è necessario effettuare una stima delle emissioni inquinanti che tenga conto CO₂ "residua" come differenza tra la CO₂ di IREA relativa al trasporto su strada (3878 kt/a) e la CO₂ stimata a partire dal grafo della Provincia di Torino (2440 kt/a). Nel calcolo della differenza si è tenuto conto anche dell'emissione dei bus GTT (64.9 kt/a), attribuita al solo Comune di Torino. La quantità di CO₂ residua è di 1373 kt/a e corrisponde all'anidride carbonica emessa dal traffico non ricostruito dal grafo della Provincia di Torino, inteso come traffico urbano diffuso, associato in termini di classe SNAP alla classe 07XX03.

Per effettuare una ripartizione delle emissioni di CO₂ tra i comuni della Provincia di Torino è stata adottata come ipotesi che la quota di trasporto urbano sia proporzionale alla popolazione residente.

Per quantificare le emissioni associate al trasporto urbano "diffuso" si è tenuto conto delle emissioni di CO₂ che in 20 dei 315 comuni della Provincia di Torino sono associate ad archi urbani (469 kt/a). I comuni interessati sono quelli appartenenti all'area metropolitana torinese e gli altri comuni di dimensioni rilevanti (Alpignano, Carmagnola, Chieri, Chivasso, Ivrea, Pinerolo, Rivalta Torinese) per i quali il modello di traffico della Provincia di Torino prevede una suddivisione in zone di Origine/Destinazione. Il comune con la quantità maggiore di CO₂ da traffico urbano lineare è ovviamente il Comune di Torino con 368 kt/a.

La quota di CO₂ urbana (1373 kt/a) intesa come somma della CO₂ da traffico urbano lineare e della CO₂ associata al traffico urbano diffuso è stata dunque ripartita tra i 315 comuni in proporzione alla popolazione. La quota di CO₂ associata al traffico urbano diffuso per ciascun comune è stata ottenuta come differenza tra la quota di CO₂ associata al traffico urbano appena calcolata e la quota di CO₂ associata al traffico urbano lineare del comune, nulla nella maggioranza dei casi e presente solo nei venti comuni menzionati in precedenza.

A partire dall'emissione di CO₂ sono state stimate le emissioni degli altri inquinanti per ciascun comune associate al traffico urbano diffuso sulla base del rapporto tra le emissioni di ciascun inquinante e la CO₂ per le strade urbane comprese nel grafo della Provincia di Torino.

In Tab. 7 si riporta il dato di sintesi delle emissioni associate al traffico sia lineare che diffuso. La quantità di PM10 si riferisce alle sole componenti esausta e usura e non tiene conto della componente di risospensione.

Tab. 7: Emissioni complessive assegnate al trasporto stradale e ripartizione delle stesse tra emissioni lineari (attribuite al grafo stradale) ed emissioni diffuse. La quantità di PM10 si riferisce alla componenti esausta e di usura e non tiene conto della componente di risospensione.

	CO [t/a]	CO ₂ [kt/a]	NMVOC [t/a]	NH ₃ [t/a]	NO _x [t/a]	PM10 [t/a]	SO ₂ [t/a]
Trasporto su strada – lineare	16287	2440	1514	294	9009	630	59.6
Emissioni di GTT	176	64.9	89		626	23	0.1
Trasporto urbano su strada – emissioni diffuse	16042	1373	1734	210	4089	328	33.6
TOTALE TRASPORTO SU STRADA ALCOTRA	32505	3878	3337	504	13724	981	93.3

TOTALE TRASPORTO SU STRADA IREA 07	55037	3878	9769	416	16370	1644	290.3
---	--------------	-------------	-------------	------------	--------------	-------------	--------------

La stima effettuata sommando il contributo diretto del grafo e il contributo diffuso restituisce delle emissioni più basse per quasi tutti gli inquinanti rispetto ad IREA. Solo l'emissione di NH₃ risulta più elevata nel calcolo effettuato in questo studio di approfondimento.

Come già detto, la sottostima dell'SO₂ è spiegata dal diverso contenuto di zolfo nel combustibile considerato in IREA, poiché in questo studio sono utilizzati i fattori emissivi più aggiornati (associati dal 2005 ai combustibili).

Nei paragrafi seguenti sono state effettuate ulteriori elaborazioni dei dati per approfondire le ragioni delle differenze tra le due stime e per indagare le possibili conseguenze sul calcolo delle concentrazioni in atmosfera degli inquinanti emessi dal traffico.

2.3.8 Analisi comparativa tra le emissioni stimate a partire dal grafo della Provincia di Torino e le emissioni IREA07

Un primo livello di analisi comparativa tra le due stime può essere basato sulla ripartizione di CO₂ tra le diverse tipologie di strade, autostrade, extraurbane, urbane (identificate da diversi codici di attività nella classificazione SNAP).

In Fig. 13 è riportato l'istogramma di confronto tra quanto ottenuto a partire dal grafo della Provincia di Torino, indicato come "ALCOTRA", e quanto presente nell'Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera.

Complessivamente, la metodologia applicata nel presente studio riduce la quota di consumi attribuita al traffico urbano, sia per la maggior ricchezza del grafo extraurbano che per le differenze tra i flussi utilizzati (TGM, percentuale di mezzi pesanti, velocità di percorrenza, ecc.).

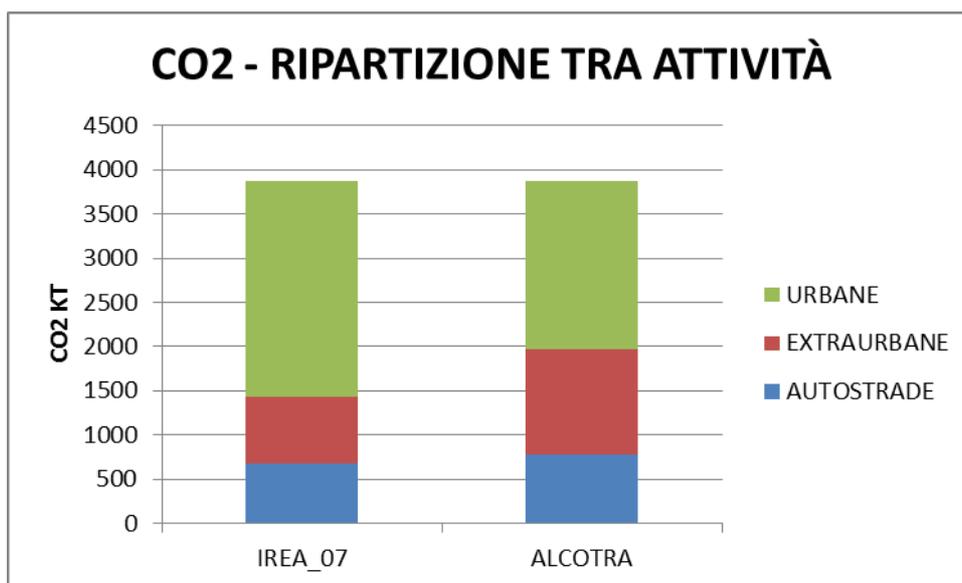


Fig. 13: Confronto tra l'inventario regionale (IREA_07) e le stime del presente studio (ALCOTRA). Ripartizione della CO2 tra tipologie di strade (attività nella classificazione SNAP).

Per ciascuna attività è interessante analizzare il contributo percentuale di ciascun settore SNAP (cioè categoria veicolare) all'emissione complessiva di CO₂ per ogni tipologia di strada (attività SNAP). Questa analisi è fondamentale per meglio comprendere la ripartizione tra categorie veicolari delle emissioni degli altri inquinanti, discussa più avanti.

Per poter confrontare i risultati tra l'inventario regionale e il calcolo effettuato con TREFIC, le emissioni dei ciclomotori e dei motocicli, rispettivamente corrispondenti ai settori 4 e 5, sono state sommate ed indicate come "moto-ciclo", mentre VCL indica i veicoli commerciali leggeri e VCP indica i veicoli commerciali pesanti.

Scorrendo i diagrammi riportati in Fig. 14, differenze significative nella ripartizione dell'anidride carbonica tra le categorie veicolari appaiono particolarmente evidenti per le strade urbane. Il traffico urbano è infatti ricostruito nell'Inventario Regionale a partire dal parco immatricolato e dalle percorrenze di ciascuna classe Copert, mentre in questo studio è stato realizzato sulla base di rilievi e stime dei flussi di traffico (cioè con approccio bottom-up). In generale, si può osservare come secondo questo approccio il trasporto delle merci avvenga prevalentemente in ambito extraurbano. In particolare, tra le due stime appare diversa la percentuale di consumi assegnata ai mezzi pesanti sulle autostrade.

Poiché ciascuna classe veicolare è caratterizzata da fattori emissivi medi specifici, la diversa ripartizione dei consumi che è stata messa in evidenza influenza le emissioni degli altri inquinanti. Per questa ragione, a fronte di emissioni complessive identiche di CO₂, sono emerse differenze significative tra i due approcci nella stima delle emissioni degli altri inquinanti (v. par.2.3.11).

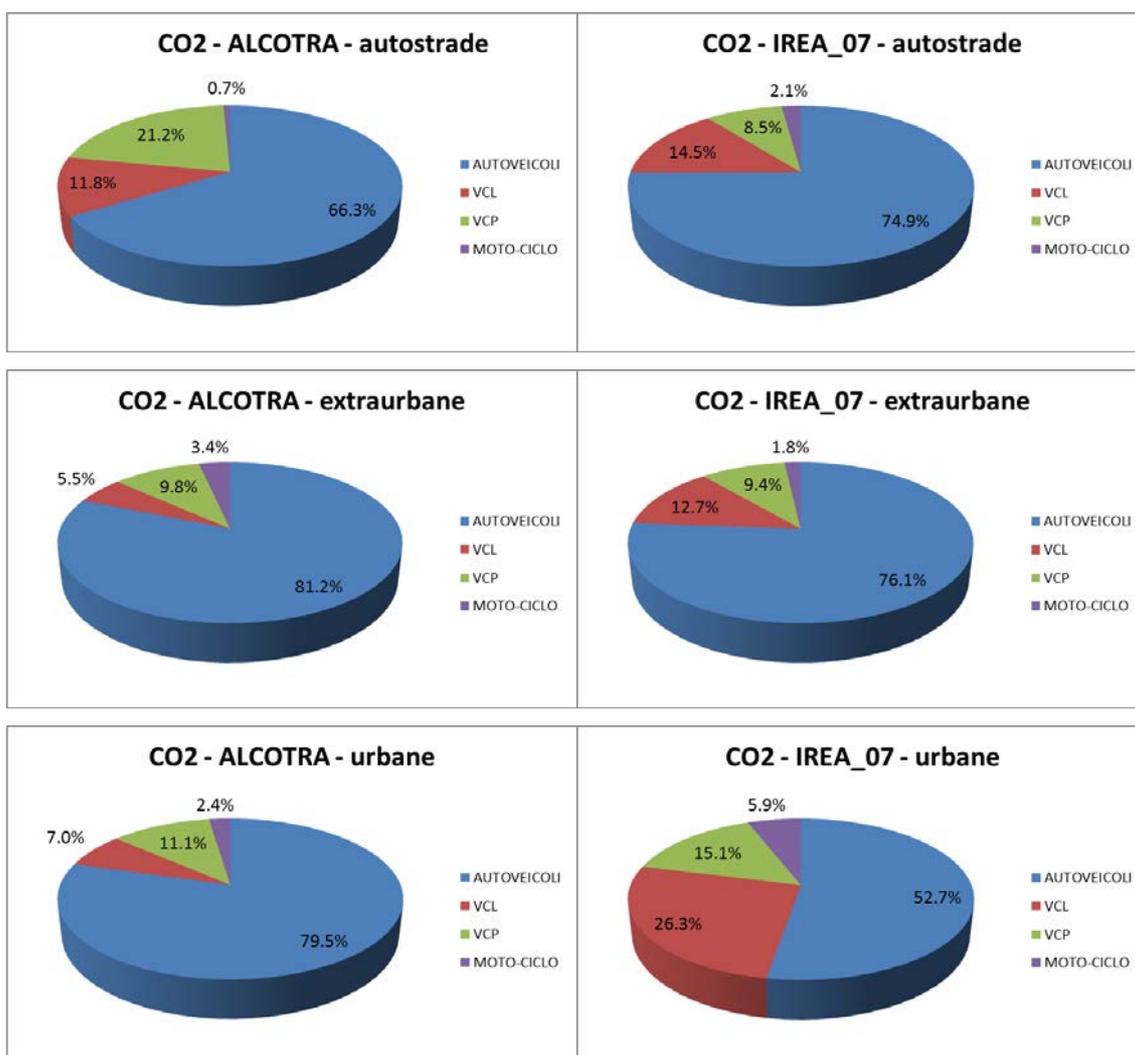


Fig. 14: Confronto tra l’inventario regionale (IREA_07) e le stime del presente studio (ALCOTRA). Ripartizione della CO₂ per ciascuna tipologia di strada (Attività SNAP) tra le diverse categorie veicolari (Settori SNAP).

A parità di consumi a livello provinciale, le due stime attribuiscono peso diverso ai comuni della provincia, sia per le differenze presenti nei due grafici lineari sia perchè la spazializzazione delle emissioni diffuse è stata basata su due variabili proxy diverse (parco immatricolato comunale per IREA e popolazione residente per ALCOTRA).

Il grafico di Fig. 15 rappresenta lo scatter-plot tra le stime “Alcotra” del presente studio e le stime dell’Inventario Regionale, cioè il confronto della quantità annua di CO₂ stimata per ciascun comune. Appare evidente il grande peso che ha il comune di Torino nelle emissioni complessive della provincia, anche se la nuova stima ha come effetto un ridimensionamento di Torino (con emissioni di CO₂ inferiori del 24%) e un aumento delle emissioni dei comuni più popolosi dell’area metropolitana.

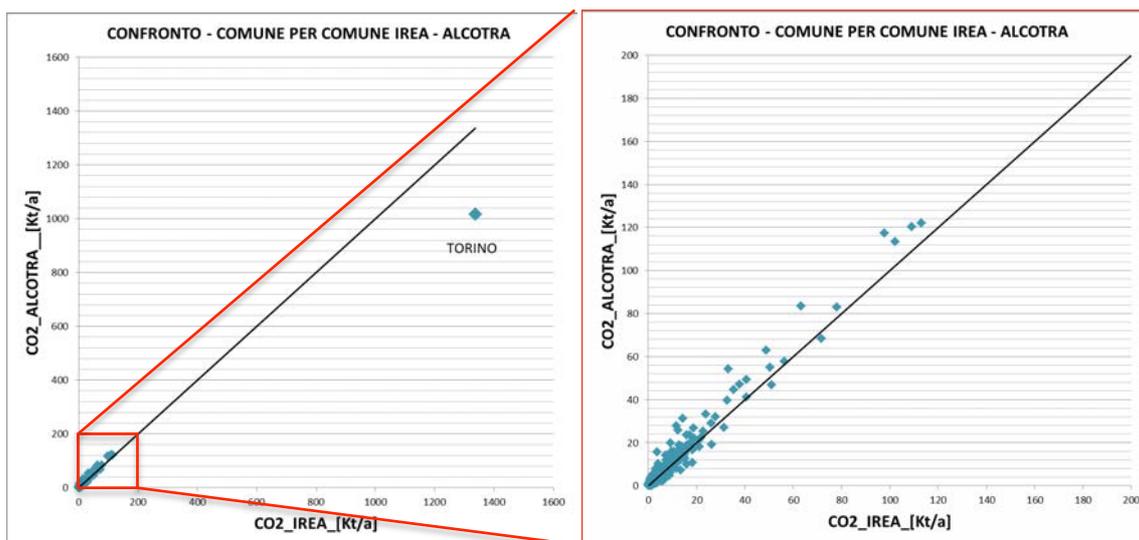


Fig. 15: Confronto tra l'inventario regionale (IREA_07) e le stime del presente studio (ALCOTRA). Scatter plot delle emissioni di CO₂ attribuite a ciascun comune. A sinistra il grafico completo, a destra uno zoom che esclude il dato relativo a Torino.

Lo stesso confronto è stato effettuato per gli inquinanti più critici per la Provincia di Torino, NO_x e PM10.

Anche per gli ossidi di azoto, lo scatter plot (riportato in Fig. 16) evidenzia il peso di Torino: solo per questo comune si è ottenuta una stima largamente inferiore rispetto ad IREA (-41%), mentre per gli altri comuni i valori sono dispersi omogeneamente intorno alla bisettrice. La sottostima degli NO_x del comune di Torino corrisponde a 2485 kt/a e copre la quasi totalità della differenza rispetto ad IREA, pari a 2646 kt/a per tutta la Provincia di Torino.

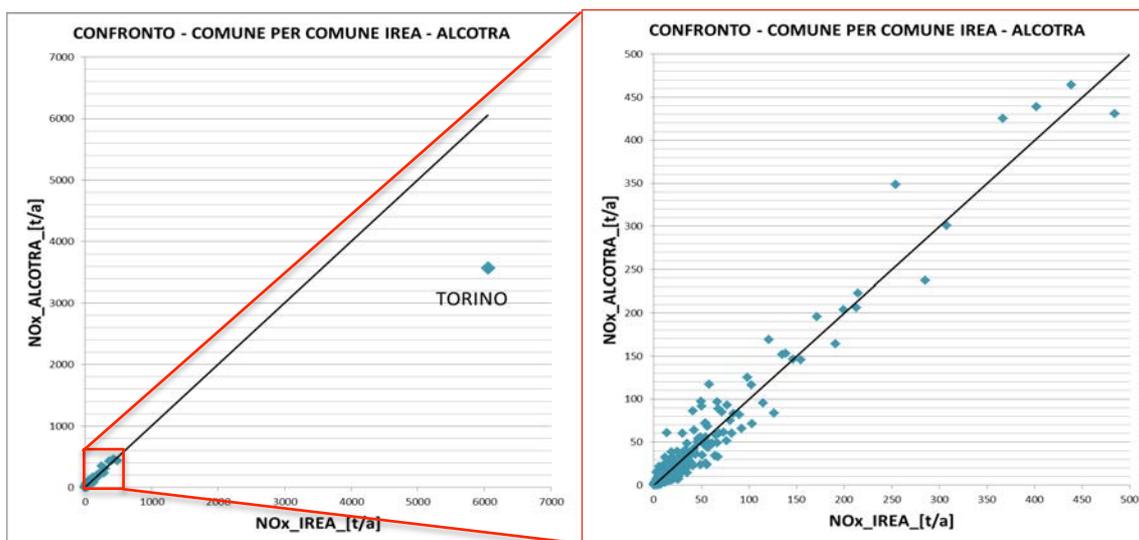


Fig. 16: Confronto tra l'inventario regionale (IREA_07) e le stime del presente studio (ALCOTRA). Scatter plot delle emissioni di NO_x attribuite a ciascun comune. A sinistra il grafico completo, a destra uno zoom che esclude il dato relativo a Torino.

Il confronto per il PM10 (esausto) evidenzia differenze molto più marcate dovute ai diversi fattori emissivi implementati in TREFIC e nell'Inventario Regionale. La stima per l'intera Provincia di Torino in questo studio risulta inferiore di 663 t/a su 1644 t/a arrivando a coprire il 59% della stima totale. Anche per il PM10 la riduzione di Torino è notevole. Per il capoluogo sono stati calcolate 347 t/a in meno di PM10 che corrispondono ad uno scostamento del 58% rispetto al valore di IREA.

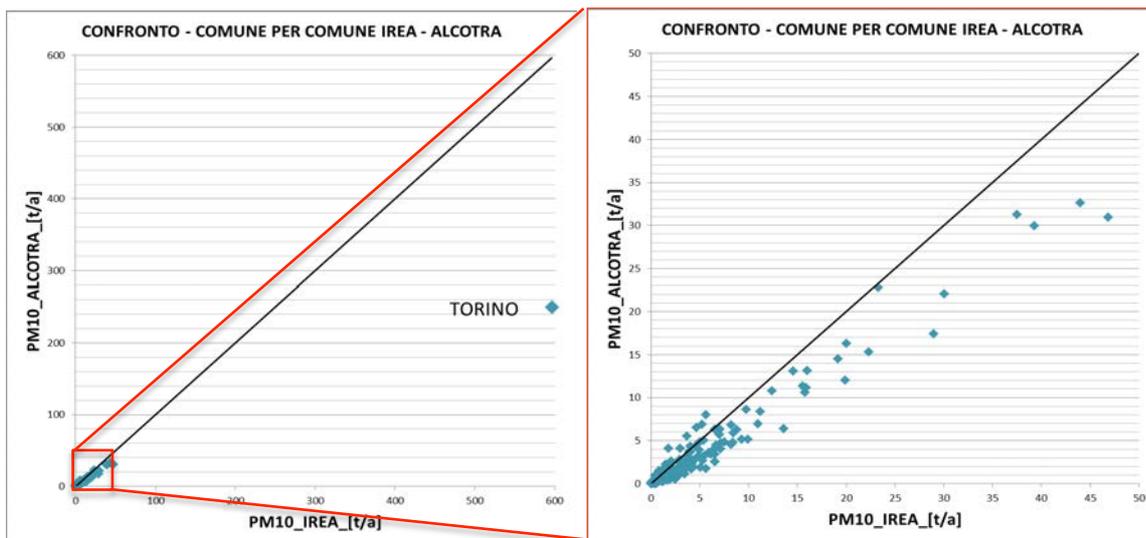


Fig. 17: Confronto tra l’inventario regionale (IREA_07) e le stime del presente studio (ALCOTRA). Scatter plot delle emissioni di PM10 derivate dalla combustione e dall’abrasione di freni e pneumatici attribuite a ciascun comune. A sinistra il grafico completo, a destra uno zoom che esclude il dato relativo a Torino.

Infine, per integrare le informazioni relative alla distribuzione geografica delle emissioni rappresentate negli scatter plot è stato rappresentato su una mappa della Provincia di Torino il rapporto tra l’emissione stimata a partire dal grafo provinciale e quella contenuta nell’Inventario Regionale di CO₂, NO_x, PM10.

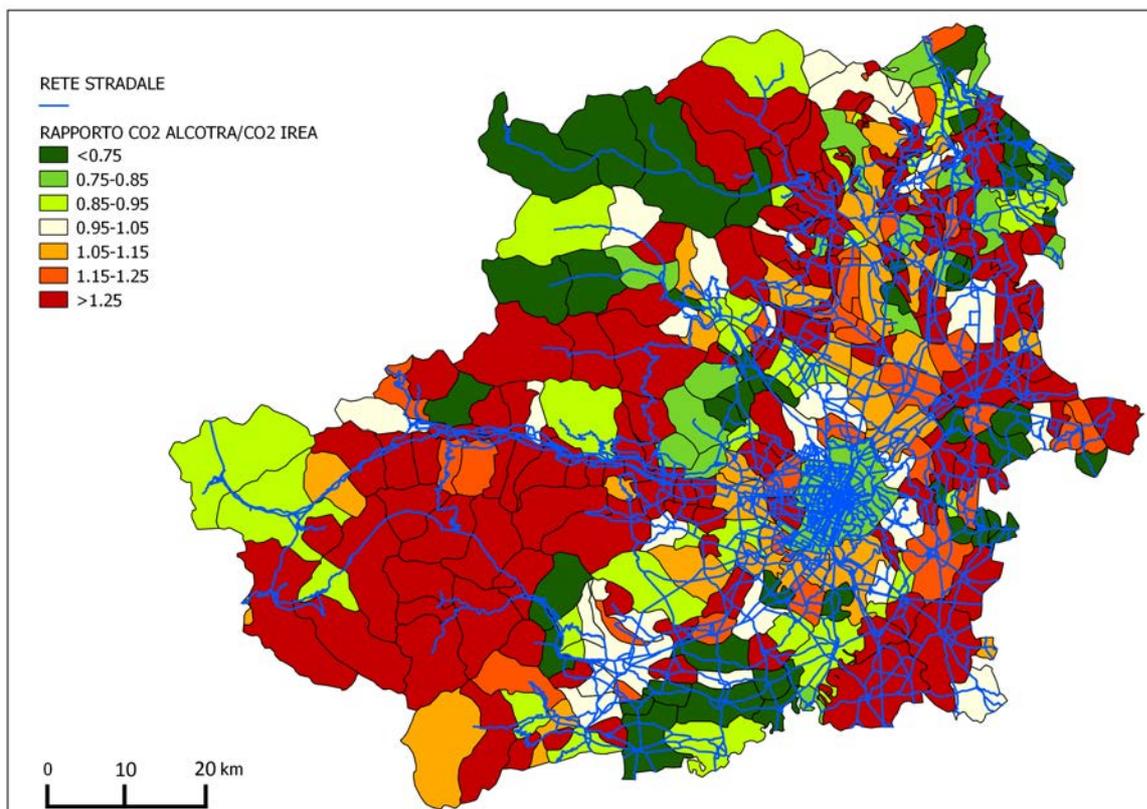


Fig. 18: Rapporto tra le emissioni di CO₂ del trasporto su strada calcolate in questo studio(ALCOTRA) e le emissioni di CO₂ del trasporto su strada riportate nell’Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera (IREA). Dettaglio a livello comunale per la Provincia di Torino.

Le emissioni di CO₂, che rimangono complessivamente inalterate, mostrano una certa variabilità spaziale. Torino ha una riduzione del 24% mentre gli altri comuni della cintura mostrano un leggero aumento. Le variazioni all’esterno dell’area metropolitana sembrano legate all’attraversamento dei comuni da parte di una infrastruttura stradale, sia essa un’autostrada o una strada extraurbana, e quindi imputabili alle differenze tra i grafi stradali considerati.

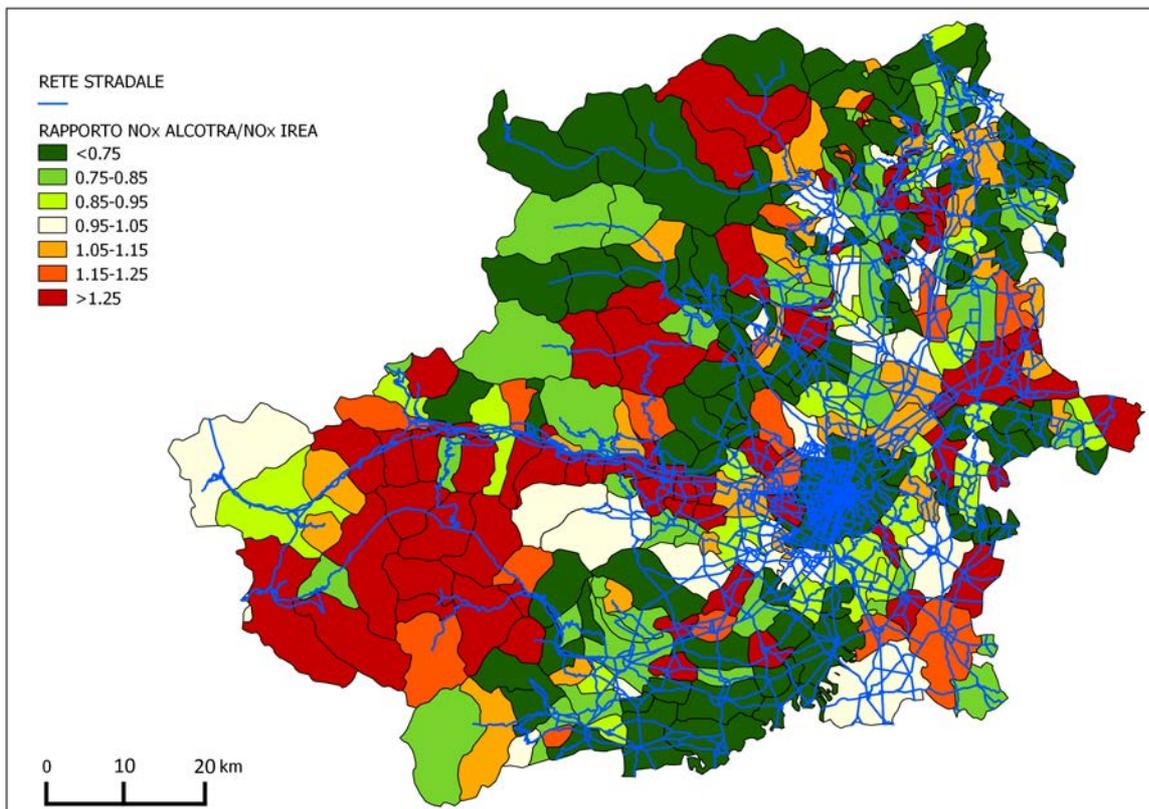


Fig. 19: Rapporto tra le emissioni di NO_x del trasporto su strada calcolate in questo studio (ALCOTRA) e le emissioni di NO_x del trasporto su strada riportate nell'Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera (IREA). Dettaglio a livello comunale per la Provincia di Torino.

Poiché le emissioni di NO_x sono complessivamente ridotte c'è una prevalenza dei colori verdi, cioè di comuni che mostrano un decremento delle emissioni stimate in questo studio rispetto a quanto riportato nell'Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera. L'andamento spaziale evidenziato per la CO_2 è simile a quanto è riportato nella mappa degli NO_x , con un aumento delle emissioni nei comuni metropolitani della zona nord-ovest.

Per quanto concerne il PM_{10} (esausto e usura), i fattori emissivi utilizzati sono diversi e in quasi tutti i comuni vi è una riduzione di emissioni per Alcotra rispetto a IREA.

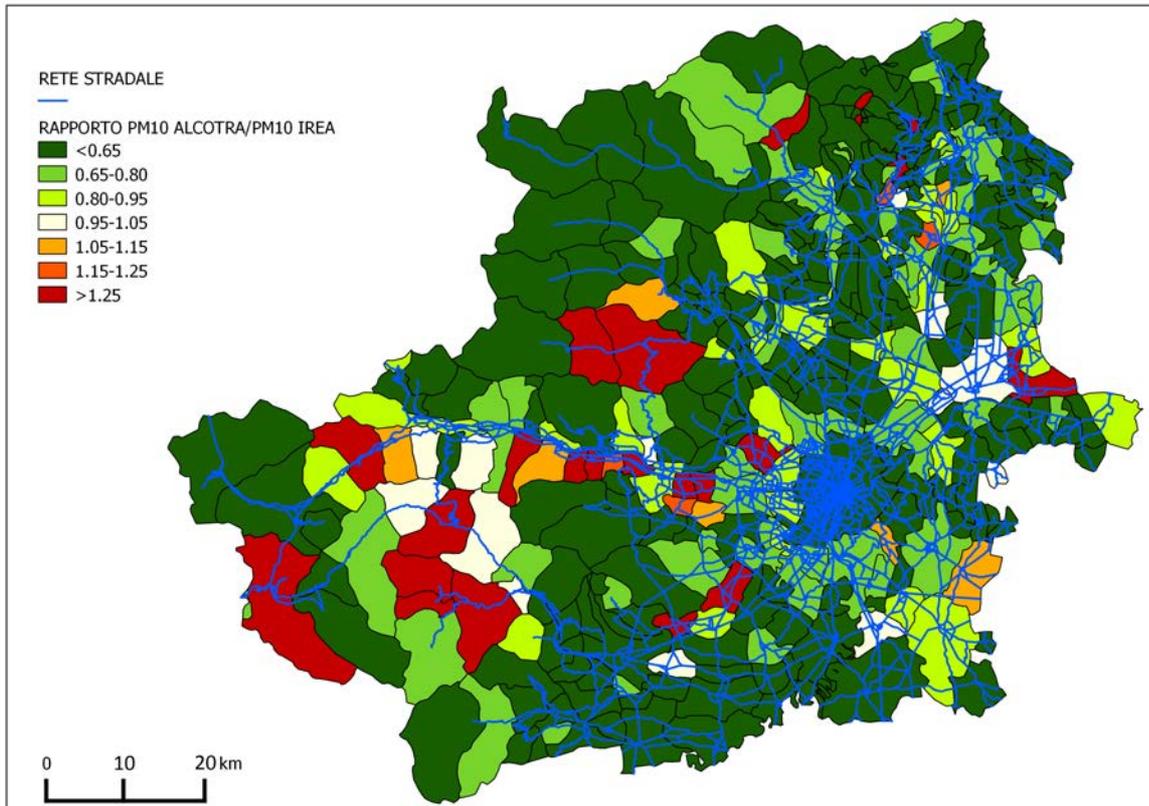


Fig. 20: Rapporto tra le emissioni di PM10 del trasporto su strada calcolate in questo studio (ALCOTRA) e le emissioni di PM10 del trasporto su strada riportate nell'Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera (IREA). Dettaglio a livello comunale per la Provincia di Torino.

2.3.9 Emissioni di particolato da risospensione.

Per stimare l'effetto del fenomeno di risospensione di polveri, nell'inventario regionale si fa riferimento alla metodologia raccomandata dall'EPA (EPA, 2006), che è basata sul calcolo di un fattore di emissione in grammi per veicoli chilometro (g/Vkm):

$$EF = [4.6 (SL/2)^{0.65} (W/3)^{1.5} - C] (1 - 1.2 * P/N)$$

dove:

SL (silt loading) è un indicatore del grado di polverosità della strada (espresso in g/m²)

W è il peso *medio* dei veicoli circolanti (espresso in short tons)

C è il fattore di emissione di PM10 incluso esausto, usura e abrasione (espresso in g/Vkm)

P numero di ore di pioggia nell'anno (con precipitazioni superiori a 0.254 mm)

N numero di ore nell'anno

All'inizio del 2011, l'EPA ha ufficialmente rilasciato un documento (EPA, 2011) che contiene un aggiornamento del fattore di emissione di risospensione, proponendo di utilizzare la formula:

$$EF = [k (SL)^{0.91} (W)^{1.03}] (1 - 1.2 * P/N)$$

dove k = 0.15 g/Vkm per il PM2.5 e 0.62 g/Vkm per il PM10.

Applicando questa formula è stato possibile calcolare un termine di risospensione associato ad ogni arco, in cui il valore di W (peso medio) dipende essenzialmente dalla ripartizione di veicoli sulla strada. In accordo con IREA, per il peso dei veicoli sono stati utilizzati i seguenti valori di riferimento:

- Moto: 0.3 t
- Auto: 1.13 t
- Veicoli commerciali leggeri: 3.35 t
- Veicoli commerciali pesanti: 13 t

Relativamente al peso dei veicoli da considerare il documento accredita la formula dell'EPA ad un alto grado di affidabilità se applicata con i parametri contenuti all'interno di alcuni intervalli stabiliti sulla base delle sperimentazioni condotte. Per il calcolo delle "emissioni" di particolato da risospensione è stato imposto un limite inferiore al peso dei veicoli circolanti pari a 1.8 t, cioè uguale al limite inferiore dell'intervallo di applicabilità della formula EPA (peso medio compreso tra 1.8 t e 38 t).

La quantità di PM10 risospeso ha una forte dipendenza dal Silt Loading, il quale può variare in un range molto ampio (tra 0.02 e 400 g/m²) in funzione delle caratteristiche della strada, in particolare del flusso di traffico da cui è attraversata. In questo senso, il calcolo della risospensione a partire dal grafo lineare rappresenta certamente un valore aggiunto, in quanto può consentire di specificare dei valori di silt loading diversi per ogni strada descritta nel grafo, almeno a partire dal TGM medio, come suggerito nel documento citato, in cui vengono forniti i seguenti valori indicativi:

Tab. 8: Valori di SL in funzione del TGM (EPA, 2011).

	TGM < 500	500 < TGM < 5000	5000 < TGM < 10000	TGM > 10000
SL (g/m ²)	0.6	0.2	0.06	0.03

Per evitare eccessive discontinuità nel passaggio da una classe all'altra, che si potrebbero tradurre in disomogeneità spaziali, l'andamento a scalino è stato sostituito da un andamento funzionale continuo a cui sono stati imposti 0.6 g/m² e 0.03 g/m² rispettivamente come limite superiore e inferiore della funzione.

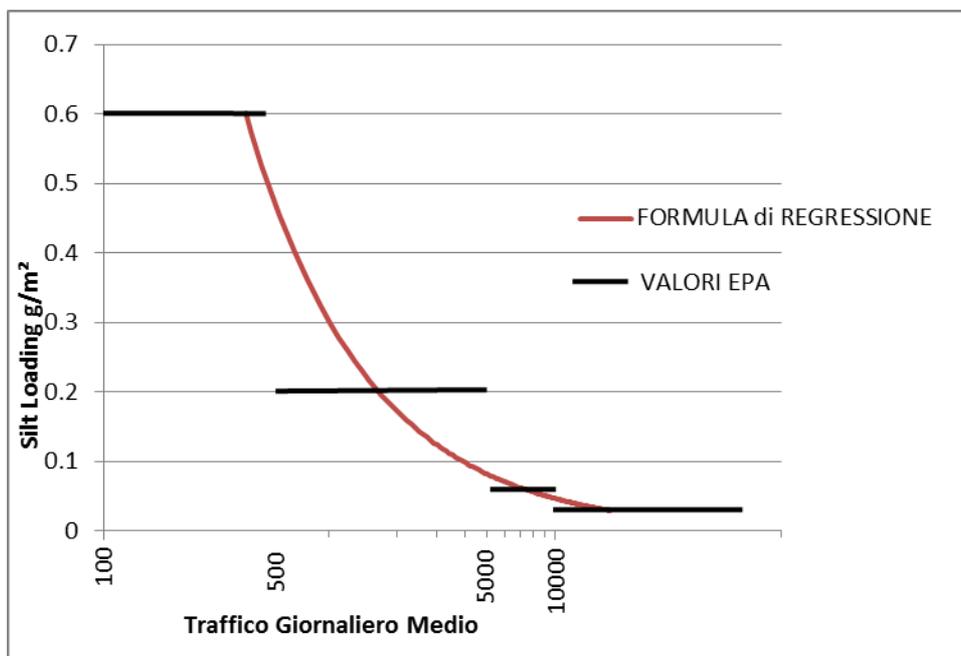


Fig. 21: Valori di Silt Loading (g/m²) in funzione del traffico giornaliero medio. Dati EPA e andamento funzionale continuo utilizzato nello studio ($SL=79.9 \cdot TGM^{-0.808}$)

Per la quota di traffico urbano diffuso è stata utilizzata la stessa metodologia adottata per gli altri inquinanti, cioè la quantità di polvere risospesa è proporzionale al termine lineare, in ragione del rapporto tra le emissioni di PM10 da risospensione e la CO₂.

Le emissioni dovute alla risospensione che sono state calcolate e un confronto con quanto riportato nell'Inventario Regionale del 2007 sono riportate nella Tab. 9. Per facilitare la comprensione delle differenze tra i due inventari, sono riportati anche i risultati parziali relativi all'area metropolitana torinese e al comune di Torino.

Tab. 9: Emissioni di PM10 dovute alla risospensione, calcolate nel presente studio "Alcotra" e riportate nell'Inventario Regione delle Emissioni in Atmosfera del 2007.

	PM10 risospensione ALCOTRA [t/a]	PM10 risospensione IREA [t/a]
Provincia di Torino	2218	1712
Area Metropolitana torinese	805	1216
Comune di Torino	442	1042

Come per alcuni degli inquinanti esausti discussi nei precedenti paragrafi, si riporta anche per il PM10 risospeso lo scatter plot delle emissioni stimate a livello comunale. Il grafico evidenzia quanto già riportato nella tabella precedente. La quantità di PM10 risospeso è stimata in quantità maggiori per Alcotra rispetto ad IREA per quasi tutti i comuni, mentre la stima è fortemente ridotta nel caso di Torino.

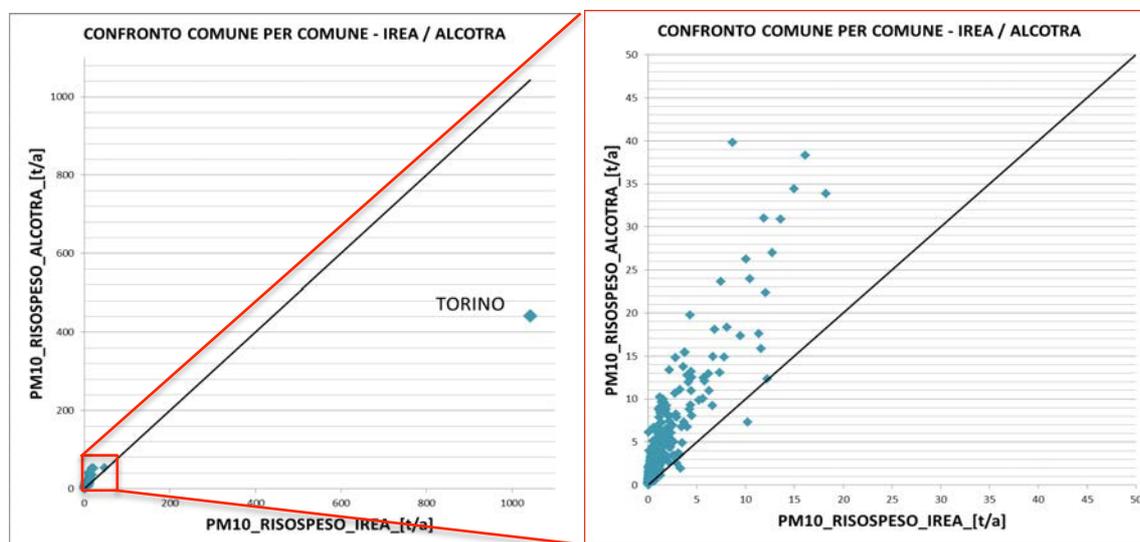


Fig. 22: Confronto tra l'inventario regionale (IREA_07) e le stime del presente studio (ALCOTRA). Scatter plot delle emissioni di PM10 derivate dalla risospensione del particolato depositato sul manto stradale al passaggio dei veicoli. A sinistra il grafico completo, a destra uno zoom che esclude il dato relativo a Torino.

In questo caso il grafico mostra delle profonde differenze tra la stima effettuata per il Comune di Torino e il valore calcolato per tutti gli altri comuni, dovute alla metodologia di stima delle emissioni alla base di questo studio e dell'inventario regionale. La prima differenza tra le metodologie adottate risiede nella formula utilizzata. La seconda differenza è già stata discussa in precedenza: le emissioni di Torino nell'inventario sono basate principalmente sulle informazioni del parco veicolare, che a Torino conta un'alta frazione di veicoli pesanti, mentre la stima effettuata a partire dai flussi di traffico associati al grafo assegnano ai veicoli pesanti una percentuale più bassa.

Questa differenza, che spiega in generale la diversa stima per il Comune di Torino anche per gli altri inquinanti, nel caso del PM10 risospeso dà effetti ancora più elevati, a causa dell'applicazione della formula EPA del 2006 in cui il peso veicolare ha come esponente 1.5 provocando deviazioni notevoli in presenza di numerosi veicoli pesanti. Il valore complessivamente più alto che è stato calcolato in questo studio per l'intera Provincia di Torino è legato alla scelta di imporre un limite inferiore al peso medio dei veicoli circolanti su tutti gli archi.

2.3.10 Emissioni evaporative di NMVOC

Per i composti organici non volatili (NMVOC) generati dai processi evaporativi dei veicoli è stata utilizzata una stima basata sul parco provinciale utilizzando i fattori emissivi e la metodologia riportata nelle linee guida EEA/EMEP Corinair con un grado di approfondimento intermedio (Tier 2). Le emissioni evaporative dei veicoli in movimento sono già conteggiate nelle emissioni descritte nei paragrafi precedenti, mentre è stata effettuata una stima delle emissioni evaporative della benzina nei serbatoi dei veicoli in stazionamento a causa delle variazioni giornaliere di

temperatura (“diurnal losses” nel manuale Corinair) e delle emissioni che si generano allo spegnimento del motore (“hot, warm and cold soak emissions” nel manuale Corinair).

Per la stima delle emissioni è stato utilizzato l’andamento medio mensile della temperatura minima e massima misurati presso la centralina meteorologica di Torino Consolata nel 2008 (temperatura media annua di 14.5°C e range medio di variazione compreso tra 10.5°C e 18.5°C).

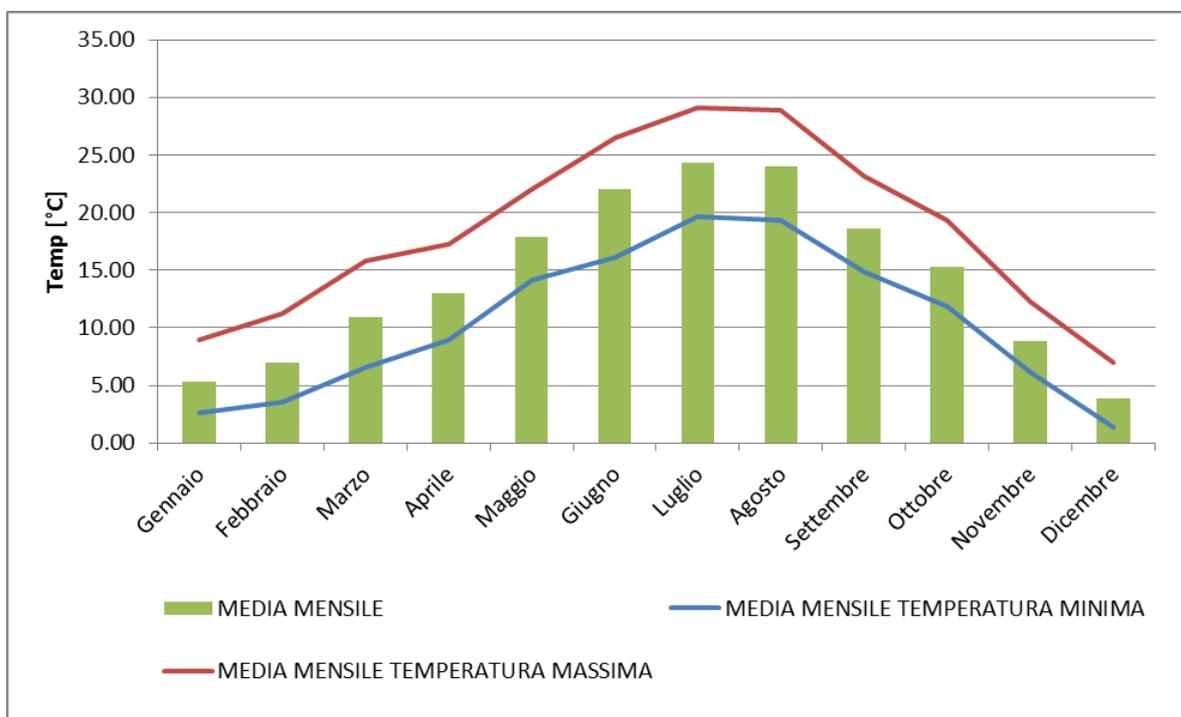


Fig. 23 Andamento mensile della temperatura rilevata dalla centralina di Torino Consolata. Dato utilizzato per la stima delle emissioni evaporative dei veicoli in stazionamento.

In base ai dati rappresentati in Fig. 23 per i mesi di gennaio, febbraio, marzo, novembre e dicembre sono stati utilizzati i fattori di emissione “mild winter”, per i mesi di aprile, maggio, giugno, settembre e ottobre sono stati utilizzati i fattori di emissione “warm summer”, per i mesi di luglio e agosto i fattori “hot summer”.

Per le emissioni dovute all’evaporazione del combustibile dei veicoli parcheggiati è stato utilizzato il numero totale di veicoli del parco immatricolato in Provincia di Torino (1 milione e 900 mila) senza l’applicazione dei fattori di percorrenza utilizzati per il parco circolante.

Per le emissioni successive allo spegnimento del motore sono stati ipotizzati 1 milione e 200 mila veicoli utilizzati quotidianamente per tre spostamenti di 8.5 km ciascuno e i veicoli sono stati distribuiti tra le diverse classi COPERT sulla base delle percorrenze urbane. I dati utilizzati sono stati ripresi dall’Indagine Metropolitana Per la Mobilità delle Persone del 2006 redatta dall’Agenzia Metropolitana per la Mobilità di Torino (AMMT, 2006).

Per tutta la Provincia di Torino sono state calcolate 179 tonnellate annue di NMVOC provocate dall’evaporazione della benzina dei veicoli in stazionamento (“diurnal losses”) e 176 tonnellate annue di NMVOC causate dall’evaporazione del combustibile in seguito all’arresto dei veicoli (“soak emissions”). La stima ottenuta differisce notevolmente dalla quantità di NMVOC di 71.3 t/a attribuita ai processi evaporativi nell’inventario regionale. La differenza dei risultati in questo caso è dovuta alla diversa implementazione della metodologia COPERT che nel caso dell’inventario regionale ha una parametrizzazione più rigida dei fattori di emissione rispetto alla variazione di temperatura e alle singole classi COPERT.

Anche per le emissioni evaporative la ripartizione del totale provinciale tra i singoli comuni è stata effettuata in proporzione alla popolazione residente. L’uso del parco comunale e della temperatura locale potrebbero consentire una ricostruzione delle emissioni più precisa, ma va comunque tenuto conto che le emissioni evaporative rappresentano circa il 10% delle emissioni di NMVOC da traffico.

2.3.11 Riepilogo delle emissioni del Macrosettore 07

Nei grafici seguenti viene rappresentato un riepilogo delle emissioni degli inquinanti trattati in questo studio, indicato con "Alcotra", e un confronto della stima effettuata con quanto riportato nell'inventario regionale delle emissioni in atmosfera "Irea".

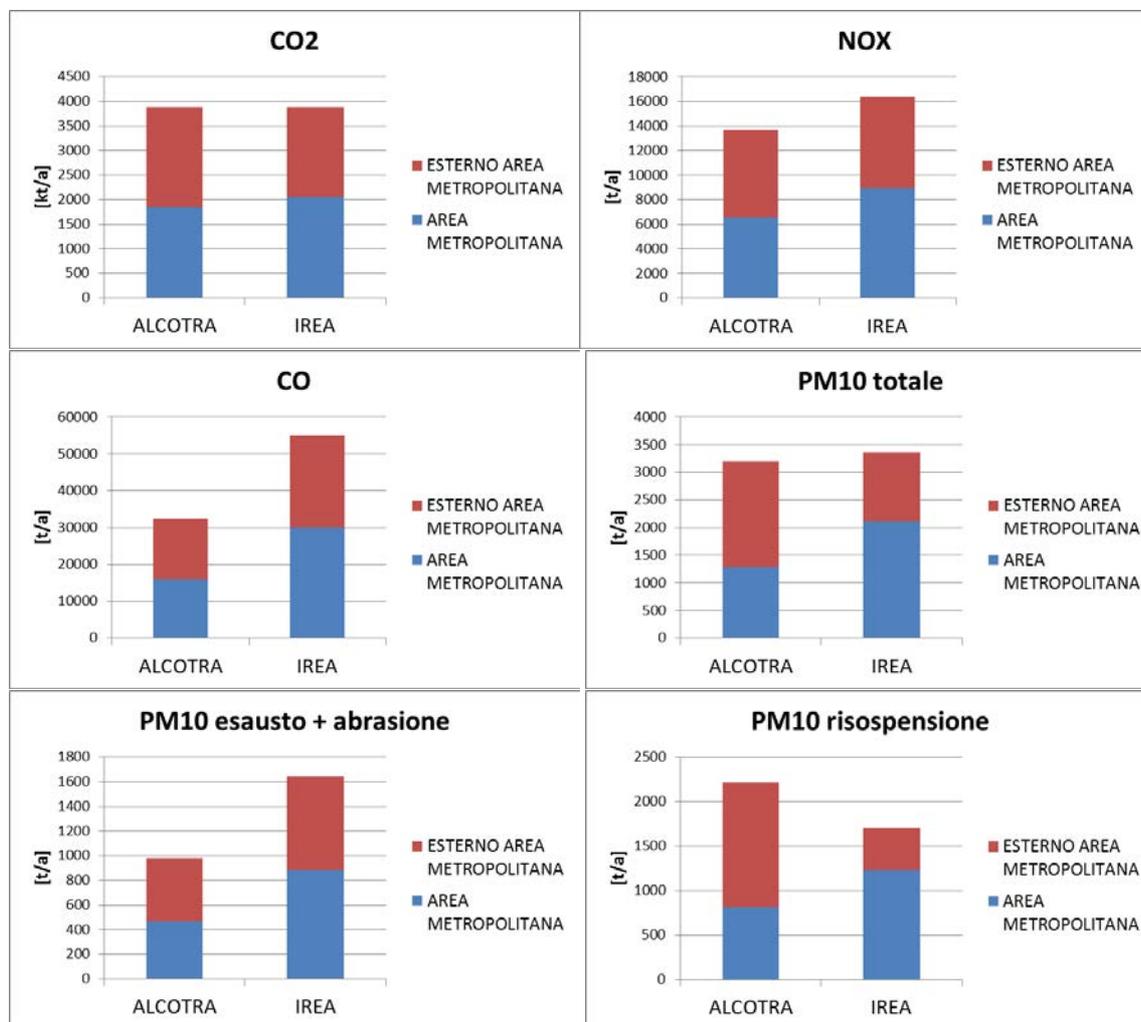


Fig. 24: Confronto tra l'inventario regionale relativo al 2007 (IREA) e le stime del presente studio (ALCOTRA) per CO₂, NO_x, CO e PM10. Nei grafici viene evidenziato il contributo alle emissioni complessive provinciali dei 12 comuni appartenenti all'area metropolitana torinese e dei restanti 303 comuni.

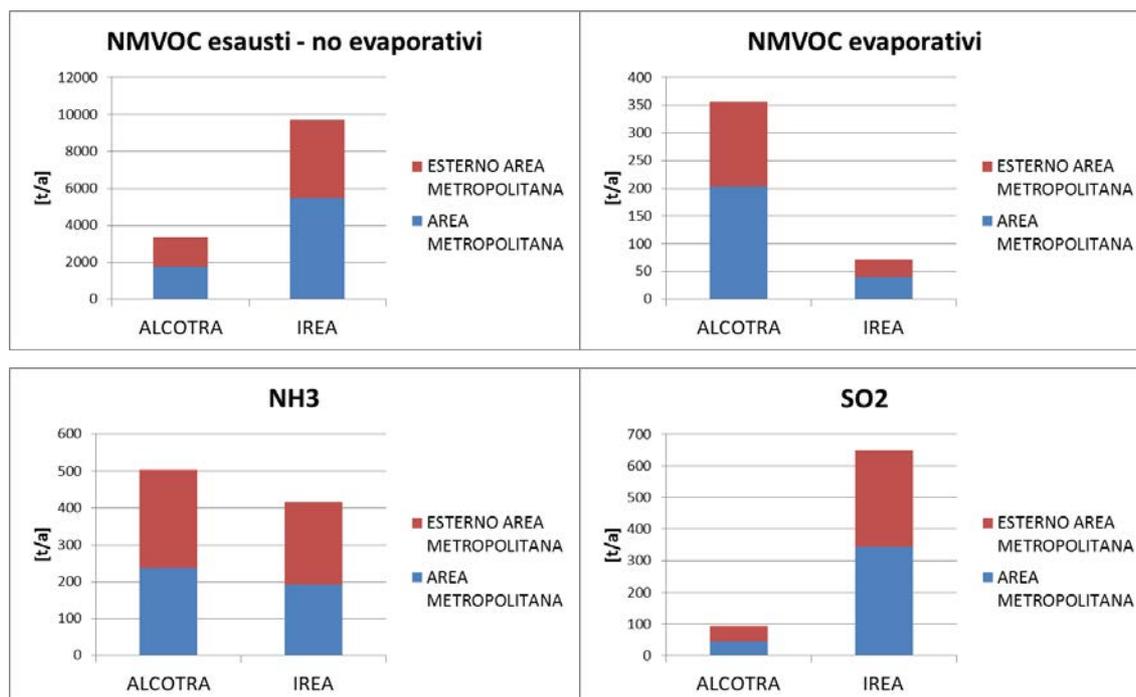


Fig. 25: Confronto tra l'inventario regionale relativo al 2007 (IREA) e le stime del presente studio (ALCOTRA) per NMVOC, NH₃ e SO₂. Nei grafici viene evidenziato il contributo alle emissioni complessive provinciali dei 12 comuni appartenenti all'area metropolitana torinese e dei restanti 303 comuni.

Per la maggior parte degli inquinanti, l'uso dei flussi ricostruiti dal grafo della Provincia di Torino e i rilievi di traffico conducono ad una stima delle emissioni ridotta rispetto a quella riportata nell'Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera del 2007.

Come già spiegato nei precedenti paragrafi, la sottostima del biossido di zolfo è da imputare al differente tenore di zolfo nei combustibili assegnato dal software TREFIC utilizzato in questo studio, aggiornato ai valori attuali, e quello utilizzato dall'Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera. La differente stima di PM₁₀ prodotto dalla combustione nei motori e dall'abrasione di freni e pneumatici è invece legata ai diversi fattori emissivi utilizzati nei due casi. In questo studio è stato utilizzato il fattore emissivo elaborato dallo IIASA (Klimont et al., 2002), mentre il fattore emissivo di IREA è derivato dalla metodologia Copert IV/Corinair.

Le stime differenti di NO_x, NMVOC, NH₃, CO risiedono in due fattori principali: il diverso parco veicolare utilizzato, e la diversa metodologia di attribuzione dei consumi di combustibile alle diverse categorie Copert.

Relativamente al parco veicolare in questo studio si è preso come anno di riferimento il 2008, mentre nell'inventario regionale si fa riferimento al 2007. La differenza più importante risiede però nelle percorrenze utilizzate, maggiormente accurate in questo studio, che hanno ridotto il "peso" dei veicoli con le omologazioni ambientali più vecchie.

La diversa attribuzione dei consumi di combustibile alle diverse categorie Copert è legata alla diversa metodologia di stima delle emissioni urbane. Il grafo stradale di Inemar infatti non copre la componente urbana delle emissioni, le quali sono dunque ricostruite a partire dalla consistenza del parco veicolare di ciascun comune tenendo conto della percorrenza complessiva di ciascuna classe COPERT e del combustibile consumato complessivamente in Provincia. Come evidenziato nel paragrafo 2.3.8 la ripartizione dei veicoli nelle diverse categorie veicolari è piuttosto diversa in questo studio rispetto a quanto riportato nell'Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera. In particolare le emissioni urbane nell'IREA ricoprono una quota più alta delle emissioni complessive di CO₂ e la ripartizione tra le categorie veicolari assegna agli autoveicoli una quota di CO₂ ridotta rispetto a quella riportata in questo studio. In conseguenza, risulta aumentato il peso dei veicoli commerciali leggeri e pesanti e dei motocicli che per la maggior parte degli inquinanti sono caratterizzati da fattori emissivi più elevati.

Nella Tab. 10 sono riportati i rapporti tra le emissioni di ciascun inquinante e di CO₂, relativamente al solo traffico urbano, distinte per categorie veicolari. L'incrocio dei dati riportati nella Tab. 10 e nel paragrafo 2.3.8 fornisce la spiegazione di una quota importante delle differenze tra i due studi.

Tab. 10: Fattori emissivi del traffico urbano intesi come rapporti tra la quantità di ciascun inquinante espressa in t/a e la quantità di CO₂ emessa espressa in kt/a.

	IREA_07	ALCOTRA	IREA_07	ALCOTRA	IREA_07	ALCOTRA
	CO		NMVOC		NH ₃	
AUTOVEICOLI	16.96	9.36	2.06	0.72	1.44E-01	1.80E-01
VCL	5.22	4.64	0.78	0.53	1.27E-02	1.55E-02
VCP	3.04	2.23	0.98	0.73	3.60E-03	2.64E-06
MOTO-CICLO	130.72	131.75	37.84	24.33	2.93E-02	2.18E-05
	NO _x		PM10		SO ₂	
AUTOVEICOLI	2.64	2.32	0.30	0.19	0.13	0.024
VCL	5.01	4.61	0.72	0.53	0.22	0.025
VCP	10.53	8.74	0.56	0.36	0.21	0.018
MOTO-CICLO	1.66	2.30	0.74	0.42	0.09	0.025

Se si analizza il CO, si nota come i fattori emissivi dei due studi siano simili. La differenza più ampia si manifesta nel caso degli autoveicoli, a causa dei “pesi diversi” che sono stati utilizzati per ciascuna classe COPERT nel parco circolante. In valore assoluto, le emissioni di CO maggiori sono associate ai motocicli/ciclomotori. Alla quota maggiore di emissioni di CO₂ associate da IREA ai motocicli corrisponde dunque una stima delle emissioni di CO molto più alta.

Analogamente, per i composti organici volatili non metanici i fattori emissivi del parco medio di autoveicoli, veicoli commerciali leggeri e pesanti risultano ridotti e i motocicli e i ciclomotori sono la classe veicolare caratterizzata dai fattori emissivi più elevati: anche in questo caso quindi a causa del maggior consumo imputato ai Motocicli in IREA si hanno emissioni di NMVOC più elevate.

Per quanto concerne l’ammoniaca, gli autoveicoli sono caratterizzati da un fattore emissivo di almeno 10 volte più elevato rispetto alle altre classi veicolari e l’aumento del fattore emissivo nel caso di Alcotra rispetto ad Irea, ha prodotto, nonostante la riduzione della quota di consumi attribuita in Alcotra agli autoveicoli, una stima complessivamente più elevata. La forte differenza dei fattori emissivi di NH₃ dei veicoli commerciali necessita di una verifica più approfondita, anche per il ruolo fondamentale giocato dall’ammoniaca nella formazione del particolato secondario.

Per gli NO_x la variazione dei fattori emissivi è più contenuta, ma in negativo per tutte le classi ad eccezione della classe dei motocicli, e tale differenza è sufficiente a spiegare la riduzione complessiva delle emissioni.

2.3.12 Emissioni di CO₂ dettagliate per combustibile e confronto con i dati di vendita

Il dato di partenza dell’Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera del 2007 è il dato di vendita di combustibili per autotrazione dell’intera Regione Piemonte (anno 2006) desunto dal Bollettino Petrolifero o da Federmetano, poiché si ipotizza che il combustibile venduto sia equivalente a quello consumato a livello regionale. Il metodo utilizzato per ripartire territorialmente i consumi, che è sostanzialmente basato sulla consistenza del parco circolante comunale, produce però risultati discordanti rispetto al dettaglio provinciale dei dati di vendita sempre diffusi dal Ministero dello Sviluppo Economico nel Bollettino Petrolifero. Inoltre, nel caso del GPL, probabilmente il dato di vendita di combustibile per “autotrazione della rete” è stato sommato a quello per “autotrazione”, invece di esserne considerato una parte: in questo modo la quota di consumo (e di emissioni) imputate al GPL risulta maggiore.

L’Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera stima le emissioni complessive, intese come somma delle emissioni associate al grafo e delle emissioni diffuse imponendo come vincolo la ricostruzione a livello regionale dei consumi dei diversi combustibili per autotrazione (benzina, gasolio, GPL, metano). In sintesi, dopo aver stimato le emissioni associate al grafo stradale, le emissioni diffuse vengono stimate ripartendo il consumo di combustibile e la CO₂ ad esso associata, in base al parco veicolare regionale.

In questo procedimento, il dato di dettaglio del consumo provinciale di ciascun combustibile non viene pertanto utilizzato. Le emissioni diffuse sono associate al solo traffico urbano e il consumo di ciascun combustibile è ripartito tra le diverse categorie COPERT con tipologia di alimentazione specificata, in base ad un peso che tiene conto della

percorrenza annua media di quella categoria. In dettaglio, il peso viene calcolato moltiplicando il numero di veicoli di ciascuna categoria con la percorrenza annuale e con il consumo chilometrico, e rapportando il risultato al consumo totale stimato per la somma di tutte le categorie COPERT associate al combustibile in questione. Con lo stesso criterio il consumo di combustibile viene ripartito tra i diversi comuni.

La metodologia utilizzata in questo studio è invece 'dal basso', cioè focalizzata sul calcolo dei consumi di combustibile, delle emissioni di CO₂ e degli altri inquinanti sulla base dei rilievi e degli studi che hanno consentito di ripartire i flussi di traffico tra le diverse categorie veicolari (motoveicoli, autoveicoli, veicoli commerciali pesanti, veicoli commerciali leggeri).

La metodologia 'bottom-up' è stata applicata alla stima delle emissioni lineari e poi riportata anche alle emissioni diffuse, imponendo un vincolo di 'conservazione' della CO₂ totale attribuita dall'Inventario Regionale alla Provincia di Torino, senza distinguere tra le emissioni di CO₂ dei diversi combustibili.

Le emissioni di CO₂ sono state dunque associate ad ogni categoria COPERT sulla base del peso di ciascuna classe rispetto alla categoria veicolare a cui appartiene. In questo caso, il peso è stato calcolato rapportando il prodotto della numerosità e della percorrenza di ciascuna categoria COPERT con quanto ottenuto per tutte le categorie COPERT facenti parte della stessa categoria veicolare. Con questo approccio non è necessario disporre della stima del consumo di combustibili rilevata con altri strumenti statistici.

È molto interessante pertanto confrontare i consumi di combustibile e le emissioni di CO₂ dettagliate per tipologia di alimentazione tra i due approcci.

Di seguito si riportano le emissioni di CO₂ ripartite per combustibile in questo studio, nell'Inventario Regionale e quelle che sono state ottenute dai dati di vendita (Bollettino Petrolifero e rete di distribuzione del metano), applicando gli stessi fattori emissivi utilizzati da IREA come rapporto tra le emissioni complessive regionali e le vendite di combustibile a livello regionale.

Per quanto concerne il calcolo eseguito a partire dai dati di vendita per ciascun combustibile le emissioni regionali coincidono ovviamente con le emissioni di IREA, ma i rapporti tra le emissioni di ciascuna provincia differiscono nei due casi poiché in IREA tengono conto dei flussi stimati sulla rete di autostrade e di strade extraurbane e del parco immatricolato, ma non del consumo di combustibile.

Tab. 11: Emissioni di CO₂ relative alla Provincia di Torino e dettagliate per combustibile, nel presente studio (Alcotra), nell'Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera 2007, a partire dai dati di vendita di combustibile 2006.

	ALCOTRA CO ₂ [kt/a]	IREA CO ₂ [kt/a]	STIMA DAI DATI di VENDITA CO ₂ [kt/a]
Diesel	2324	2375	2261
Benzina	1456	1274	1411
GPL e metano	98	130 met + 100 GPL 230	24 met + 86 GPL 110
Totale	3878	3878	3782

La ripartizione della CO₂ tra i diversi combustibili mostra un buon livello di accordo. In particolare l'emissione di CO₂ attribuita ai veicoli diesel è molto vicina nelle tre stime presentate. La stima delle emissioni di CO₂ dei veicoli a benzina in Alcotra eccede quanto riportato in IREA, ma è più vicina alla stima effettuata a partire dal Bollettino Petrolifero. L'emissione di CO₂ dei mezzi alimentati a GPL e metano risulta sottostimata in questo studio rispetto ad IREA, ma allineata con quanto riportato nei dati di vendita. La differenza di stima tra IREA e dati di vendita per quanto concerne il GPL è già stata spiegata in precedenza e dipende dalla diversa lettura dei dati riportati nel Bollettino Petrolifero.

La buona ricostruzione del consumo di combustibile ottenuta in questo studio a partire dalla ripartizione dei flussi veicolari sulla base dei rilievi di traffico e degli studi di mobilità attesta l'affidabilità del metodo utilizzato. Il metodo si dimostra valido e consistente con i dati del Bollettino Petrolifero, sebbene sarebbe opportuno un potenziamento dello strumento con indagini locali più approfondite e l'integrazione con un modello di traffico che consenta con una migliore precisione il flusso dei veicoli pesanti per poter ricostruire le emissioni inquinanti con un buon dettaglio spaziale.

2.3.13 *Definizione dei nuovi profili di modulazione delle emissioni del traffico*

Il grafo provinciale descritto nel paragrafo precedente non contiene alcuna informazione sulla modulazione temporale del traffico sulla rete viaria.

Per questa ragione è stata effettuata una analisi dettagliata dei flussi orari calcolati dal supervisore di 5T e dai rilievi registrati dal Servizio Viabilità della Provincia di Torino. La disamina dei dati ha riguardato l'anno 2011, anno rispetto al quale si è potuto contare su un dataset più completo, con un grafo 5T più esteso ed un numero maggiore di punti di rilievo di traffico al di fuori dell'area metropolitana.

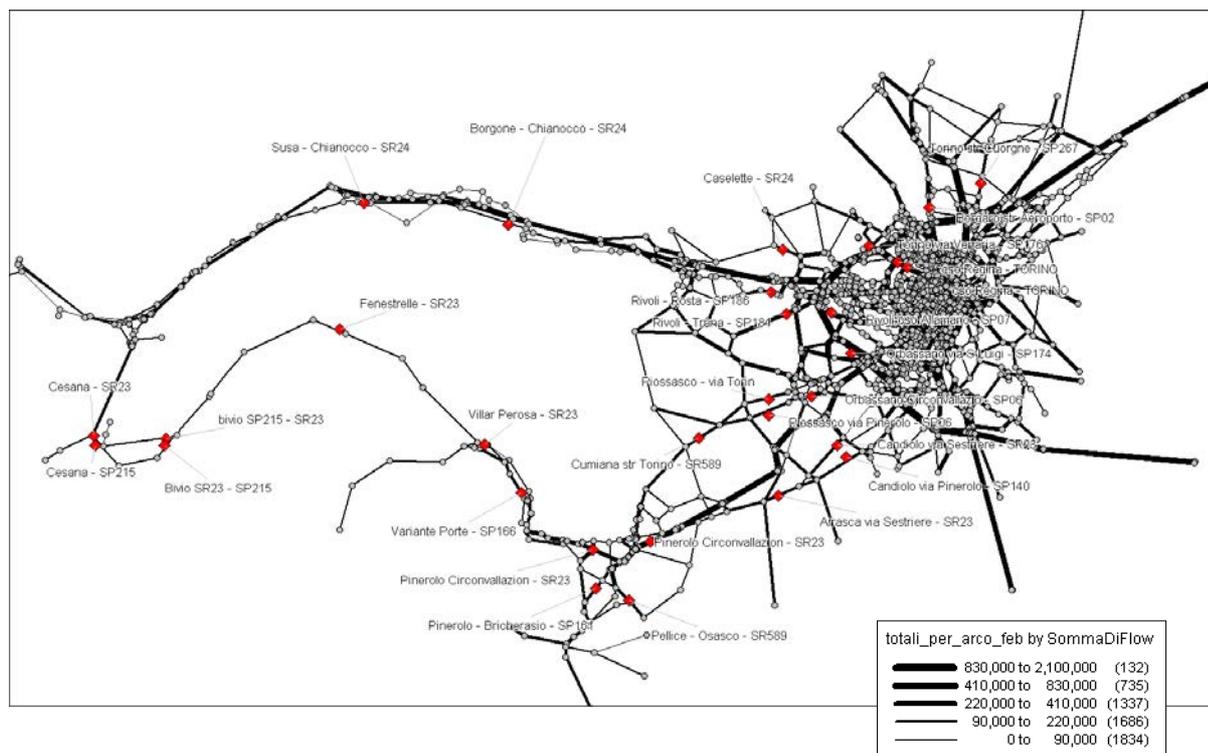


Fig. 26: Estensione del grafo stradale definito da 5T e dislocazione dei sensori gestiti dalla Provincia di Torino.

L'analisi è finalizzata all'individuazione di profili di modulazione caratteristici per giorno tipo, per tipologia di strada e per categoria veicolare. In particolare, nell'ottica della definizione dinamica delle emissioni del traffico nei sistemi previsionali e della calendarizzazione delle chiusure scolastiche si è cercato di stimare la riduzione del traffico nei giorni di vacanza scolastica e l'effetto in termini di modulazione temporale.

In Fig. 27 è riportato un grafico che sintetizza l'andamento temporale dei flussi stimati dal supervisore di 5T nel corso del 2011: sugli archi urbani sono individuabili in maniera evidente i periodi di chiusura delle scuole, sia estesi (vacanze natalizie, vacanze estive, vacanze pasquali) che brevi (ponte del 2 giugno e festa dell'Immacolata per l'8 dicembre). Sui livelli di traffico ordinario è però riscontrabile un 'salto' attorno al 10 aprile, probabilmente dovuto a variazioni nella metodologia di stima o al grafo utilizzato, che provoca un aumento dei flussi nella tarda primavera, in particolare nel mese di maggio.

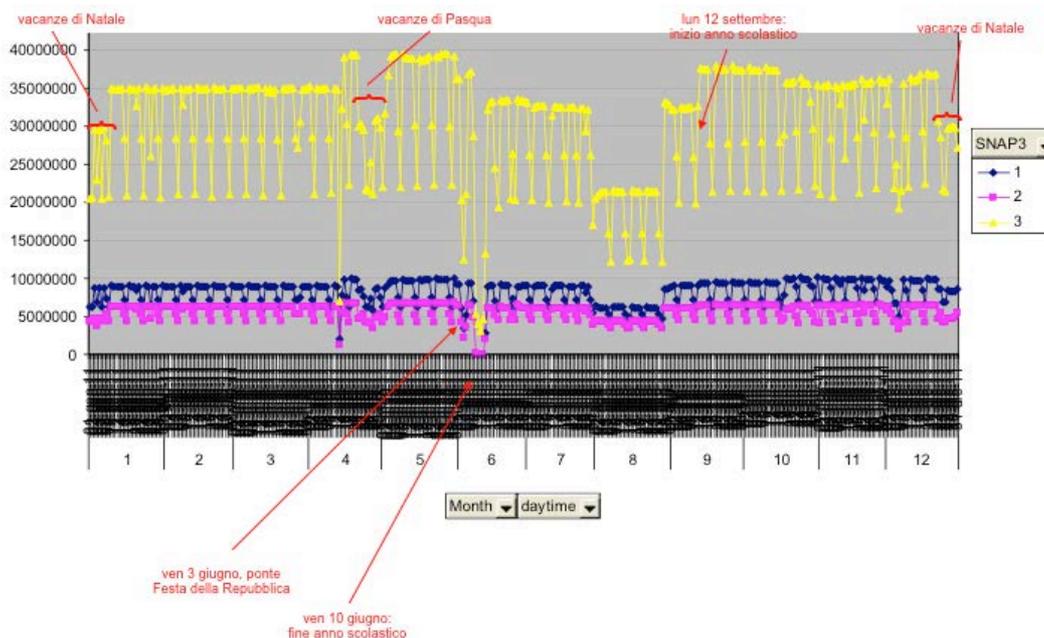


Fig. 27: Serie temporale dei flussi giornalieri stimati dal supervisore di 5T nel 2011 suddivisi per tipologia di arco.

Purtroppo allo stadio attuale non è stato possibile accedere ai dati di traffico acquisiti da spire in corrispondenza del centro della città di Torino, in modo da irrobustire le considerazioni basate sui dati orari del supervisore.

Si è comunque stabilito di applicare i profili di modulazione derivati dai dati del supervisore alle emissioni associate al traffico urbano leggero.

Le modulazioni del traffico urbano associate al trasporto delle merci (veicoli commerciali leggeri e pesanti) non sono invece bene descritte da 5T che tratta solo i flussi totali di traffico. Per questa ragione, si è fatto ricorso ai dati restituiti dal sensore di Corso Regina Margherita, già in possesso della Provincia di Torino. Dallo stesso sensore è stata derivata la modulazione annuale dei motocicli che presentano una prevedibile stagionalità rispetto agli autoveicoli.

L'insieme delle modulazioni mensili, giornaliere e orarie (mostrate solo per il giorno feriale ma differenziate nella simulazione per giorno feriale, prefestivo e festivo) sono raggruppate nella figura seguente e confrontate con quelle applicate al traffico urbano nella VAQ08 (in blu).

Le differenze più marcate tra i profili riguardano i mezzi commerciali: i dati di Corso Regina indicano un flusso maggiore di questi mezzi nei mesi invernali, a differenza di quanto definito dal profilo di modulazione della VAQ08, che riproduce piuttosto l'andamento del traffico dei veicoli a due ruote che presenta una marcata stagionalità. Anche i profili giornalieri del traffico di mezzi pesanti presentano differenze, in particolare nelle ore centrali della giornata ed in quelle notturne.

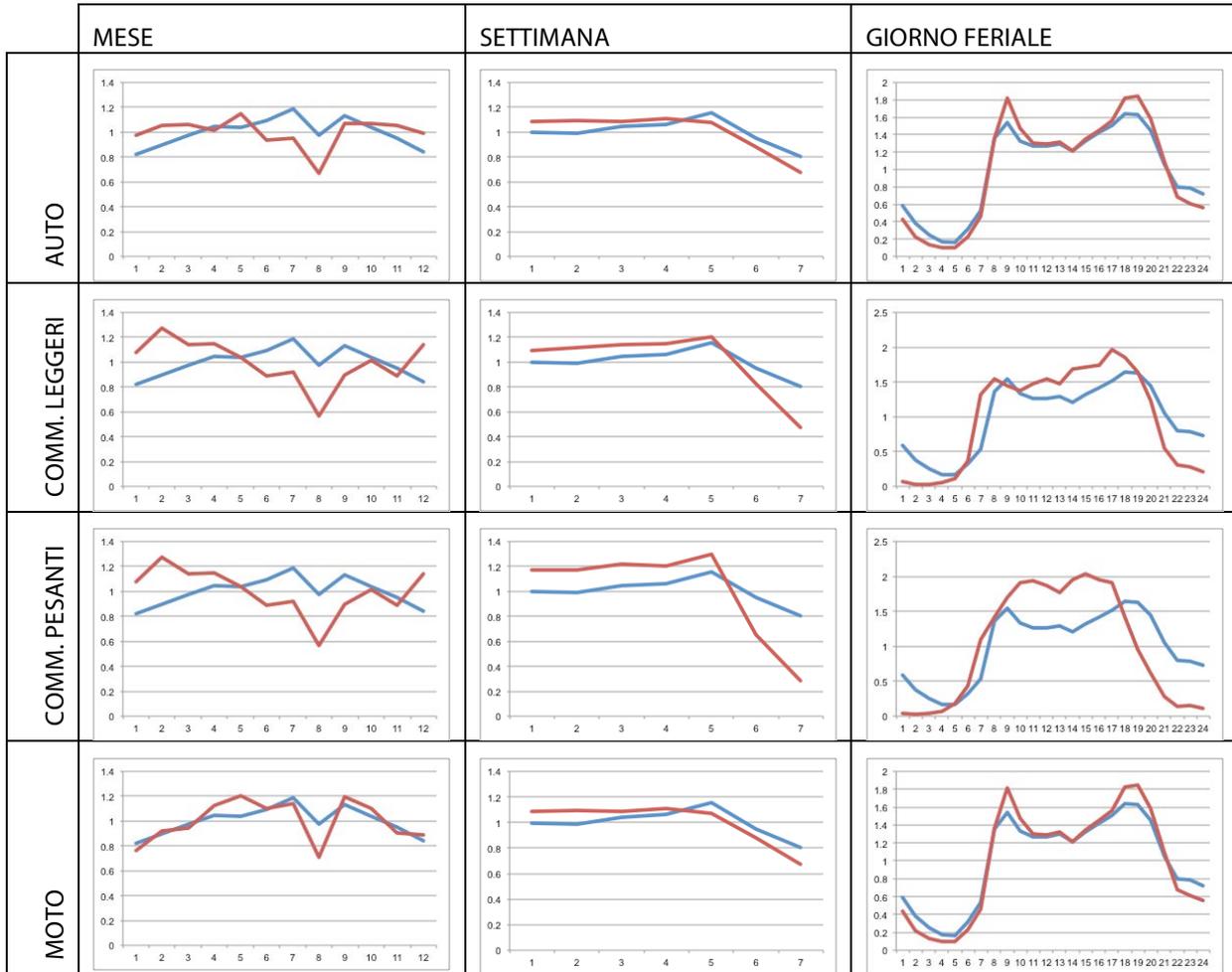


Fig. 28: Modulazioni applicate al traffico urbano: in rosso, le modulazioni usate nel presente studio, in blu quelle applicate nella VAQ08.

I flussi stimati dal supervisore di 5T al di fuori dell'area urbana (su extraurbane e autostrade) presentano però una notevole correlazione con i flussi urbani, tale da rendere inapplicabili queste modulazioni alla parte di grafo stradale non urbano più lontano dall'area metropolitana.

Parallelamente è stato quindi necessario condurre un'analisi sui dati registrati da alcuni dei sensori gestiti dalla Provincia di Torino (la cui dislocazione è mostrata in Fig. 26), come già descritto nella relazione di primo avanzamento.

Per la modulazioni delle emissioni relative al traffico extraurbano, si è deciso di ricorrere agli stessi profili della VAQ08, basati su un'analisi condotta negli anni passati da Arpa Piemonte sui flussi sulle strade provinciali.

Infine, sono state derivate le modulazioni da applicare al traffico autostradale analizzando i dati di flusso al casello di Rondissone sulla A4 Torino Milano. Non è stato invece possibile valutare l'opportunità di definire un profilo di modulazione 'turistico' in corrispondenza delle autostrade Torino-Bardonecchia o Torino-Savona per l'impossibilità di reperire dati su quei tronconi autostradali.

Nella figura seguente è mostrato il confronto con i profili di modulazione utilizzati nella VAQ08.

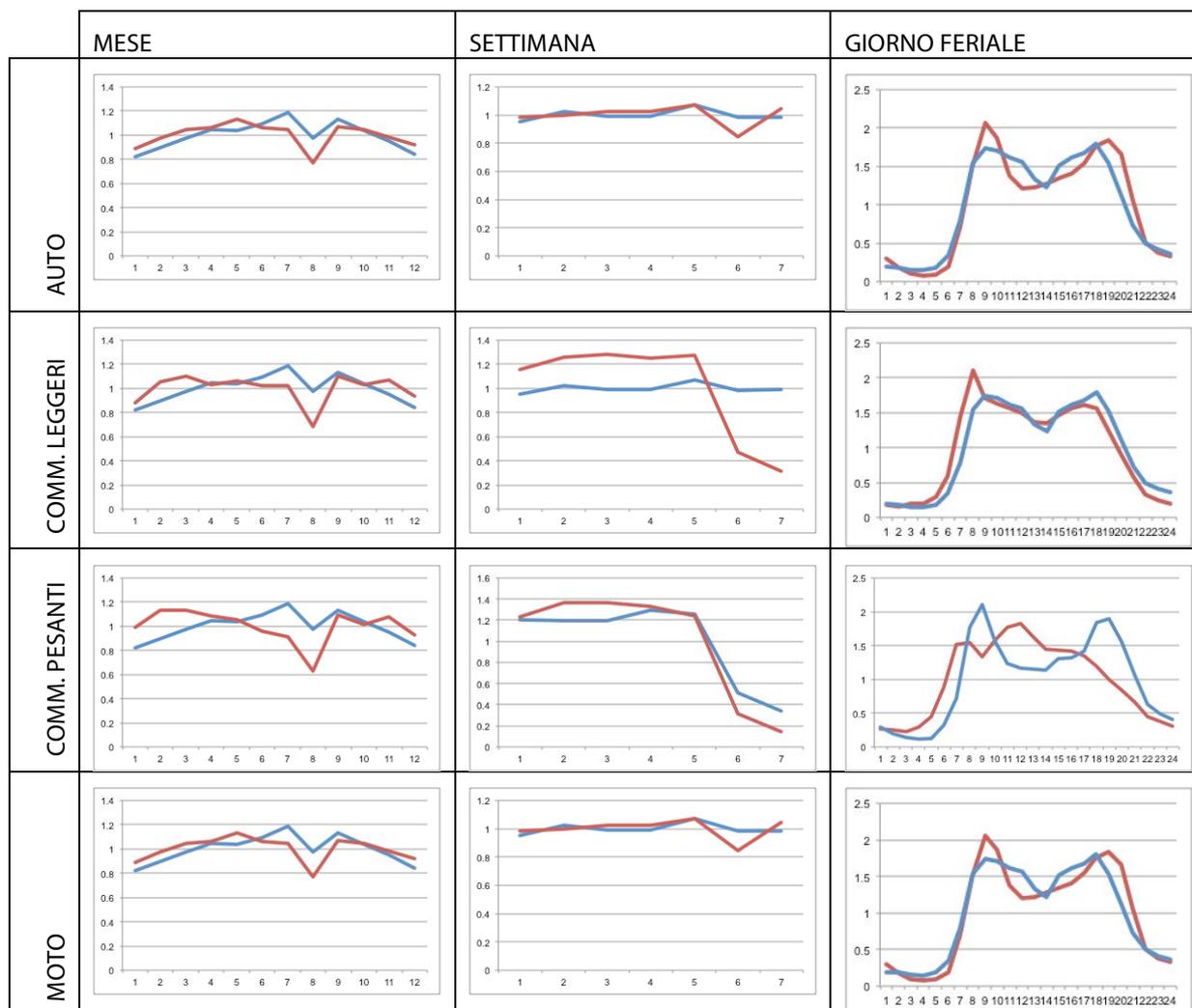


Fig. 29: Modulazioni applicate al traffico autostradale: in rosso, le modulazioni usate nel presente studio, derivate dall'analisi dei dati dell'A4 alla barriera di Rondissone, in blu quelle applicate nella VAQ08.

Anche in questo caso, le difformità maggiori si riscontrano per i mezzi commerciali, che presentano una flessione del traffico più pronunciata nei mesi estivi, nelle giornate festive/prefestive rispetto a quanto descritto dai profili della VAQ08.

Alle emissioni dei bus GTT (che rientrerebbero nella categoria SNAP dei mezzi pesanti) si è preferito applicare il profilo di modulazione del traffico urbano degli autoveicoli, poiché il servizio di trasporto pubblico locale va a coprire la stessa domanda di spostamento del trasporto automobilistico privato. Dal punto di vista spaziale, le emissioni GTT sono state distribuite in corrispondenza del grafo dei percorsi dei mezzi pubblici al netto delle tratte coperte da mezzi alimentati elettricamente (tram, metro, navette elettriche), assicurando in questo modo una maggiore emissione alle aree interessate dall'attraversamento di un numero maggiore di linee.

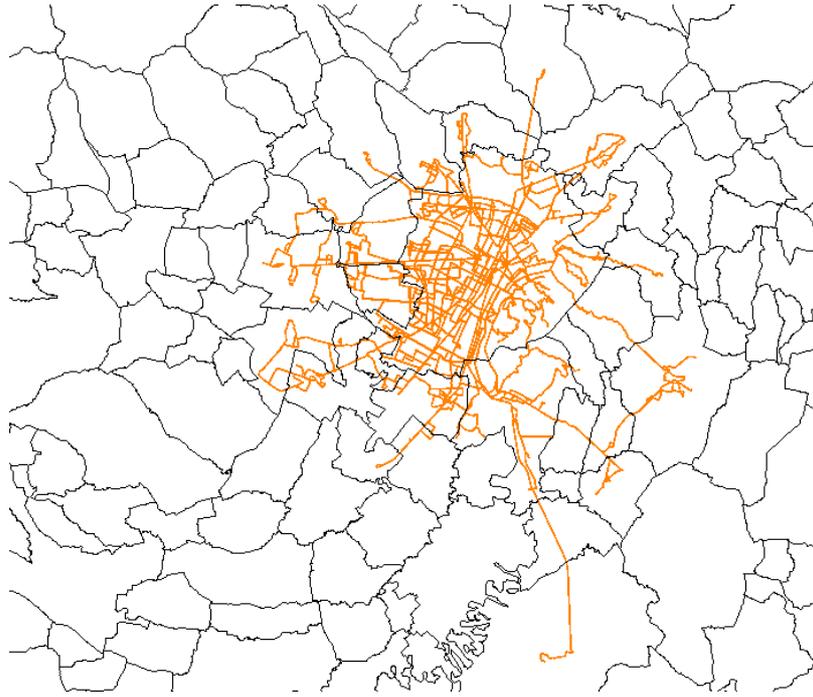


Fig. 30: Percorsi delle linee di trasporto pubblico locale gestiti da GTT.

2.4 Combustione non industriale

Secondo gli algoritmi contenuti nel Database Inemar, l'inventario regionale delle emissioni in atmosfera (Regione Piemonte, IREA 2007) ricostruisce le superfici riscaldate, l'uso dei combustibili e il fabbisogno energetico per il riscaldamento civile per ciascun comune della Regione Piemonte.

Nei paragrafi seguenti sono presentate le modifiche apportate alla stime delle emissioni del Macrosettore 02 (Combustione non industriale), basate sui dati di dettaglio che è stato possibile reperire sul territorio provinciale (consumo dei combustibili, consumo di biomassa legnosa a fini termici, ecc.).

Una particolare attenzione è stata rivolta proprio al tema del consumo di legna, valorizzando le attività svolte dal gruppo di lavoro sull'armonizzazione dei fattori emissivi nel territorio ALCOTRA all'interno del progetto AERA, e le indagini conoscitive sul consumo di biomassa nel territorio provinciale svolte nell'ambito di RENERFOR.

2.4.1 Combustione non industriale (civile e terziario) con combustibili fossili

Il ricalcolo delle emissioni da combustione non industriale per tutti i comuni della Provincia, non potendo basarsi sul fabbisogno dei singoli comuni per singolo combustibile, ha preso le mosse dai migliori dati di vendita a disposizione riguardanti l'anno 2008.

La Regione Piemonte ha fornito consumi e superfici riscaldate utilizzate per la predisposizione dell'inventario 2008, cioè i dati necessari alla definizione dei valori di attività (fabbisogno energetico per combustibile su base comunale, espresso in $Gj \cdot anno^{-1}$) ai quali vengono poi applicati i fattori di emissione inseriti nel database INEMAR. Le superfici riscaldate sono un dato a carattere statistico desunto dal Censimento generale del 2001 e successivamente aggiornate con l'applicazione di fattori di espansione edilizia medi, pubblicati su base provinciale annualmente dall'ISTAT. Nel corso dell'ultimo aggiornamento all'inventario (per l'anno 2008), alle superfici riscaldate sono state sottratte le superfici allacciate a reti di teleriscaldamento (cfr. par. 2.4.5).

Per procedere alla nuova stima all'interno del progetto AERA, sono stati sfruttati i dati raccolti dal Servizio Risorse Energetiche della Provincia di Torino per la redazione del Bilancio Energetico provinciale (Provincia di Torino, 2010).

Nel caso del gas naturale, che copre la maggior parte del fabbisogno termico, l'informazione principale è stata la fornitura di gas per singolo comune suddivisa per utenze terziarie e domestiche. I dati sono raccolti contattando SNAM (che ha il controllo della rete a livello nazionale) e i distributori locali (deputati a trasferire il gas dai nodi della rete nazionale alle utenze finali) al fine di ottenere il consumo non industriale, inclusa cottura e acqua sanitaria. Sebbene il dato non sempre venga fornito in modo aggregato, ma sia talvolta necessario ricostruirlo in base alle "classi di costo", ovvero alle tariffe diverse applicate ai vari utilizzi, si è ritenuto che questa informazione sia ben rappresentativa delle quantità erogate e consumate a livello comunale.

Complessivamente, i consumi di metano sono risultati superiori del 5% circa al dato regionale. Poiché l'inventario regionale è basato sul dato di vendita in tutta la provincia, desunto dall'imposta **ARISGAM** (Addizionale Regionale Imposta Sostitutiva Gas Metano), spazializzato in funzione delle superfici riscaldate comunali di fonte ISTAT, la distribuzione dei consumi di metano a livello comunale ha mostrato in alcuni casi differenze pronunciate come illustrato in Fig. 31. In particolare, al comune di Torino è attribuito il 44% del consumo provinciale secondo i dati del Bilancio Energetico della Provincia e il 28% secondo i dati della Regione.

Ai valori di attività (fabbisogno energetico espresso in $Gj \cdot anno^{-1}$) così determinati sono stati poi applicati i fattori di emissioni definiti per il metano all'interno del database INEMAR. A livello territoriale, le differenze nella stima delle emissioni risultano pertanto attribuibili esclusivamente al dato di consumo di partenza associato al comune.

Per calcolare le emissioni prodotte dall'uso di combustibili quali il GPL ed il gasolio il dato di partenza è rappresentato dal dato provinciale di vendita (come reperito nel Bollettino Petrolifero), che è stato poi distribuito a livello comunale usando una variabile proxy data dal prodotto della popolazione per i gradi giorno.

Per l'olio combustibile infine, il cui uso è ufficialmente bandito dal territorio regionale (Delibera Regione Piemonte n. 98-1247 in tema di riscaldamento) ma che risulta ancora presente in fisiologiche quantità, la quantità venduta a livello provinciale è stata assegnata per la metà ai soli comuni che non risultano metanizzati ed il restante 50% alla totalità dei comuni provinciali usando la medesima proxy usata per GPL e gasolio.

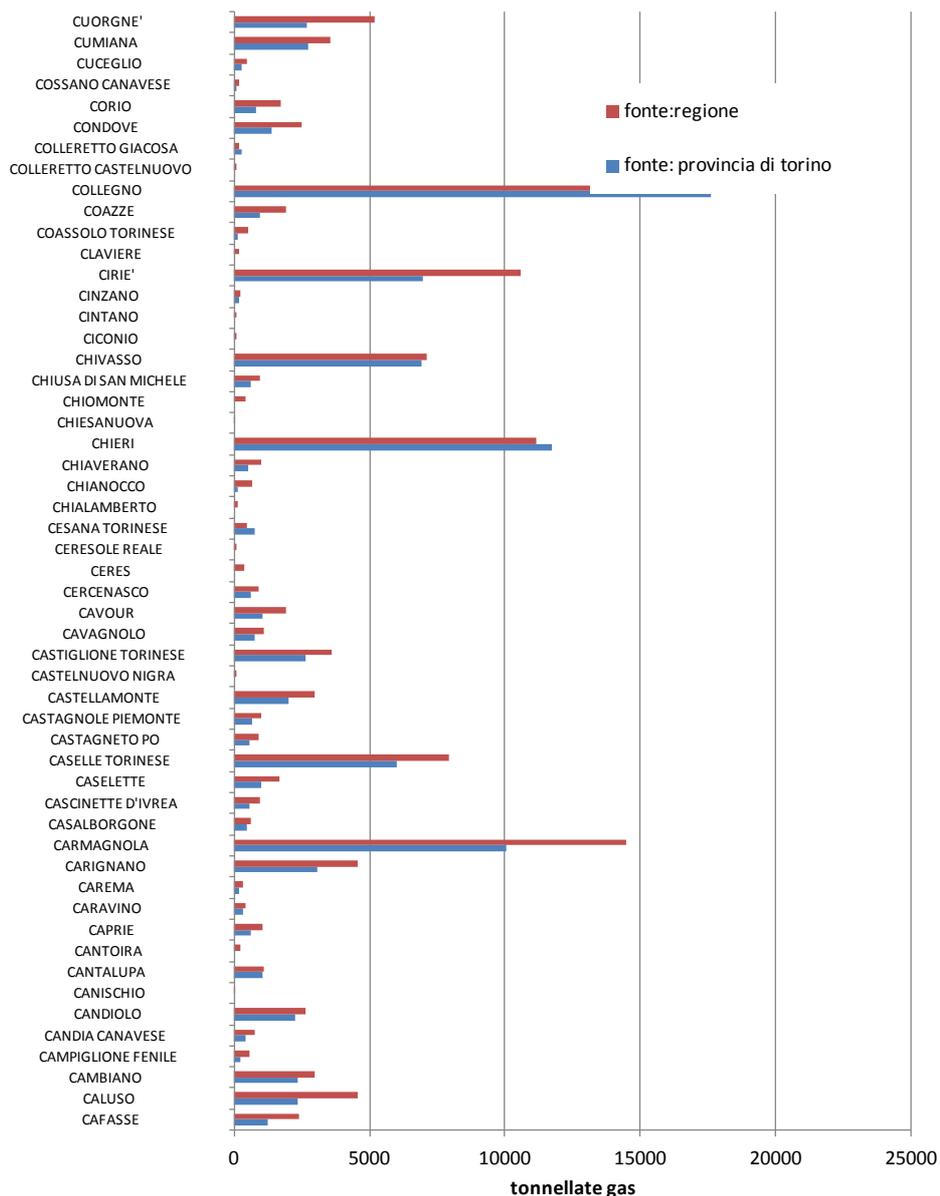


Fig. 31: Differenze nell'attribuzione dei consumi di metano su base comunale (esempio) – Anno 2008.

Per la ripartizione tra usi civili e terziario sono state rispettate le proporzioni assunte nel Bilancio Energetico Provinciale. È bene osservare che per il metano (per il quale erano disponibili in partenza dati di vendita su base comunale) la ripartizione tra domestico e terziario non è rigida per tutti i comuni: nel caso di Torino per esempio il consumo di metano è per l'11% terziario e 89% domestico.

Tab. 12: Dato provinciale per I consumi civili (fonte: Provincia di Torino)

	DOMESTICO	TERZIARIO	TOTALE	%DOMESTICO
Gasolio (GJ)	837360	150725	988085	85%
Olio (GJ)	452174	267955	720130	63%
Gpl (GJ)	2466025	443801	2909826	85%
Metano (GJ)	41221266	7390112	48611378	85%

2.4.2 Nuova stima per la combustione di legna a fini termici nel territorio provinciale

L'uso per il riscaldamento civile dei combustibili solidi ha un forte impatto sulla qualità dell'aria.

Nel caso di alcuni inquinanti come il particolato, PM10 e PM2.5, e gli Idrocarburi Policiclici Aromatici, le emissioni per unità di energia sono alcuni ordini di grandezza più alte per questi combustibili, rispetto ai combustibili liquidi e gassosi.

Le misure di traccianti specifici della combustione della legna come il levoglucosano, gli studi isotopici della frazione organica del particolato, e le analisi statistiche delle sostanze che compongono il particolato rendono possibile stimare il contributo della combustione di biomasse presso i siti di monitoraggio della qualità dell'aria (Perron et al., 2010). Anche in provincia di Torino recentemente è stata applicata questa tecnica per quantificare il contributo della legna alle concentrazioni di PM10 (Piazzalunga et al., 2012): secondo queste misure è imputabile alla combustione di legna una frazione compresa tra il 20 ed il 55% delle concentrazioni invernali di PM10 in un sito di fondo urbano in contesto montano (Susa) e tra il 9 ed il 19% in un contesto cittadino (via della Consolata nel centro di Torino).

L'utilizzo della legna, complice il costo sempre maggiore degli altri combustibili e grazie alla presenza sul mercato di impianti domestici sempre più efficienti, ha registrato un notevole incremento in Italia negli ultimi anni. È questo anche il quadro che emerge dall'indagine a campione svolta dal Politecnico di Torino per conto della Provincia di Torino nell'ambito del progetto RENERFOR (Fracastoro e Crocetta, 2012), sulla base dei dati di vendita di impianti a biomassa ad uso domestico, con copertura del mercato pari a circa 1/3 del totale.

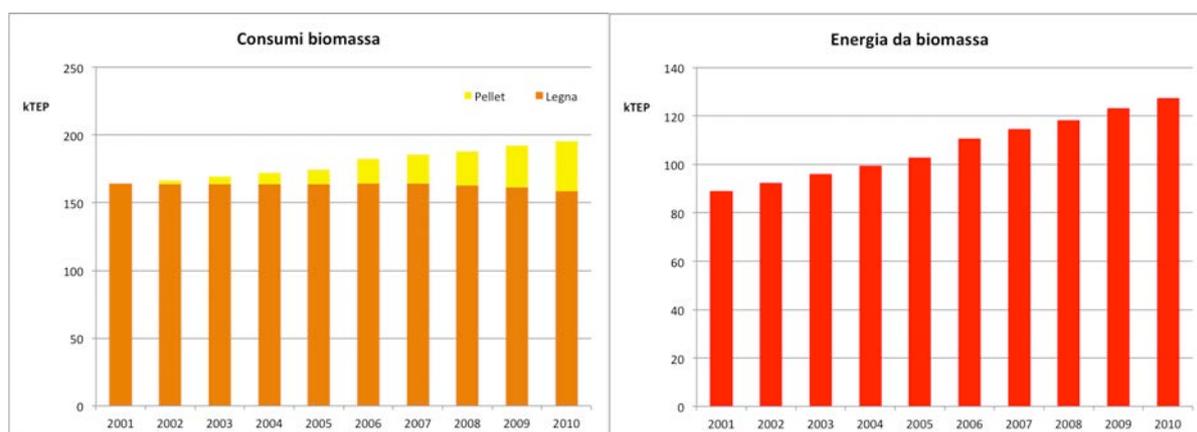


Fig. 32: Stima dei consumi e del fabbisogno soddisfatto da biomassa nel territorio provinciale (fonte: Politecnico di Torino).

Il progetto RENERFOR (<http://www.regione.piemonte.it/innovazione/ue/progetti-regionali/renerfor.html>), che ha lo scopo di promuovere la collaborazione tra le amministrazioni francesi ed italiane del territorio ALCOTRA per migliorare le capacità di intervento circa lo sviluppo e l'utilizzo delle fonti rinnovabili, il risparmio energetico e la riduzione delle emissioni di gas ad effetto serra, attribuisce nell'anno 2008 alla provincia di Torino un consumo circa 186 kTEP di biomassa legnosa (tra pellet e legna) per usi termici, circa il 45% in più di quanto assegnato a questo combustibile nell'inventario regionale IREA nello stesso anno (v. Fig. 32 e Fig. 35).

Oltre ad una differente stima dei consumi, l'indagine del Politecnico fornisce un quadro abbastanza completo circa le tecnologie impiegate e l'età degli apparecchi presenti sul territorio (v. Fig. 33). Sulla base dei dispositivi presenti al 2001, secondo i dati riferiti all'ultimo censimento della popolazione ISTAT, e facendo delle ipotesi sulla vita media di

ogni tipologia di apparecchio per la sostituzione, l'indagine ha consentito di definire l'evoluzione del parco dispositivi nel decennio 2001-2010, mettendo in luce la crescita in assoluto nel numero di dispositivi e la diffusione del pellet. Inoltre, associando ai dispositivi rendimenti medi in funzione dell'età e della tecnologia, e coefficienti di utilizzo, a seconda dell'uso come generatore unico di calore o integrativo, è stato possibile definire l'andamento dei consumi e del fabbisogno di energia soddisfatto con la biomassa (v. Fig. 32). L'ingresso nel parco di dispositivi nuovi da una parte aumenta l'efficienza, con un aumento nel decennio del fabbisogno soddisfatto del 40% circa a fronte di un aumento nei consumi del 20%, e dall'altro modifica anche la quantità di emissioni in atmosfera per unità di energia consumata.

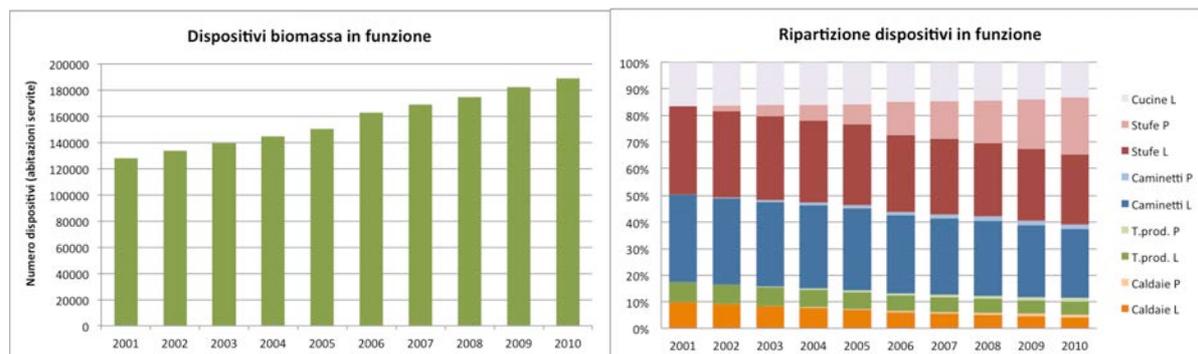


Fig. 33: Evoluzione del parco dispositivi a biomassa nel territorio provinciale: numero e tipologia (fonte: Politecnico di Torino).

Per capire l'importanza che ha la conoscenza del parco impianti nella stima delle emissioni associate alla combustione di legna è sufficiente osservare la variabilità dei fattori di emissione concordati all'interno del gruppo di lavoro AERA (AERA, 2012a) e riportati in Tab. 13. In sintesi, i diversi partner hanno convenuto in prima approssimazione di scegliere un unico fattore di emissione (per ogni inquinante) da applicare all'intero territorio ALCOTRA e di fare una media tra i valori disponibili in presenza di fattori di emissione molto diversi tra loro per la medesima tecnologia: per alcuni inquinanti (es. COVNM, CO, PM, metano) le emissioni per unità di energia possono variare di 1-2 ordini di grandezza a seconda della tecnologia, dell'età o del tipo di combustibile.

Tab. 13: Fattori di emissione concordati all'interno del progetto AERA (fonte: Report Azione 4.2)

Tipo di apparecchio	Combustibile	Type de performance	Fattori di emissione (g/GJ)								
			CH4	N2O	CO	NH3	COVNM	NOx	PM10	PM2.5	SO2
Caldaie	Tronchi	Vecchi (pre 1996)	365	9	6000	7.5	1000	60	237.5	232.5	15
		Moderni (dopo 1996)	110.6	9	3200	7.5	300	60	95	93	15
		Efficiente	18.8	9	1000	7.5	50	90	52.3	51.2	15
		Pellets	7.4	9	350	7.5	20	90	28.5	27.9	11.5
		Cippato	7.4	9	800	7.5	20	90	38	37.2	11.5
Stufe e cucine	Tronchi	Vecchi (pre 1996)	731	9	6500	7.5	1400	60	737.5	722	11.5
		Moderni (dopo 1996)	179.3	9	3714.3	7.5	350	60	273.9	268.2	11.5
		Efficiente	110.3	9	2321.4	7.5	218.8	90	147.5	144.4	11.5
		Pellets	9.2	9	650	7.5	20	90	71.3	69.8	11.5
		Caminetti (chiusi)	Vecchi (pre 1996)	731	9	6500	7.5	1400	60	737.5	722
Caminetti (chiusi)	Caminetti	Moderni (dopo 1996)	179.3	9	3714.3	7.5	350	60	273.9	268.2	11.5
		Efficiente	110.3	9	2321.4	7.5	218.8	90	147.5	144.4	11.5
		Media	779.3	9	7000	7.5	2250	60	860	841.9	11.5

Per arrivare ad una nuova stima delle emissioni associate alla combustione di biomassa, si è quindi cercato di mettere insieme le conoscenze acquisite con RENERFOR sull'uso a fini termici della biomassa e quelle sulle prestazioni emissive dei dispositivi delineate nelle azioni specifiche di AERA. Questo ha richiesto in pratica di lavorare su tre schemi diversi di classificazione dei dispositivi (RENERFOR, AERA e SNAP dell'inventario regionale IREA) e di trasferire le informazioni necessarie da uno schema all'altro. Grazie alla collaborazione del Politecnico di Torino, che ha condiviso dati e metodologie impiegate in RENERFOR, è stato possibile passare:

- 1) da RENERFOR ad AERA: i dispositivi individuati in RENERFOR hanno dovuto essere mappati nei dispositivi AERA. Il numero di dispositivi al 2008 ha dovuto essere suddiviso in classi di età (pre-1996, post-1996 ed efficienti) estrapolando al periodo ante-2001 gli andamenti delle vendite monitorate per ricostruire la

consistenza di dispositivi pre-1996, ecc. Infine, applicando coefficienti di utilizzo e rendimenti per classi di età e tipologia, sono stati derivati i consumi in GJ per tipologia di apparecchio AERA, ai quali sono stati applicati i corrispondenti fattori di emissione (in Tab. 13). Nella Fig. 34 è riportata la suddivisione in classi AERA degli apparecchi del parco provinciale al 2008 e la corrispondente suddivisione dei consumi totali di biomassa: seppur in presenza di coefficienti di utilizzo penalizzanti, il consumo è chiaramente maggiore per gli apparecchi più antiquati, caratterizzati da rendimenti più bassi.

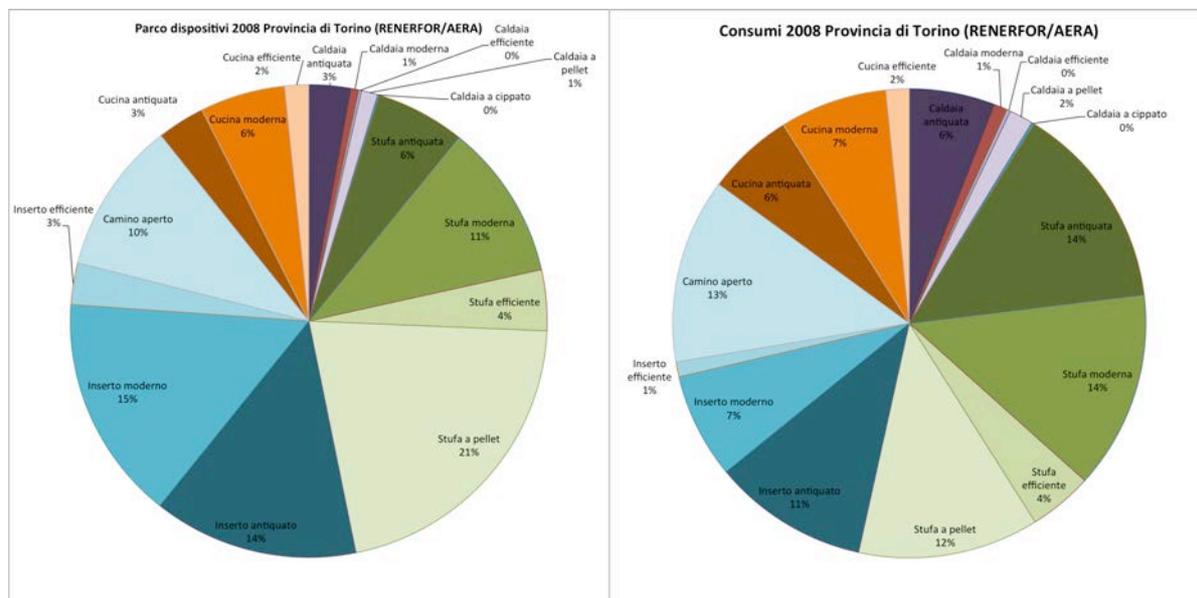


Fig. 34: Ripartizione del parco dispositivi a biomassa nel territorio provinciale in classi AERA: tipologia e consumi - Anno 2008.

- 2) da AERA a IREA: le emissioni stimate a partire dai consumi 2008 per classi AERA sono state infine mappate nelle classi della nomenclatura SNAP utilizzate dall'inventario regionale delle emissioni in atmosfera. Questa operazione è necessaria per facilitare il confronto con l'inventario di riferimento che prevede, per la combustione di legna, solo sei classi.

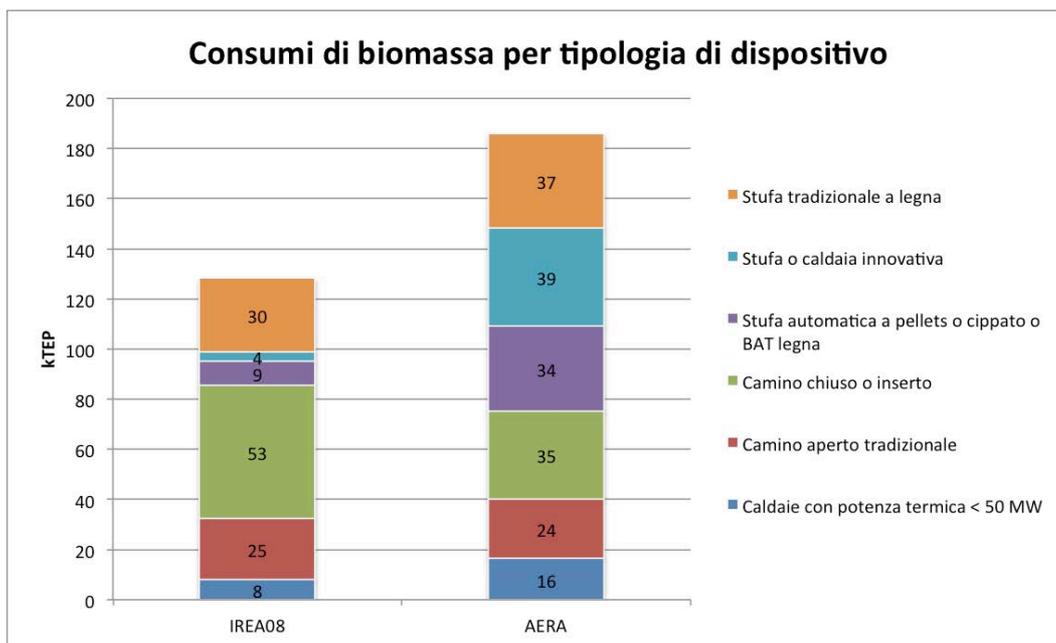


Fig. 35: Ripartizione dei consumi a biomassa nel territorio provinciale in classi SNAP: stima IREA e stima RENERFOR/AERA - Anno 2008.

L'indagine di RENERFOR, oltre a stimare un consumo più alto di biomassa, ridimensiona il consumo 'tradizionale', in stufe, camini aperti o chiusi, a vantaggio di apparecchi più nuovi, con maggiori rendimenti e migliori prestazioni emissive e che danno la possibilità di gestire l'approvvigionamento in maniera più semplice (pellet), anche in contesti non rurali.

Le emissioni complessive per il riscaldamento domestico e terziario sono riepilogate nella Tab. 14, suddivise per tipologia di apparecchio e di combustibile. Nel paragrafo finale del capitolo, in coda all'aggiornamento di altri settori del Macrosettore 02, la nuova stima sarà confrontata con le emissioni corrispondenti presenti nell'inventario regionale.

Tab. 14: Stima delle emissioni degli impianti da riscaldamento domestico e terziario (t/anno)

IMPIANTO	COMBUSTIBILE	CO	NMVOG	NOx	PM10	PM2.5	SO2
Cal.pot.termica<50MW	gasolio	20	3	59	3	3	99
	metano	1215	243	1847	10	10	24
	Olio combustibile	12	7	108	20	18	108
Cald.pot.termica<50MW	GPL	29	6	175	1	1	0
Caldaie con potenza termica < 50 MW	legna	3044	482	46	120	118	10
Camino aperto tradizionale	legna	6934	2229	59	852	834	11
Camino chiuso o inserto	legna	7665	1375	91	777	761	17
Stufa automatica a pellets o cippato o BAT legna	legna	1701	121	128	137	134	16
Stufa o caldaia innovativa	legna	6072	572	98	448	438	19
Stufa tradizionale a legna	legna	10192	2195	94	1156	1132	18
TOTALE		36883	7232	2706	3524	3449	323

2.4.3 Impianti di media taglia per la combustione di legna a fini termici nel territorio provinciale

Nell'ambito di RENERFOR, il Politecnico di Torino ha censito gli impianti di media e grande taglia (con potenza termica nominale superiore a 100 kw) alimentati a biomasse (Politecnico, 2012).

Le tipologie di impianti censite sono così sintetizzabili:

- termoelettrici ;
- cogenerativi;
- termici a servizio di sistemi di teleriscaldamento
- termici a servizio di singole utenze di medio-grande dimensione

A parte i tre impianti di taglia più grossa (C&T di Airasca, A.S.A. Castellamonte e Provana Calore di Leini) che erano stati già censiti come sorgenti puntuali (cfr. 2.2), attraverso questo studio nella provincia di Torino sono state individuate 16 sorgenti, classificate come 'esistenti' e quindi in funzione.

Sulla base dei consumi attribuiti nel report RENERFOR, sono state quindi stimate le emissioni, calcolate utilizzando i fattori di emissione delle caldaie a legna 'performanti' definiti dal gruppo di lavoro AERA (v. Tab. 13). In assenza dei parametri specifici di sorgente (altezza, temperatura e velocità uscita dei fumi, ecc.), sebbene fosse disponibile la localizzazione puntuale di questi impianti, si è preferito trattare queste emissioni al pari delle emissioni da riscaldamento, cioè come areali su base comunale associate ad uso suolo di tipo edificato.

Queste emissioni, alle quali è stato attribuito un codice SNAP *ad hoc* 02021199 per renderle più facilmente identificabili sono riportate nella seguente tabella:

Tab. 15: Emissioni (t/anno) degli impianti a biomassa censiti da RENERFOR

COMUNE	CO	NMVOC	NH3	NOX	PM10	SO2
BANCHETTE	6.3	0.3	0.0	0.6	0.3	0.1
BEINASCO	9.7	0.5	0.1	0.9	0.5	0.1
CAFASSE	3.8	0.2	0.0	0.3	0.2	0.1
CHIERI	17.9	0.9	0.1	1.6	0.9	0.3
COLLEGNO	5.2	0.3	0.0	0.5	0.2	0.1
FROSSASCO	7.9	0.4	0.1	0.7	0.4	0.1
IVREA	10.7	0.5	0.1	1.0	0.5	0.2
LOMBRIASCO	6.5	0.3	0.0	0.6	0.3	0.1
PEROSA	5.2	0.3	0.0	0.5	0.2	0.1
RIVOLI	13.0	0.6	0.1	1.2	0.6	0.2
SETTIMO	15.8	0.8	0.1	1.4	0.8	0.2
TORINO	30.8	1.5	0.2	2.8	1.5	0.5
TORRE	2.5	0.1	0.0	0.2	0.1	0.0
VICO	11.6	0.6	0.1	1.0	0.6	0.2
VILLAR	3.6	0.2	0.0	0.3	0.2	0.1
VINOVO	7.7	0.4	0.1	0.7	0.4	0.1

2.4.4 Pizzerie con forno a legna

Un ulteriore miglioramento del dataset emissivo si è ottenuto aggiungendo le emissioni derivate dall'attività delle pizzerie a legna, fin qui non considerate dall'inventario piemontese.

Nell'approccio documentato in INEMAR per l'inventario regionale lombardo l'attività dipende dal numero medio di pizzerie per abitante, calcolato come media delle pizzerie presenti negli undici capoluoghi di provincia, rispetto agli abitanti residenti in tali città. Il numero di pizzerie è stato ricavato sulla base dei dati dei locali presenti nei capoluoghi di provincia dall'API, Associazione Pizzerie Italiane, (API, 2001) ed è pari a 5.1 per ogni 10.000 abitanti. Sempre in base ai dati forniti dall'API, le pizzerie con forno a legna sono l'88% del totale e, associando una quota di legna desunta da rilevamenti telefonici a campione presso i proprietari delle pizzerie (250 GJ/a), si giunge a definire il fabbisogno per comune al quale si possono applicare i fattori di emissione selezionati.

In questo studio si è cercato di estendere anche a questa attività l'approccio bottom-up già sperimentato per l'aggiornamento di altri comparti emissivi, un approccio che richiede l'utilizzo di informazioni su base comunale per la definizione delle grandezze necessarie alla stima delle emissioni. Il dato più dettagliato che è stato possibile reperire è il numero di esercizi di ristorazione con servizio al tavolo elaborato per l'anno 2008 dalla Camera di Commercio di Torino. Sulla base di trend nazionali che indicano l'incremento della quota di commercio legata alla pizza rispetto alla ristorazione tradizionale, si è ipotizzato che un locale su tre serva pizza e che l'88% delle pizzerie disponga di un forno a legna.

Il dato di attività così ricavato (numero di pizzerie con forno a legna) risulta, su base provinciale, superiore a quanto si ottiene applicando la metodologia di stima di INEMAR, di circa il 19%. Anche per questa ragione,

per le emissioni di PM10 e VOC in particolare, sono stati selezionati, tra quelli documentati nell'Emission Inventory Guidebook. (<http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009>) e dall'APAT, fattori di emissione più contenuti rispetto ad INEMAR: 190 g/GJ contro 810 g/GJ per il PM10 e 600 g/GJ contro 1200 g/GJ per i VOC.

Per quanto riguarda invece la distribuzione delle emissioni su base comunale, la figura seguente esemplifica la differenza tra le due metodologie: l'utilizzo dei dati della Camera di Commercio produce emissioni più disomogenee, al limite nulle dove non sono registrati locali di ristorazione con servizio al tavolo. Inoltre appare evidente la maggior quantità di emissioni nelle località turistiche montane, dove probabilmente il numero di pizzerie per abitante residente eccede il numero medio utilizzato in INEMAR.

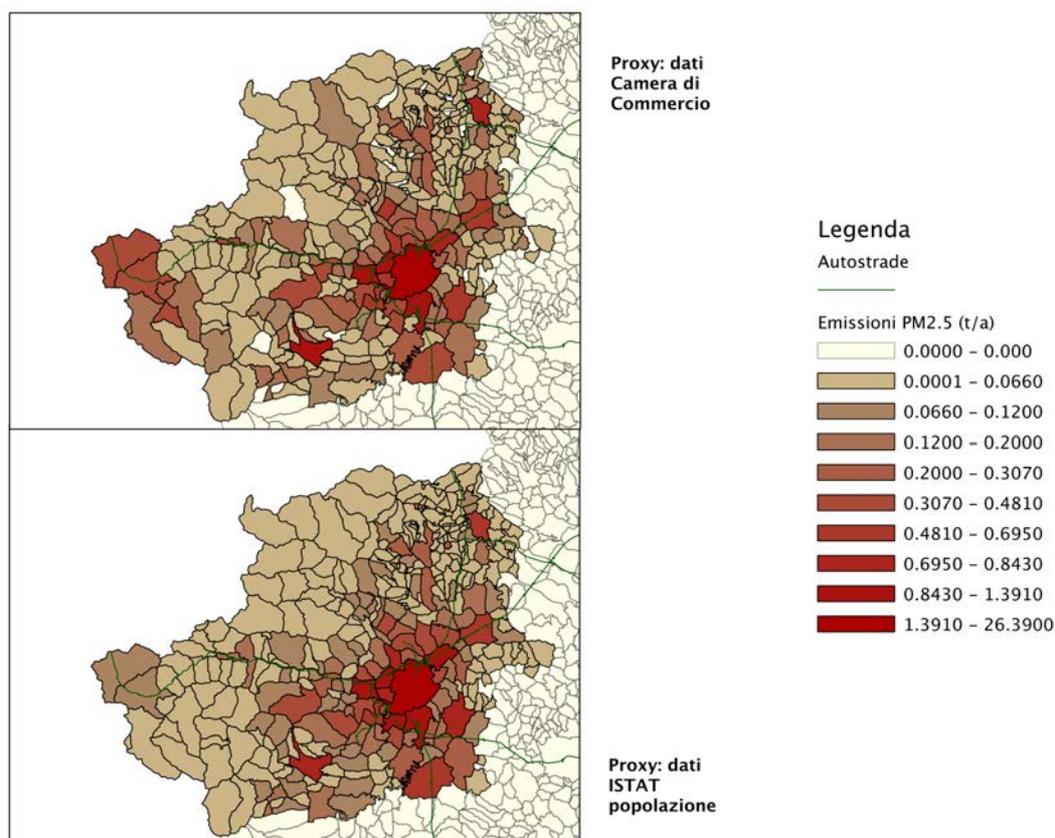


Fig. 36: Emissioni annuali di PM2.5 da pizzerie con forno a legna – Confronto tra la stima basata su dati Camera di Commercio e dati statistici.

Complessivamente all'attività delle pizzerie con forno a legna sono attribuite le seguenti emissioni:

Tab. 16: Emissioni (t/anno) delle pizzerie con forno a legna.

CO	NH3	NMVOC	NOX	PM10	SO2
2464	3.29	197	26.3	60.5	3.29

Su base provinciale, queste emissioni costituiscono il 2% circa delle emissioni di PM10 stimate per la combustione non industriale.

2.4.5 Georeferenziazione delle informazioni relative al teleriscaldamento e definizione del layer per la spazializzazione delle emissioni

Gli impianti e le reti di teleriscaldamento hanno caratteristiche di emissione ed estensione che richiedono una specifica analisi locale.

Per valutare correttamente le ricadute ed i benefici sulla qualità dell'aria locale dovuti a questi impianti sono state svolte le seguenti attività:

- È stato effettuato un censimento delle reti di teleriscaldamento operanti nel territorio nell'anno 2008 sulla base dei dati disponibili in Provincia di Torino (consultando i dati contenuti nel "Piano di sviluppo del teleriscaldamento nell'area di Torino", Settimo Rapporto sull'Energia).
- Per gli impianti non ancora inseriti tra le sorgenti puntuali analizzate nell'attività A1.1 sono state predisposte delle schede conoscitive, finalizzate all'inserimento degli stessi tra le sorgenti puntuali, indipendentemente dalle quantità annuali complessive (soglie). Per ciascuno di questi impianti è stato definito un fattore emissivo utile per ridimensionare annualmente le emissioni in base ai consumi di combustibile;
- È stata quantificata la volumetria e la localizzazione delle utenze servite dalla rete di teleriscaldamento sulla base dei documenti di progetto e delle informazioni rese disponibili dagli operatori del settore.

Nella figura seguente è rappresentata l'estensione della rete di teleriscaldamento nel territorio della Provincia di Torino.

A parte l'area metropolitana, con l'allacciamento di gran parte della zona sud della città di Torino e qualche quartiere di Rivoli, Grugliasco, Collegno, Moncalieri e Settimo, nel 2008 risultavano attive le reti di Leini e Castellamonte e quelle della Alta Val Susa e Val Chisone (Bardonecchia, Pragelato, Cesana/Sansicario e Sestriere).

Sul finire del 2008 è entrato in funzione anche l'impianto CogenPower di Borgaro Torinese ma non è stato considerato in questo studio. Anche i sistemi di TLR del Parco Industriale di Chivasso e del BioIndustry Park di Ivrea non sono stati presi in considerazione, perché risultavano servire esclusivamente utenze industriali.

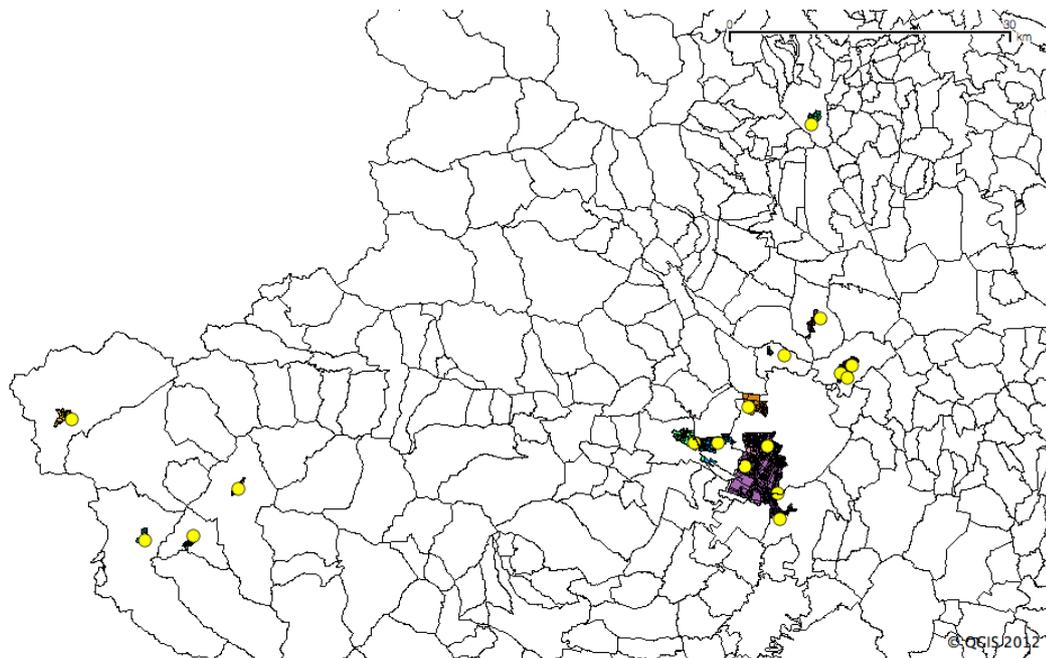


Fig. 37: Distribuzione ed estensione del teleriscaldamento sul territorio provinciale – Anno 2008.

2008				
	Nome	Comune	Operatore	Volumetria (Mm3)
TORINO SUD E CENTRO	MONCALIERI	Moncalieri	IREN	1.98
	TO SUD E MIRAFIORI NORD	Torino	IREN	25.39
	CENTRO	Torino	IREN	12.7
TO NORD	LE VALLETTE	Torino	IREN	2.92
AM NORD-EST	SETTIMO	Settimo	SEI	1.38
AM NORD-OVEST	GRUGLIASCO	Grugliasco	SEI	2.17
	COLLEGNO	Collegno	SEI	0.26
	RIVOLI	Rivoli	SEI	1.2
Sestriere	Sestriere	Sestriere	Metanalpi Sestri	0.8
San Sicario (Cesana)	San Sicario		Metanalpi Sestri	0.55
Bardonecchia	Bardonecchia	Bardonecchi	Metanalpi	1.5
Ivrea	Bioindustry Park		AEG Ivrea	0.06
Castellamonte	ASA		ASA	0.31
Leinì	Leinì		Provana	0.53
Pragelato	Pragelato		Metanalpi Sestri	0.3
Tot Mm3				52.05

Fig. 38: Volumetrie servite dal teleriscaldamento sul territorio provinciale – Anno 2008.

Secondo i dati raccolti, nel 2008 in provincia di Torino risultavano serviti poco più di 52 milioni di metri cubi, includendo l'edilizia residenziale, il terziario pubblico e il terziario commerciale.

A partire da un layer cartografico contenente le informazioni relative alla volumetria residenziale per sezione censuaria, sono state sottratte le volumetrie teleriscaldate in modo da ottenere una distribuzione quanto più realistica possibile delle emissioni residue del Macrosettore 02.

Le informazioni sulla volumetria residua per sezione censuaria hanno dovuto essere incrociate con lo shapefile che descrive l'edificato residenziale per addensare la volumetria residua in corrispondenza dei centri abitati.

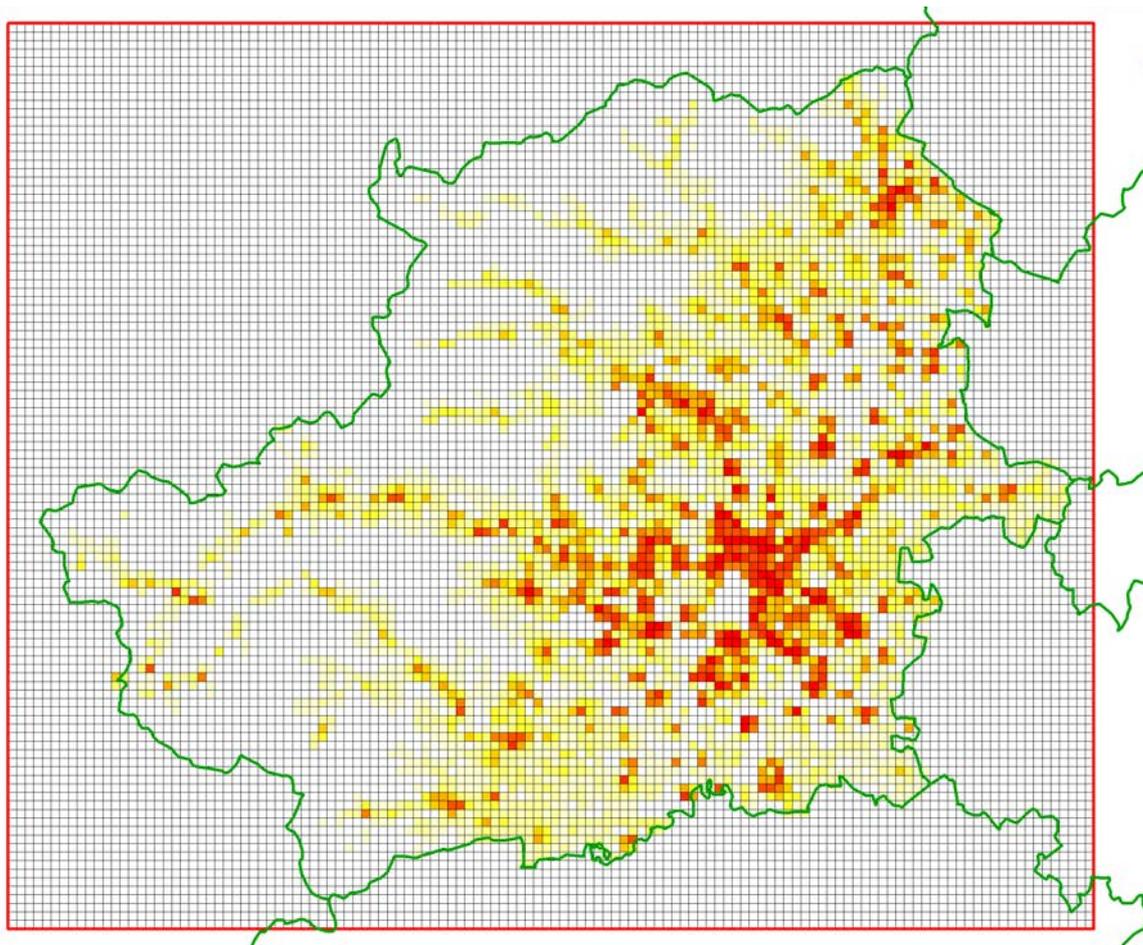


Fig. 39: Nuovo layer per la spazializzazione delle emissioni del Macrosettor02 nella provincia di Torino – Anno 2008.

2.4.6 Confronto con le emissioni del Macrosettor 02 nell'inventario regionale

La figura seguente mostra il confronto tra le emissioni del Macrosettor 02 (Combustione non industriale) stimate per l'anno 2008 con metodologia INEMAR nell'inventario regionale IREA08 e le emissioni stimate con approccio bottom-up in questo studio (ALCOTRA).

Complessivamente si apprezza un incremento per tutti gli inquinanti che varia dal 14% circa per gli ossidi di azoto al 49% per i VOC non metanici. Questi incrementi sono collegati all'aumento dei fabbisogni, sia in termini di combustibile erogato (per il metano) che di consumo di biomassa legnosa stimato da RENERFOR. A proposito della legna occorre sottolineare che in questo studio sono stati utilizzati anche fattori emissivi diversi oltre che informazioni relative alla tipologia di apparecchi impiegati, come appare evidente osservando le differenze tra le emissioni per attività, con la maggior incidenza nella stima ALCOTRA di apparecchi innovativi e a pellet.

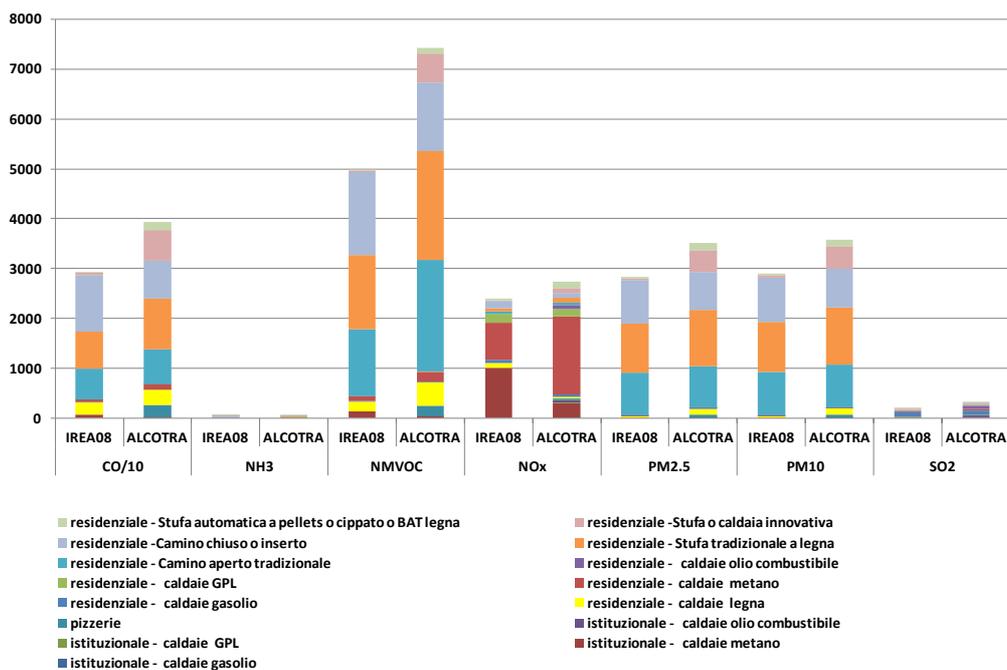


Fig. 40: Confronto tra le emissioni (t/anno) del macrosettore 02 presenti nell’inventario regionale e nel dataset del progetto AERA/ALCOTRA

A livello territoriale, si evidenziano le differenze già commentate nei paragrafi precedenti: un incremento di emissioni di ossidi di azoto distribuite tra la fascia di pianura e quella montana che risulta l’effetto combinato del maggiore metano erogato in alcuni comuni (in particolare nella città di Torino) e di un aumento del consumo stimato di legna.

A questo proposito è bene ricordare che mentre l’attribuzione del gas naturale erogato a livello comunale è stata fatta a partire dall’indagine presso i distributori attivi nel territorio provinciale, ed è in questo senso completamente ‘bottom-up’, l’attribuzione dei consumi di legna segue le superfici riscaldate stimate dalla Regione sulla base dei dati ISTAT 2001 che prossimamente dovrà essere aggiornato ai risultati del censimento 2011.

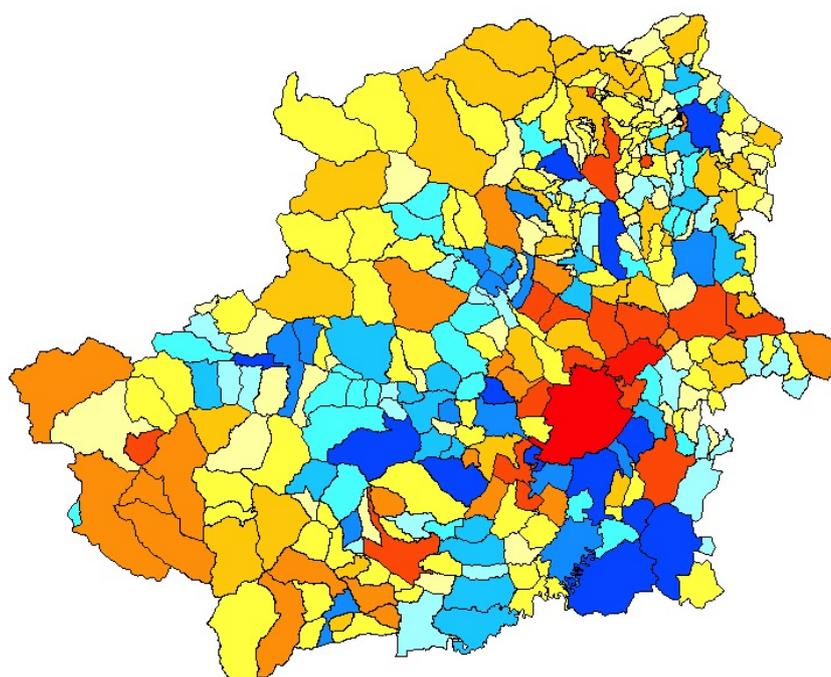
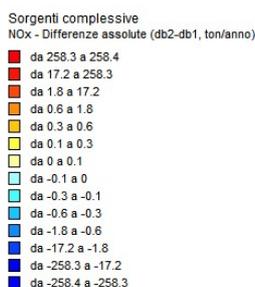


Fig. 41: *Mappa delle differenze delle emissioni di NOx tra AERA e IREA08*

La differenza delle emissioni di PM10 mostra invece un segno positivo in tutti i comuni della Provincia, a causa dell'incremento nel consumo di legna oltre che nell'inclusione di "nuove attività" (pizzerie con forno a legna e uso di olio combustibile), non presenti nel database regionale.

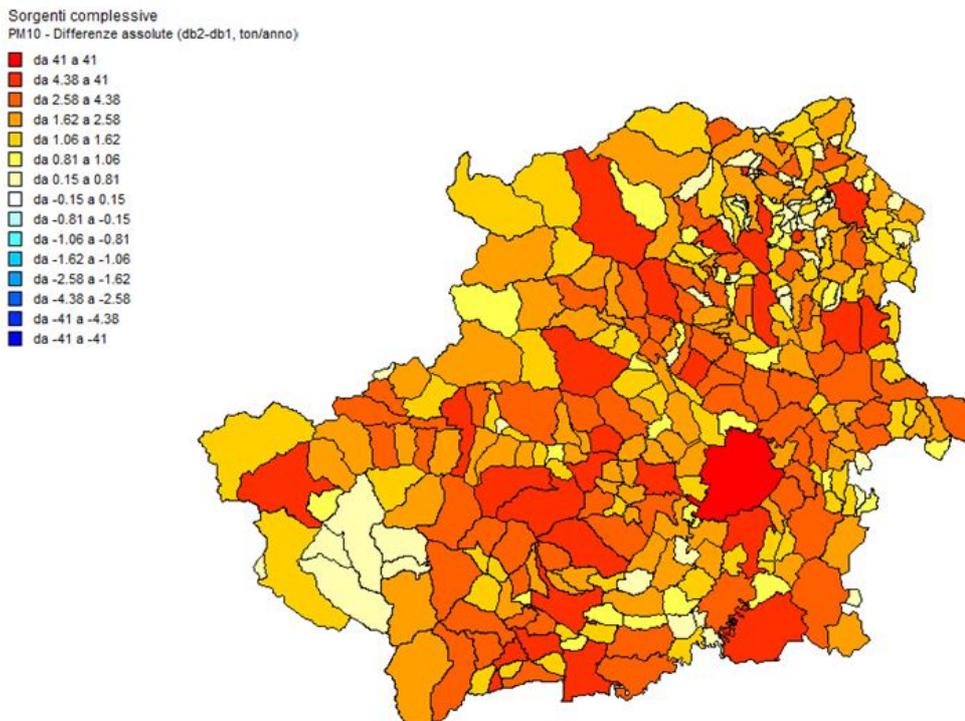


Fig. 42: *Mappa delle differenze delle emissioni di PM10 tra AERA e IREA08*

Nella Fig. 43 sono infine confrontate le emissioni stimate per il Macrosettore 02 nell'inventario regionale relativo all'anno 2007 (IREA 07), che costituisce la base emissiva utilizzata per le valutazioni annuali della qualità dell'aria 2008 (VAQ08 e DVQ08) con l'aggiornamento IREA08 e con la stima effettuata nell'ambito del progetto ALCOTRA/AERA.

Su base provinciale, l'aggiornamento 2008 presenta una riduzione delle emissioni di ossidi di azoto e di biossido di zolfo legata alla diminuzione dei consumi di combustibili fossili, ed un incremento nelle emissioni di tutti gli altri inquinanti, dovuta principalmente all'utilizzo di diversi fattori di emissione per la combustione di legna (IREA08 vs. IREA07, AERA vs. IREA07), alla stima di un maggior fabbisogno soddisfatto con biomassa legnosa (AERA vs. IREA07) e all'inclusione di nuove attività come le piccole reti di TLR a legna e le pizzerie (AERA vs. IREA07 e IREA08).

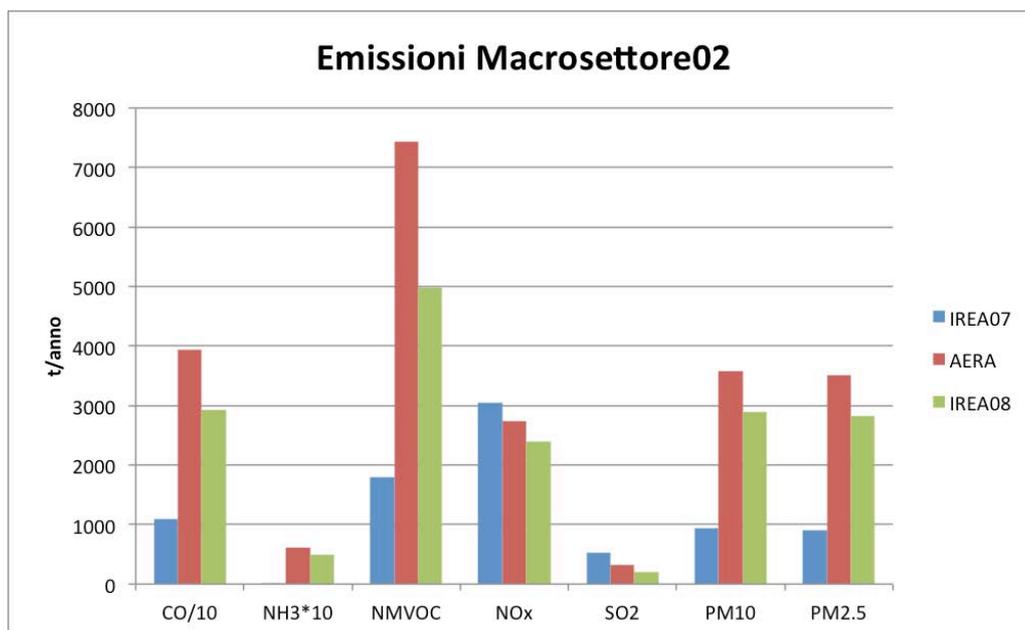


Fig. 43: Confronto tra le emissioni (t/anno) del Macrosettore 02 presenti nell'inventario regionale (IREA08 e IREA07, input alle simulazioni modellistiche DVQ08 e VAQ08) e nel dataset del progetto AERA/ALCOTRA.

2.5 Agricoltura: georeferenziazione delle informazioni relative ad aziende agricole presenti in AIA

L'agricoltura ha un impatto predominante sulle emissioni di ammoniaca, la quale costituisce uno dei precursori del particolato secondario. L'ammoniaca gassosa reagisce in atmosfera con acido nitrico e acido solforico, a loro volta prodotti secondari delle emissioni di ossidi di azoto e di zolfo, con la formazione di sali (nitrate e solfato di ammonio), che costituiscono la frazione inorganica preponderante del PM10.

Il nitrato di ammonio, generato dalle trasformazioni in atmosfera dell'ammoniaca, rappresenta una frazione del particolato totale che in pianura padana può essere superiore al 35% (Matta et al., 2003). È dunque fondamentale conoscere con il miglior dettaglio possibile questa fonte di emissioni inquinanti, sia in termini di emissioni assolute che di variabilità temporale, anche allo scopo di realizzare analisi di scenario in cui sia previsto un contenimento delle emissioni agricole, attraverso la diffusione di buone pratiche di coltivazione ed allevamento.

Nell'area di indagine non sono disponibili misure della concentrazione di ammoniaca in atmosfera. Monitoraggi condotti in Lombardia mostrano la presenza di variazioni notevoli nei valori misurati sia su scala spaziale che su scala temporale, con concentrazioni medie di periodo ampiamente superiori a $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nel sito rurale durante la stagione estiva (Angelino E. et al., 2012). Anche per le emissioni di ammoniaca, la valle del Po si rivela una delle aree più critiche, come dimostrato dalle misure spettroscopiche raccolte dal satellite IASI/MetOP (ammoniaca colonnare), che individuano l'area come uno degli hot-spot sulla superficie terrestre (Clarisse L. et al., 2009):

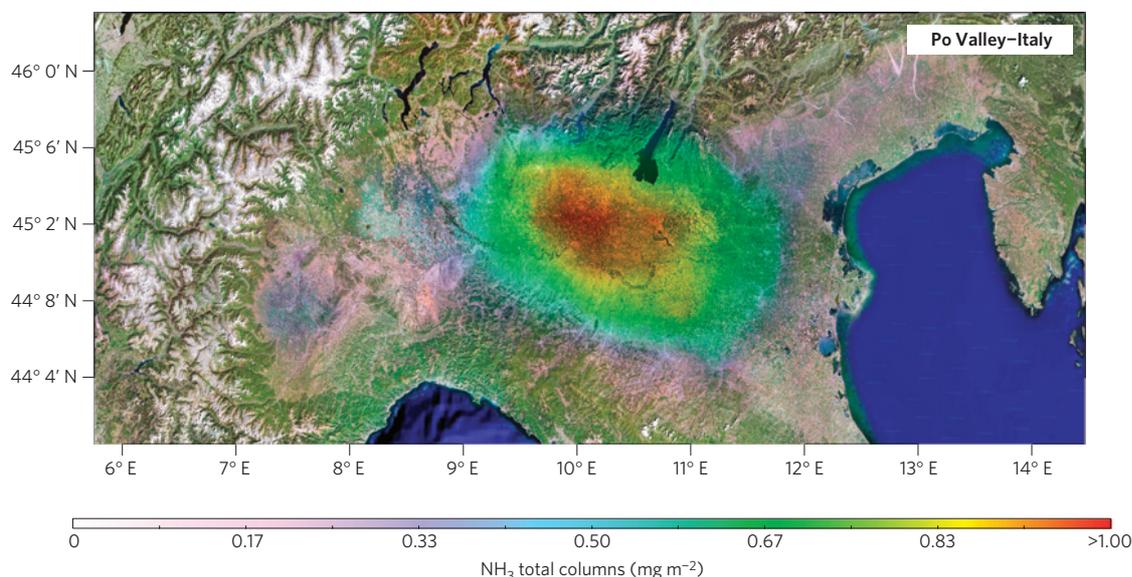


Fig. 44: Concentrazioni di ammoniaca colonnare derivate dalle misure spettroscopiche del satellite IASI nell'anno 2008 (Clarisse L. et al., 2009).

Limitandosi al territorio piemontese, le concentrazioni più elevate si riscontrano in aree agricole, nella pianura a sud di Torino verso Cuneo, e ad est, nel vercellese e novarese.

Nell'inventario regionale le emissioni del comparto agricolo (Macrosettore 10) sono calcolate in base ad indicatori di tipo statistico e trattate esclusivamente come sorgenti diffuse, su base comunale. In fase di modellazione, queste emissioni sono poi spazializzate in funzione della classificazione d'uso del suolo.

Dal momento che il territorio della provincia di Torino, al di fuori dell'area metropolitana, ha vocazione agricola, in questo progetto pilota si è proceduto all'analisi delle emissioni di ammoniaca associate all'attività di 'Gestione dei reflui zootecnici in agricoltura' (settore SNAP 1009), proponendosi di valutare quale effetti, in termini di modellistica della qualità dell'aria, si hanno nel dettagliare maggiormente questo tipo di emissioni, dal punto di vista geografico, temporale e chimico.

2.5.1 Inquadramento emissivo e metodologia di lavoro

Nell'inventario regionale di riferimento (IREA07), le emissioni di ammoniaca della Provincia di Torino sono per il 93% ascrivibili ad attività agricole. La fetta più consistente (8900 t/a circa su 11250 t/a totali) sono dovute alla gestione dei reflui zootecnici (SNAP 1009). Sul totale delle emissioni associate alla gestione dei reflui, il 47% circa è imputata all'allevamento di bovini, il 28% alle mucche da latte e l'11% circa ai suini.

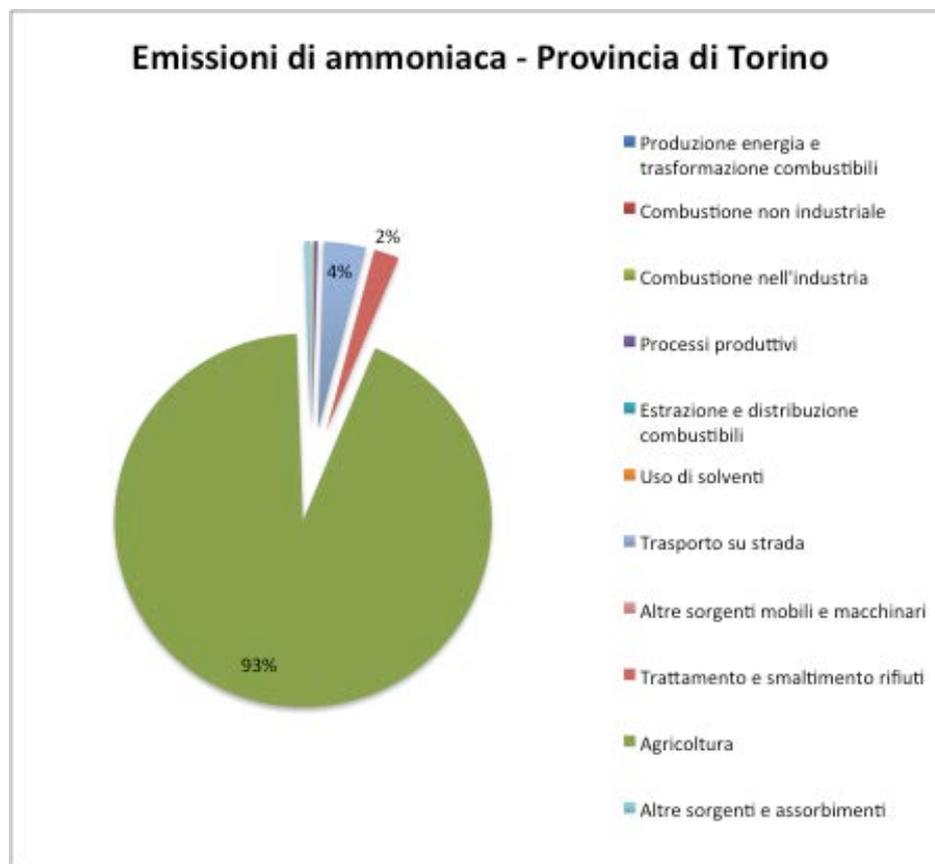


Fig. 45: Ripartizione delle emissioni di ammoniaca della Provincia di Torino (fonte IREA07).

Per procedere all'aggiornamento all'anno 2008:

- sono stati acquisiti i dati degli animali presenti in Anagrafe Agricola, su base comunale;
- insieme ai tecnici del Servizio Agricoltura della Provincia, è stata analizzata la congruità degli stessi, in relazione alla presenza di grossi allevamenti;
- è stata reperito il dato relativo alla Superficie Agricola Utile, su base comunale, ripartita in zona vulnerabile a nitrati e non;
- è stata stimata la quantità di azoto al campo associata agli animali 'residenti' in ogni comune e verificata la disponibilità di superficie agricola teorica per lo spandimento, tenendo conto dei limiti imposti dalla normativa vigente (170 kg/ha in ZVN e 340 kg/ha al di fuori);
- sono state georeferite le informazioni relative agli allevamenti in possesso di Autorizzazione Integrata Ambientale, sottraendo dal totale comunale il numero medio di capi presenti in allevamento;
- sono stati applicati i Fattori di Emissione INEMAR al residuo di capi per stimare le emissioni di ammoniaca comunali, poi suddivise per il 40%,20% e 40% tra stabulazione, stoccaggio e spandimento in modo da poter applicare profili più realistici di modulazione temporale nell'anno.

2.5.2 Allevamenti in possesso di Autorizzazione Integrata Ambientale

Nel database delle aziende sottoposte al procedimento di Autorizzazione Integrata Ambientale sono state reperite informazioni relative a 37 allevamenti, in particolare la localizzazione della sede operativa, la tipologia di allevamento ed il numero medio di capi vivi nel corso dell'anno.

Per la stima delle emissioni ci si è basati sui valori massimi riportati nell'autorizzazione, già definiti tenendo conto delle migliori tecniche disponibili impiegate dalle aziende per minimizzare l'impatto delle emissioni. La stima, ottenuta applicando il software NetIPPC, sviluppato dal Centro Ricerche e Produzioni Animali (C.R.P.A.), è già suddivisa nelle quantità attribuibili a stabulazione, stoccaggio e spandimento. Nei casi in cui la lettiera è interamente ceduta, per esempio, sono nulle le emissioni relative a stoccaggio e spandimento.

Dal punto di vista spaziale (v. Fig. 46), le emissioni da stabulazione e stoccaggio sono state associate ad un'area di raggio 500 m centrata sulla sede operativa dell'azienda, mentre per lo spandimento si è definito un bacino potenziale molto più ampio (di raggio 10 km), considerando una distanza media di conferimento dei reflui a terreni agricoli riferibili all'azienda ma non necessariamente di prossimità.

L'attribuzione finale delle emissioni alla griglia di calcolo ha infine tenuto conto dell'uso del suolo, cioè della SAU disponibile in ogni cella, come spiegato in un paragrafo successivo.

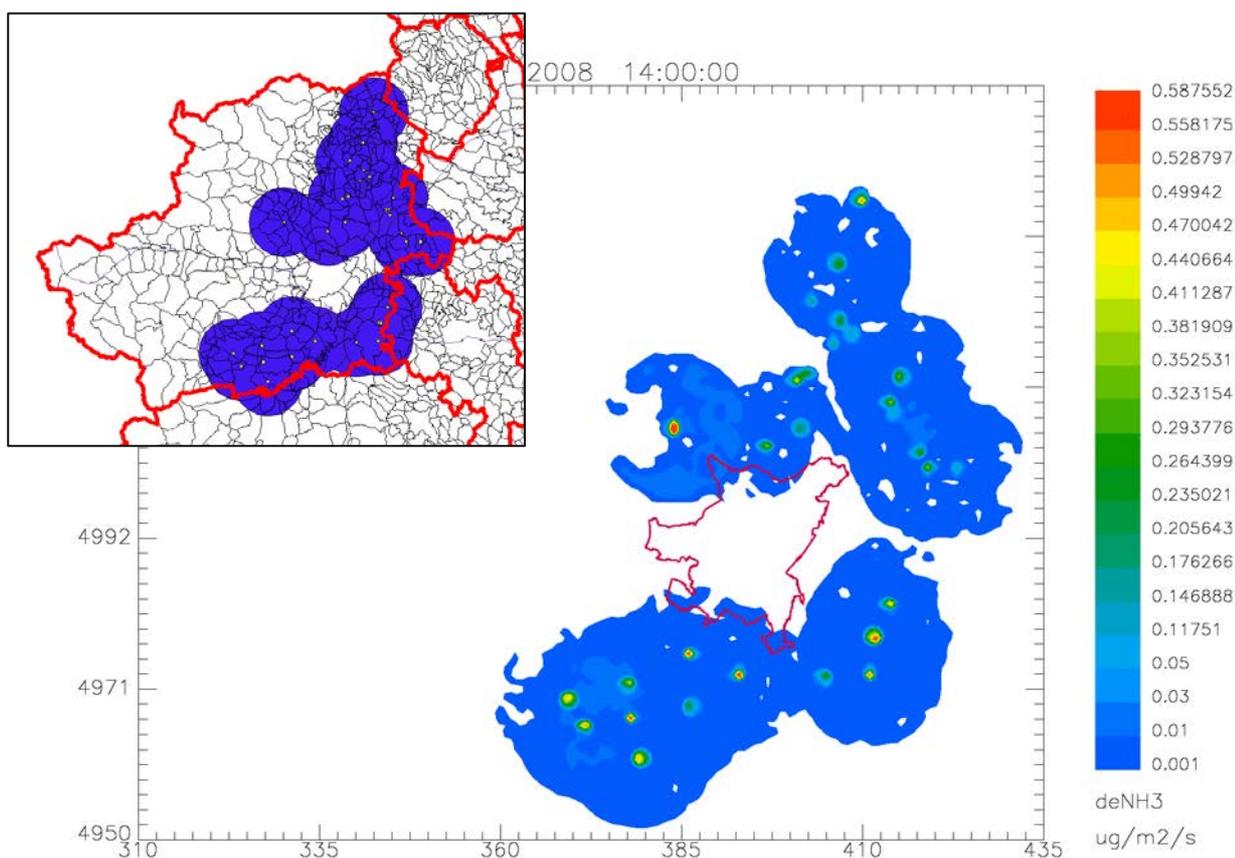


Fig. 46: Tematismo cartografico relativo alla distribuzione delle emissioni delle Aziende Agricole in AIA. In alto a sinistra è indicata la localizzazione delle aziende e l'area di influenza per l'uso agronomico dei reflui (in blu). A destra il flusso emissivo orario di ammoniaca, che mostra intensità maggiore nei siti aziendali (raggio 500 m) per la stabulazione e lo stoccaggio e tiene conto della presenza di superficie agricola utilizzabile nell'area di influenza (raggio 10 km) per le emissioni da spandimento.

L'analisi delle informazioni delle aziende in AIA ha mostrato che il 47% delle emissioni da reflui sono associate a stabulazione, il 26% e 27% rispettivamente a stoccaggio e spandimento.

2.5.3 Aggiornamento delle emissioni di ammoniaca associate alla gestione dei reflui zootecnici

La pratica comune di conferire i reflui non necessariamente a terreni di prossimità e la presenza di estese aree vulnerabili a Nitrati potrebbe invalidare l'attuale approccio su base comunale, poiché in presenza di grandi aziende agricole potrebbe mancare terreno per lo spandimento nello stesso comune. Prima di procedere si è pertanto fatto una verifica di congruità, stimando, per ogni comune, la quantità di azoto al campo dovuta ai capi registrati in anagrafe agricola come 'residenti' in quel comune.

La figura seguente, che mostra la distribuzione di azoto al campo per i comuni della provincia di Torino calcolata rispetto alla superficie comunale, indica la presenza di aree potenzialmente in deficit di terreno agricolo.

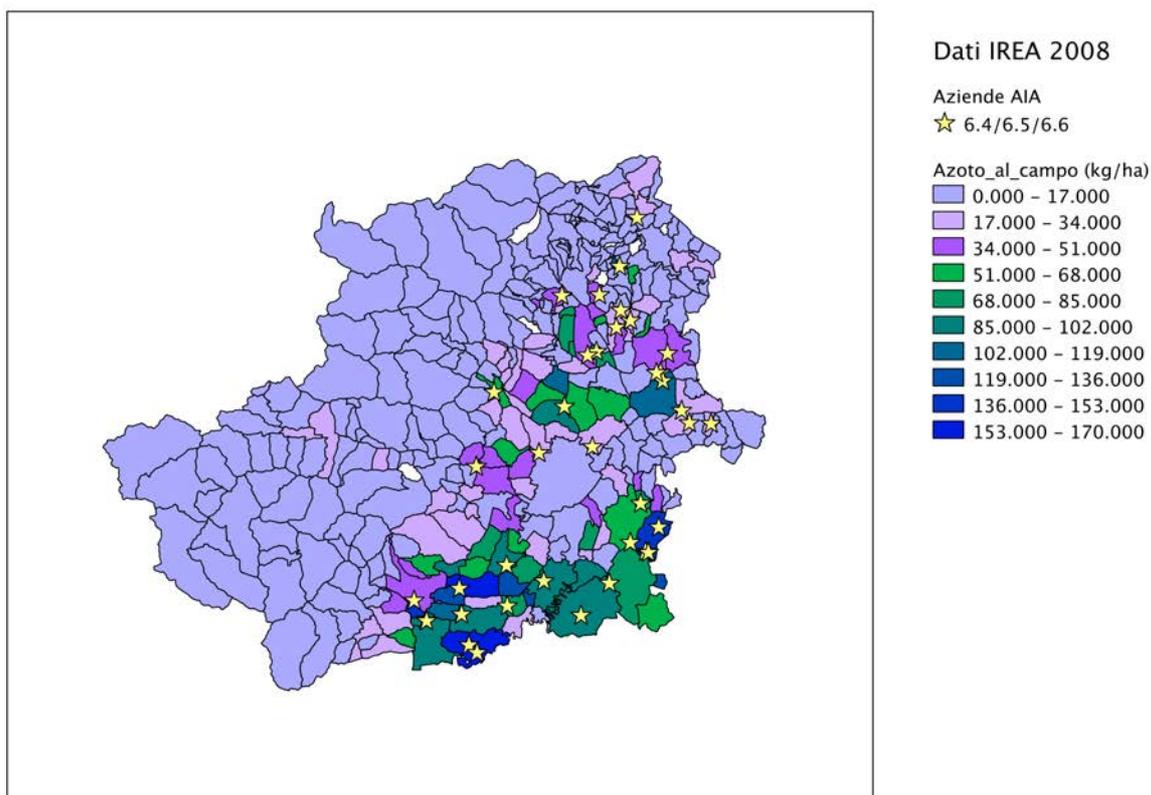


Fig. 47: Ripartizione delle emissioni di ammoniaca della Provincia di Torino (fonte IREA07).

Considerando in effetti le superfici agricole utilizzabili e la quantità di azoto conferibile (tenendo conto dei limiti imposti all'azoto ai campi in Zone Vulnerabili a Nitrati) si sono evidenziate criticità in una decina di comuni. In tutti i casi erano presenti allevamenti AIA e quindi la spazializzazione su area vasta descritta nel paragrafo precedente ha risolto il problema.

A valle della georeferenziazione delle aziende agricole più rilevanti, soggette ad AIA, è stato quindi rideterminato il numero di capi d'allevamento su base comunale. Infine, sono stati applicati i fattori di emissione standard usati per la compilazione dell'inventario regionale (riportati in tabella seguente) e le emissioni complessive sono state suddivise per il 40%, 20% e 40% tra stabulazione, stoccaggio e spandimento in modo da poter applicare profili più realistici di modulazione temporale nell'anno.

Tab. 17: Fattori di emissione per la stima delle emissioni di ammoniaca da gestione dei reflui zootecnici (fonte: InemarWiki)

ATTIVITÀ	NOME	FE (g NH ₃ /capo*anno)
1	Vacche da latte	4.85E+04
2	Altri bovini	2.15E+04
3	Maiali da ingrasso	5.83E+03
4	Scrofe	1.27E+04
5	Pecore	6.75E+02
6	Cavalli	5.99E+03
7	Galline ovaiole	2.21E+02
8	Pollastri	1.53E+02
9	Altri avicoli (anatre oche ...)	3.52E+02
10	Animali da pelliccia	-
11	Capre	6.75E+02
12	Asini e Muli	5.99E+03
13	Cammelli	-
14	Bufalini	4.22E+04
15	Altro	-
16	Conigli	5.45E+02
17	Struzzi	-

Complessivamente, le emissioni di ammoniaca stimate con questo approccio (che rappresenta un mix di bottom-up e top-down) risultano inferiori sia a IREA07 che ad IREA08, anche se la variazione sul totale delle emissioni di ammoniaca del macrosettore 10 è inferiore al 5%.

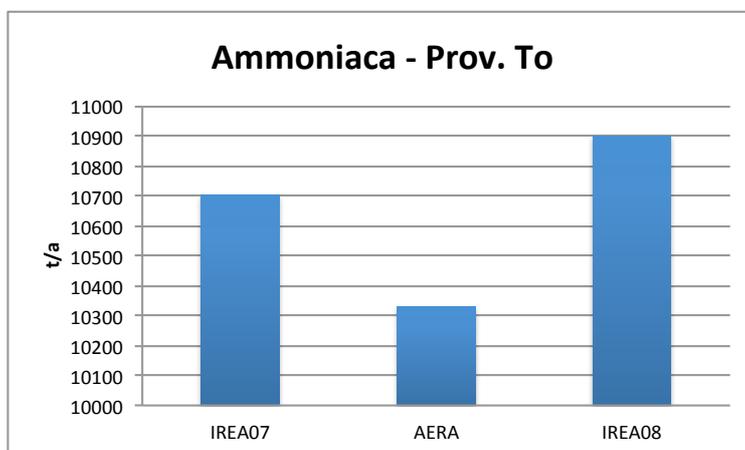


Fig. 48: Confronto tra le emissioni di ammoniaca dal Macrosettore 10 nella Provincia di Torino secondo l'inventario regionale (IREA07 e IREA08) e la nuova stima AERA.

2.5.4 Modulazioni temporali e definizione di un nuovo layer cartografico per la spazializzazione delle emissioni

Come discusso nei paragrafi precedenti, le emissioni di ammoniaca associate alla gestione dei reflui sono state ripartite in tre categorie:

- Stabulazione (con quinto livello SNAP uguale ad 1);
- Stoccaggio (con quinto livello SNAP uguale a 2);
- Spandimento (con quinto livello SNAP uguale a 3).

Nella Fig. 49 viene presentato un confronto tra le modulazioni temporali adottate nel run di base (VAQ08 e DVQ08) e quelle definite in questo run di test sulla base delle tipicità di produzione e impiego dei reflui nell'agricoltura piemontese.

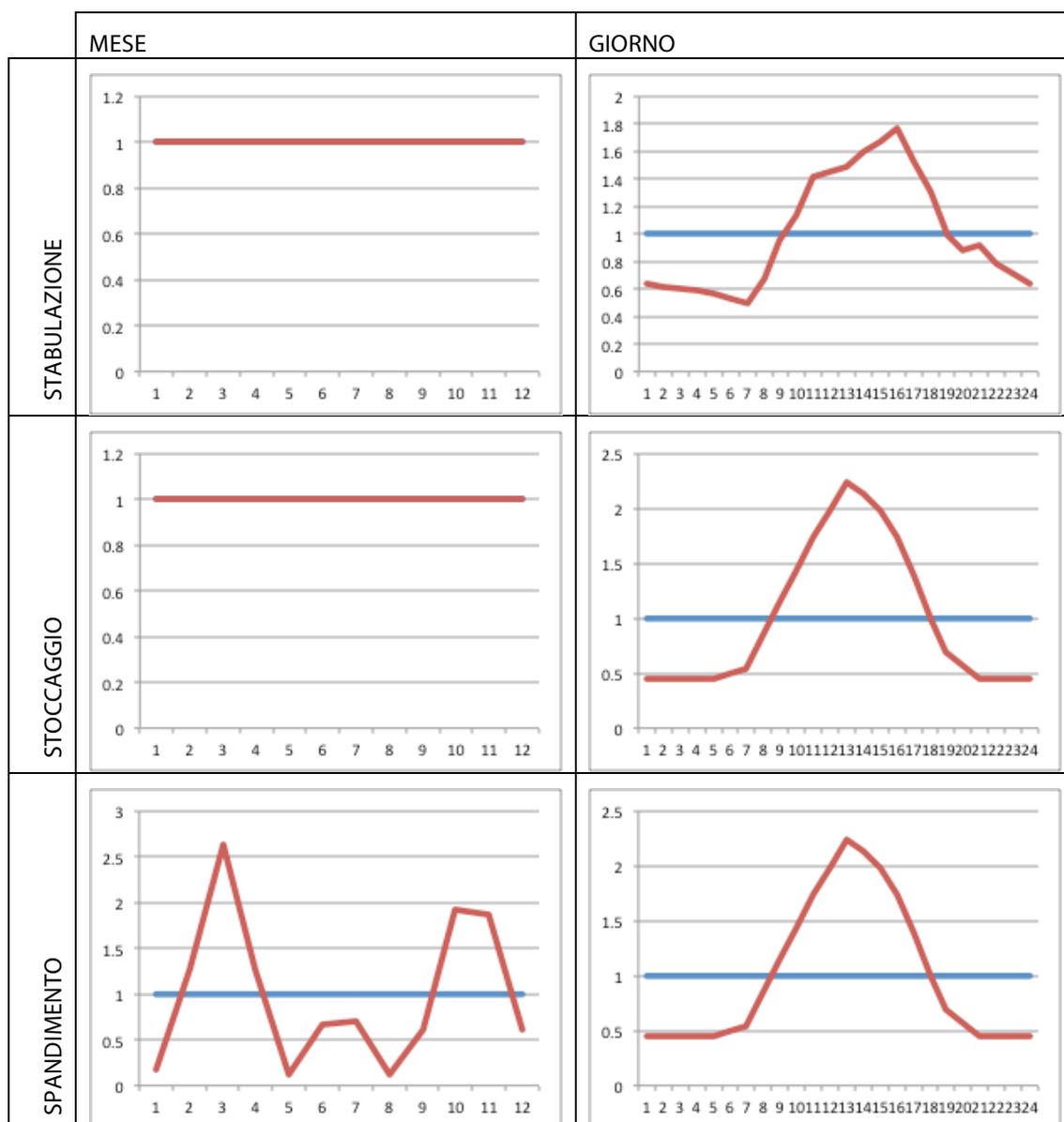


Fig. 49: Modulazioni applicate alle emissioni di ammoniaca della zootecnia: in rosso, le modulazioni usate nel presente studio, in blu quelle applicate nella VAQ08.

Nel corso dell'anno è stata ipotizzata una costanza nelle emissioni legate all'allevamento degli animali, mentre è stata presa in considerazione una variazione delle emissioni dovute allo spandimento dei reflui nei campi che tiene conto sia del regolamento regionale approvato a seguito dell'entrata in vigore della cosiddetta 'Direttiva Nitrati'

(Provincia di Torino, 2009), con il divieto di conferimento in campo nel periodo invernale compreso tra il 15 novembre ed il 15 febbraio, sia del calendario delle semine delle colture più diffuse sul territorio provinciale (mais, triticale, ecc.), in base all'estensione delle superfici agricole destinate alle diverse colture. Il profilo di modulazione mostra così un picco all'inizio della primavera ed un secondo massimo, meno pronunciato, nel periodo autunnale, a causa della concimazione effettuata dopo il raccolto del mais.

Per quanto riguarda l'emissione nel corso della giornata (a destra in Fig. 49), è stata introdotta una dipendenza dalla temperatura diurna nelle emissioni legate a stoccaggio e spandimento. L'ammoniaca associata alla stabulazione mostra invece una dipendenza dal ciclo sonno-veglia degli animali. La forma del profilo (che potrebbe dipendere anche da fattori specifici quali l'orario di somministrazione del cibo o alterazioni artificiali dell'estensione dei periodi di luce) riproduce i risultati di un monitoraggio sulle concentrazioni di ammoniaca presenti in un allevamento di bovini, reperito in letteratura (Flesch et al., 2007).

Date le caratteristiche delle attività, non sono state prese in considerazione variazioni nel corso della settimana, tra giorni feriali e festivi.

Per quanto riguarda la spazializzazione della quota di ammoniaca associate allo spandimento dei reflui (il 40% del totale) è stato definito uno specifico layer cartografico a partire dall'insieme delle superfici aziendali destinate all'utilizzo agricolo (SAU), cioè. le superfici investite a seminativi, coltivazioni legnose agrarie, prati permanenti e pascoli, a vivai. All'interno della SAU è stata pesata in maniera minore l'area agricola ricadente in Zona Vulnerabile a Nitrati, dove è limitata ad un terzo la quantità di nitrato spandibile per ettaro.

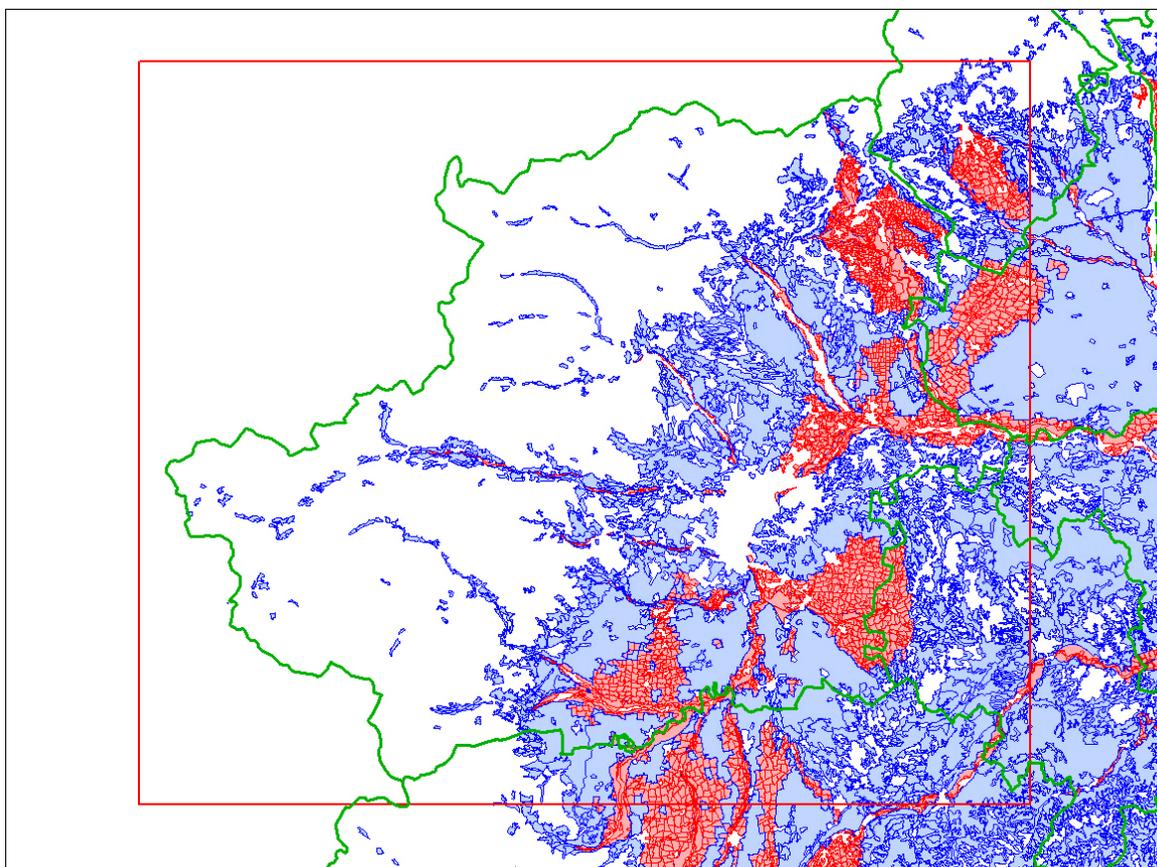


Fig. 50: Tematismo cartografico relativo alla distribuzione di Superficie Agricola Utile (SAU), in blu, e all'estensione delle aree ricadenti in ZVN e fasce di rispetto fluviale, suscettibili di limitazioni nel conferimento di reflui secondo il Regolamento Regionale.

Nell'attribuzione delle emissioni alla griglia (v. Fig. 51) viene così tenuto conto dei contenuti della Direttiva Nitrati, addensando le emissioni di ammoniaca sulla parte di SAU non soggetta a restrizioni.

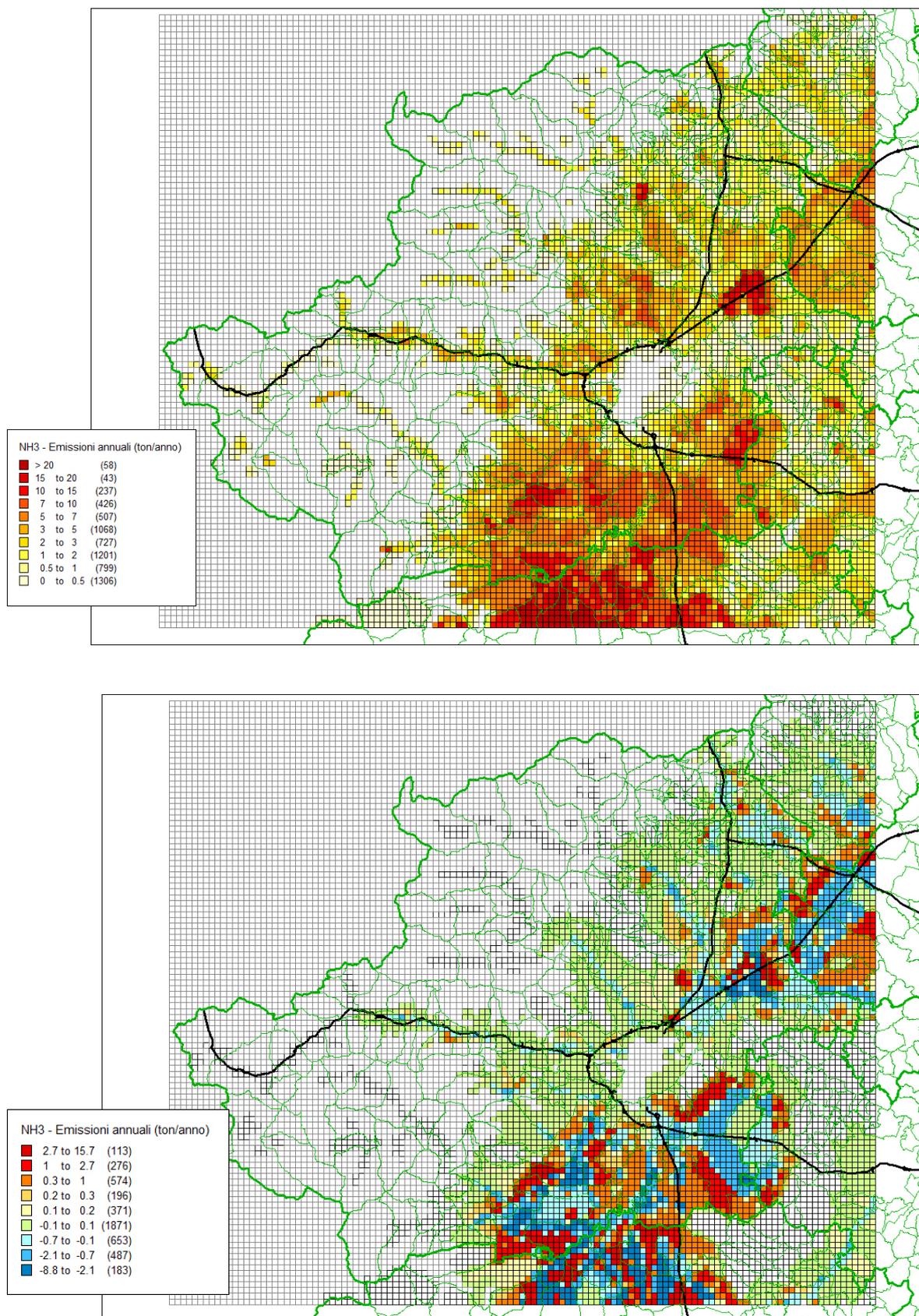


Fig. 51: Spazializzazione ad 1 km delle emissioni di ammoniaca sulla Superficie Agricola Utile, tenendo conto delle Zone Vulnerabili a Nitrati (in alto). In basso, la differenza con la spazializzazione che si avrebbe tenendo conto solo della SAU.

3 Simulazioni con discesa di scala con catena diagnostica (A2)

Lo scopo principale di questa attività è la traduzione delle informazioni raccolte e organizzate nel corso dell'attività A1 in un set di dati di input ai modelli, eventualmente utilizzabili da Arpa Piemonte per le sue attività istituzionali di monitoraggio e di valutazione sulla qualità dell'aria e supporto alla Regione Piemonte e agli Enti Locali nella pianificazione di settore.

Al fine di valutare l'opportunità dell'introduzione di queste modifiche all'input emissivo, per ogni macrosettore che ha subito un aggiornamento nella fase A1 sarà eseguito un test sulla catena modellistica diagnostica estesa al dominio provinciale e saranno analizzati gli effetti sulla simulazione delle concentrazioni, espressi quantitativamente in termini di indicatori statistici e indicatori di qualità, secondo quanto suggerito all'interno dell'iniziativa FAIRMODE promossa dalla Commissione Europea (EEA, 2011).

I test potranno essere utilizzati da Arpa Piemonte per valutare l'opportunità dell'eventuale estensione del progetto pilota a tutto il dominio regionale.

3.1 Attività preliminari: individuazione del dominio di calcolo, dei periodi temporali per i test e proposta di un set di indicatori statistici per la verifica dei miglioramenti ottenuti

L'attività di test sulla catena diagnostica è svolta in stretta collaborazione con Arpa Piemonte, che ha fornito sia i campi di output della VAQ2008 (utilizzati come condizioni iniziali e al contorno e come base per il confronto) sul dominio regionale che i dati di input alla VAQ2008 (campi meteorologici e input emissivi).

In particolare, per le emissioni esterne al confine provinciale, per le quali non sono previsti aggiornamenti, si continuerà a fare riferimento ai dati di input della VAQ2008, basati sull'IREA2007.

3.1.1 Dominio di calcolo

Nella scelta del dominio di calcolo si è inteso valorizzare attività di studio precedentemente condotte sul territorio provinciale, in particolare per quanto riguarda l'analisi delle caratteristiche anemologiche e la costruzione di un database meteorologico alla risoluzione spaziale di 1 km (S. Finardi, 2003).

Le simulazioni di test sulla catena diagnostica e sulla catena prognostica saranno quindi realizzate nel dominio rappresentato in Fig. 52, che copre l'intero territorio provinciale, già impiegato in passato.

L'area su cui sono condotte le simulazioni ha le seguenti proprietà:

- Coordinata UTM32 del punto SW: (310000, 4950000)
- Risoluzione orizzontale: 1000 m
- Estensione lungo x: 126 km
- Estensione lungo y: 106 km

Le caratteristiche verticali del dominio sono invece mutate dalle simulazioni condotte da Arpa Piemonte. La griglia di calcolo si estende su 16 livelli fino a circa 8000 m di quota, con le altezze di centro cella distribuite rispettivamente a 10.0, 25.0, 47.5, 81.3, 131.9, 207.8, 321.7, 492.6, 748.9, 1133.3, 1710.0, 2574.9, 3872.4, 5072.4, 6272.4, 7472.4 metri.

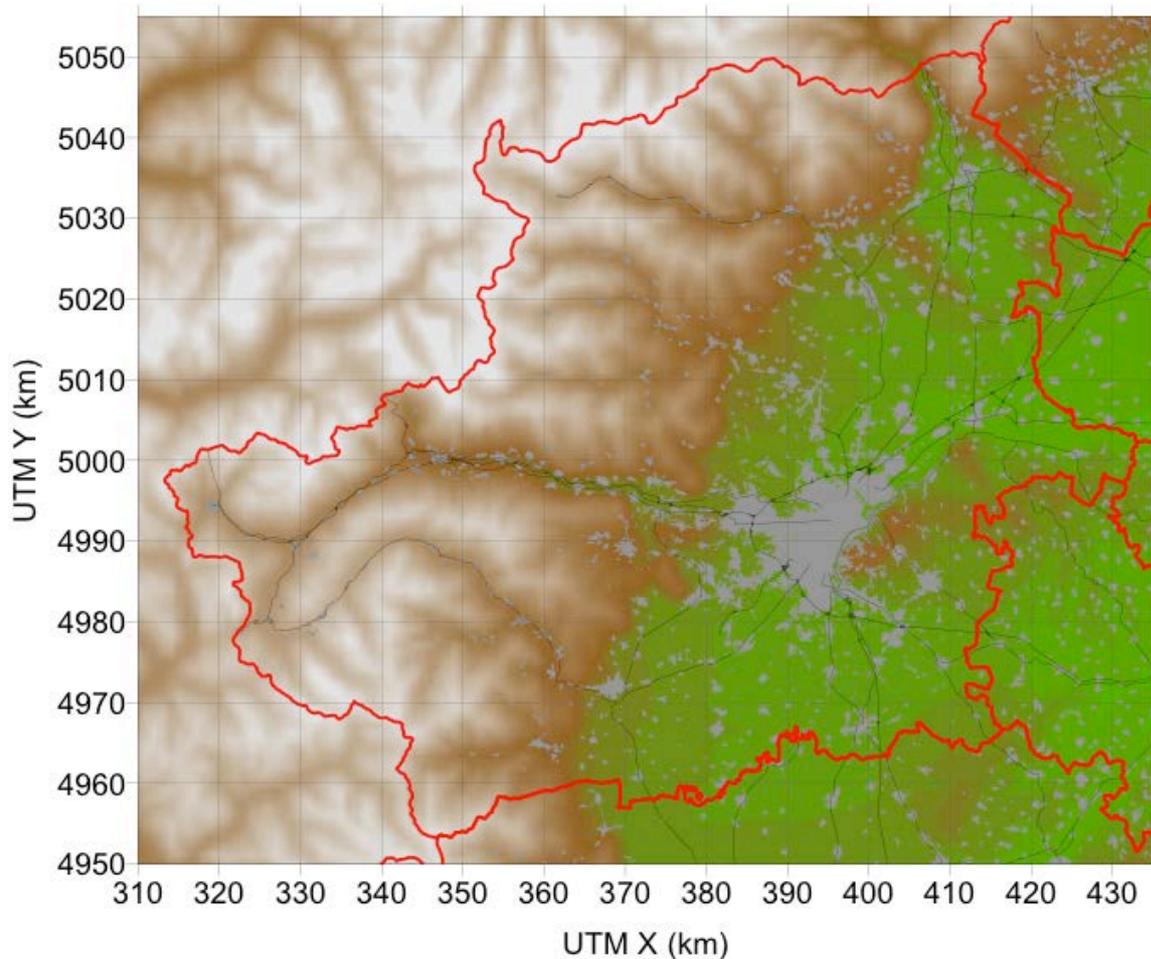


Fig. 52: Dominio di calcolo: nella mappa sono indicati in rosso i confini provinciali, in nero le principali arterie di comunicazione viaria, in grigio l'estensione delle aree urbanizzate.

3.1.2 Individuazione dei periodi temporali ottimali per le simulazioni di test

Le simulazioni di test verranno effettuate in due periodi di circa un mese, rappresentativi delle condizioni meteorologiche che si presentano tipicamente in inverno, con persistente accumulo di inquinanti al suolo, ed in estate, con episodi di forte insolazione che favoriscono la formazione di ozono.

Nella scelta dei periodi si è dovuto prestare una particolare attenzione al verificarsi delle condizioni meteorologiche più adatte a valutare l'efficacia della metodologia suggerita per la trattazione dinamica di alcune emissioni, come descritto al paragrafo 4.

In particolare era necessario individuare:

- un periodo invernale con temperature anomale rispetto alla media climatologica per poter testare la rimodulazione delle emissioni di riscaldamento in chiave dinamica;
- un periodo con precipitazioni di varia intensità per poter testare il modulo per la trattazione dinamica del fenomeno di risospensione;
- un periodo con aperture/chiusure scolastiche per testare la distinzione tra il traffico di un giorno feriali in periodo scolastico e non scolastico.

Per la scelta dei periodi di studio sono state analizzate le serie temporali delle variabili temperatura, radiazione solare, precipitazioni e intensità del vento, misurate presso le stazioni di Torino Giardini Reali e Torino Consolata.

L'inquadramento complessivo dell'anno 2008 è presentato nella relazione 'Uno sguardo all'aria – Anno 2008' (Provincia di Torino, 2009).

La temperatura media annuale nel 2008 è risultata di 13.5 °C, in linea con la media del decennio precedente (13.6 °C). Il 2008 è stato invece molto più piovoso della media, sia in termini di precipitazioni totali (1166 mm contro 773 mm di media) che di giorni piovosi (103 giorni rispetto ad una media di 65).

Il confronto tra la distribuzione delle temperature medie mensili e i corrispondenti valori climatologici riferiti al decennio precedente, riportati in Fig. 53, mostrano che il semestre inverno- autunno è stato più caldo della media (ad eccezione del mese di dicembre) mentre primavera - estate sono stati più leggermente più freddi.

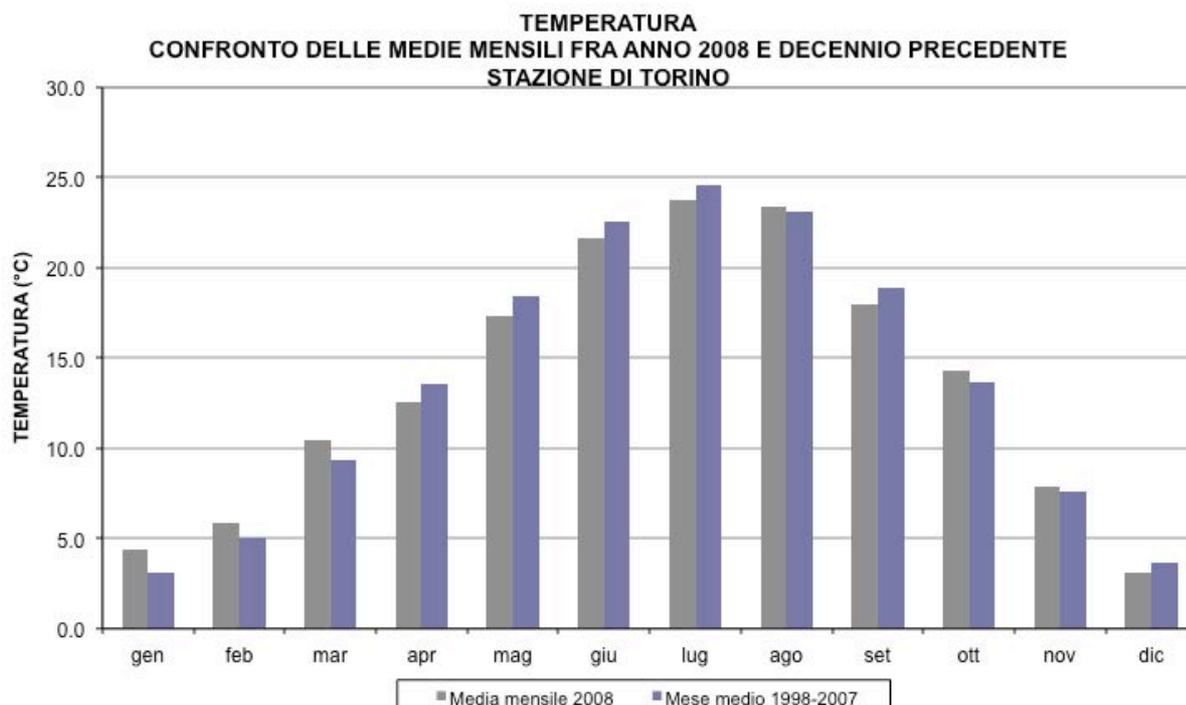


Fig. 53: Valori medi mensili di temperatura per l'anno 2008 e per il decennio 1998-2007, stazione di Torino Giardini Reali (Fonte: Arpa Piemonte).

Il mese di dicembre, il più freddo nell'anno 2008, è stato interessato anche da precipitazioni atmosferiche, sia piovose che nevose, di anomala intensità, a differenza di quanto succede abitualmente nell'area torinese, caratterizzata da mesi invernali piuttosto secchi e meteorologicamente stabili (v. Fig. 54).

Per la rappresentatività del periodo simulato, la scelta dell'episodio invernale ha quindi dovuto concentrarsi sui primi mesi dell'anno, in particolare sul mese di febbraio, durante il quale si sono verificate temperature più vicine ai minimi climatologici (v. Fig. 55).

L'intervallo ottimale per la simulazione dell'episodio estivo fa riferimento al periodo a cavallo tra maggio e giugno che:

- mescola le ultime due settimane di apertura scolastica previste dal calendario scolastico regionale con due settimane di chiusura;
- presenta frequenti precipitazioni di intensità anche notevole fino alla prima decade di giugno;
- è caratterizzato da temperature insolitamente alte nella seconda decade di giugno fino alla fine del mese circa.

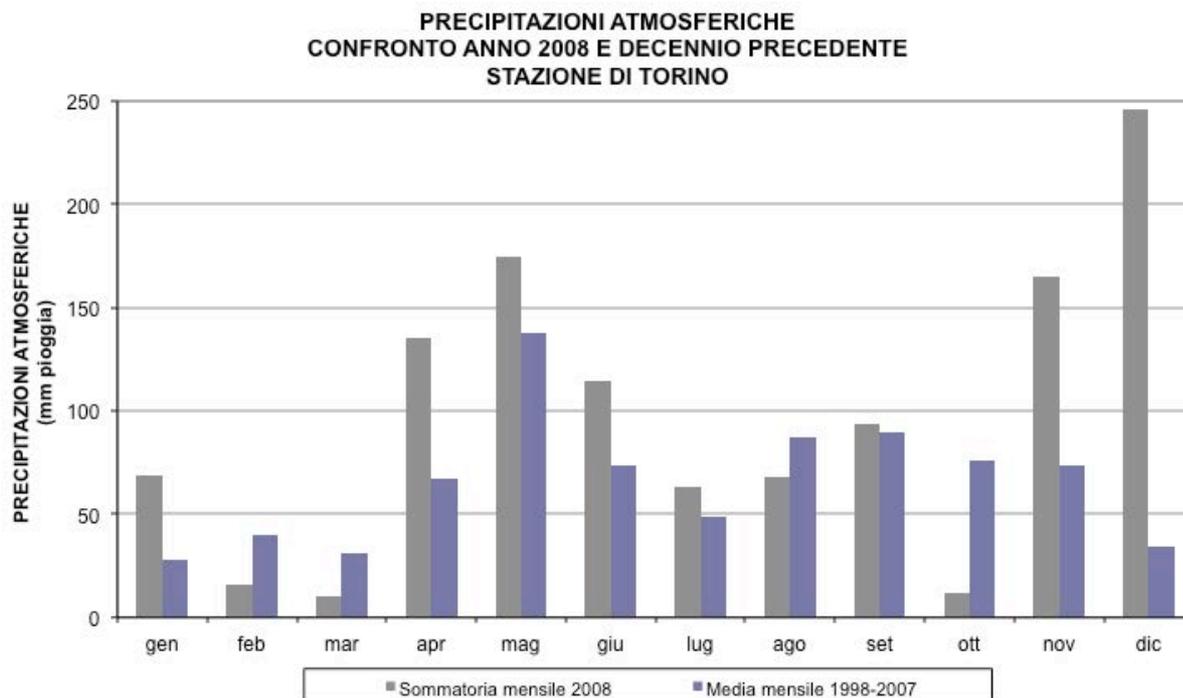


Fig. 54: Sommatorie mensili di precipitazioni atmosferiche per l'anno 2008 e per il decennio 1998-2007, stazione di Torino Giardini Reali (Fonte: Arpa Piemonte).

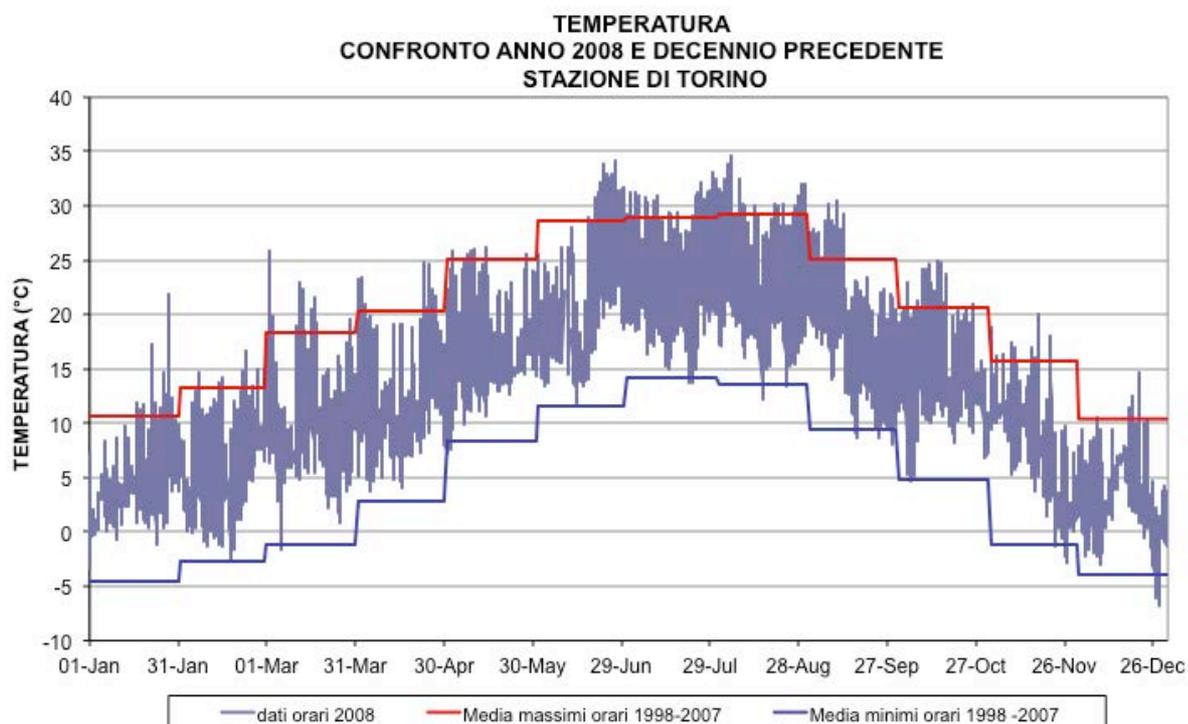


Fig. 55: Valori orari di temperatura per l'anno 2008 e medie dei minimi e dei massimi assoluti registrati nel decennio 1998-2007, stazione di Torino (Fonte Arpa Piemonte).

Nelle figure seguenti sono rappresentate le serie temporali orarie delle variabili meteorologiche (temperatura, intensità del vento, radiazione solare e precipitazioni) e i valori di concentrazione oraria di biossido di azoto e giornalieri di PM10 misurati nel sito di Torino Consolata nei due periodi proposti.

Come episodio invernale si propone di considerare il periodo di cinque settimane compreso tra il primo febbraio (venerdì) ed il 6 marzo, caratterizzato da deboli precipitazioni nei giorni iniziali (v. Fig. 56) e venti poco intensi per l'intero mese di febbraio. Nella prima parte del periodo, durante la notte le temperature minime si mantengono sotto lo zero e persistenti condizioni di alta pressione provocano il verificarsi di elevate concentrazioni giornaliere di PM10 accompagnate, verso la metà del mese, da alcuni giorni con notevoli concentrazioni di biossido di azoto, anche superiori al valore limite orario di $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, secondo le misure registrate presso Torino Consolata. Dopo la breve tregua del fine settimana del 16/17 febbraio, i livelli di inquinamento si alzano nuovamente, insieme alla temperatura, fino alla fine del mese, quando l'incursione di correnti fredde riporta le concentrazioni di particolato al di sotto del valore limite giornaliero ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

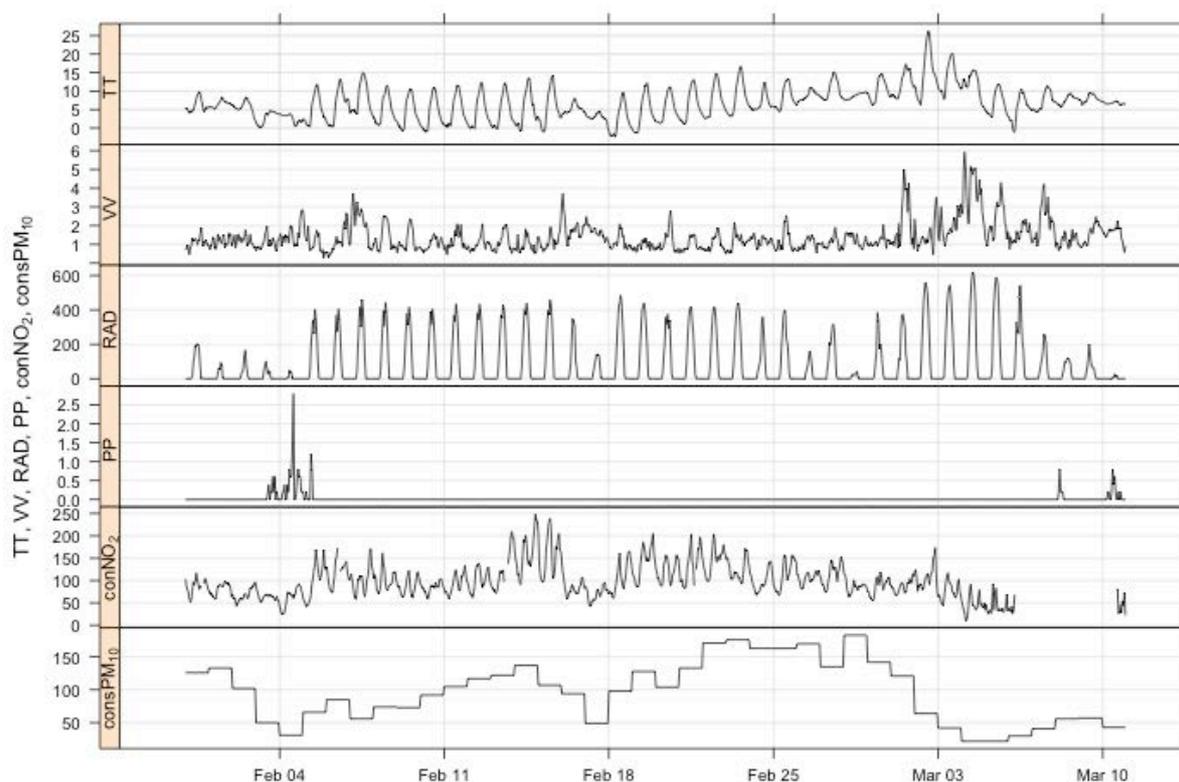


Fig. 56: Periodo invernale: serie oraria di temperatura (in °C), intensità del vento (m/s), radiazione solare (W/m^2), intensità di precipitazione (mm/h), concentrazione oraria di NO_2 e giornaliera di PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) nel periodo febbraio-marzo 2008 (siti di Torino Giardini Reali e Consolata).

Come episodio estivo, la proposta è di considerare le cinque settimane comprese tra lunedì 26 maggio e domenica 29 giugno 2008. In questo caso, la prima metà del periodo scelto è interessata da frequenti precipitazioni che si esauriscono solo verso la metà del mese di giugno, quando si apre una fase di alta pressione con temperature massime stabilmente al di sopra della media stagionale.

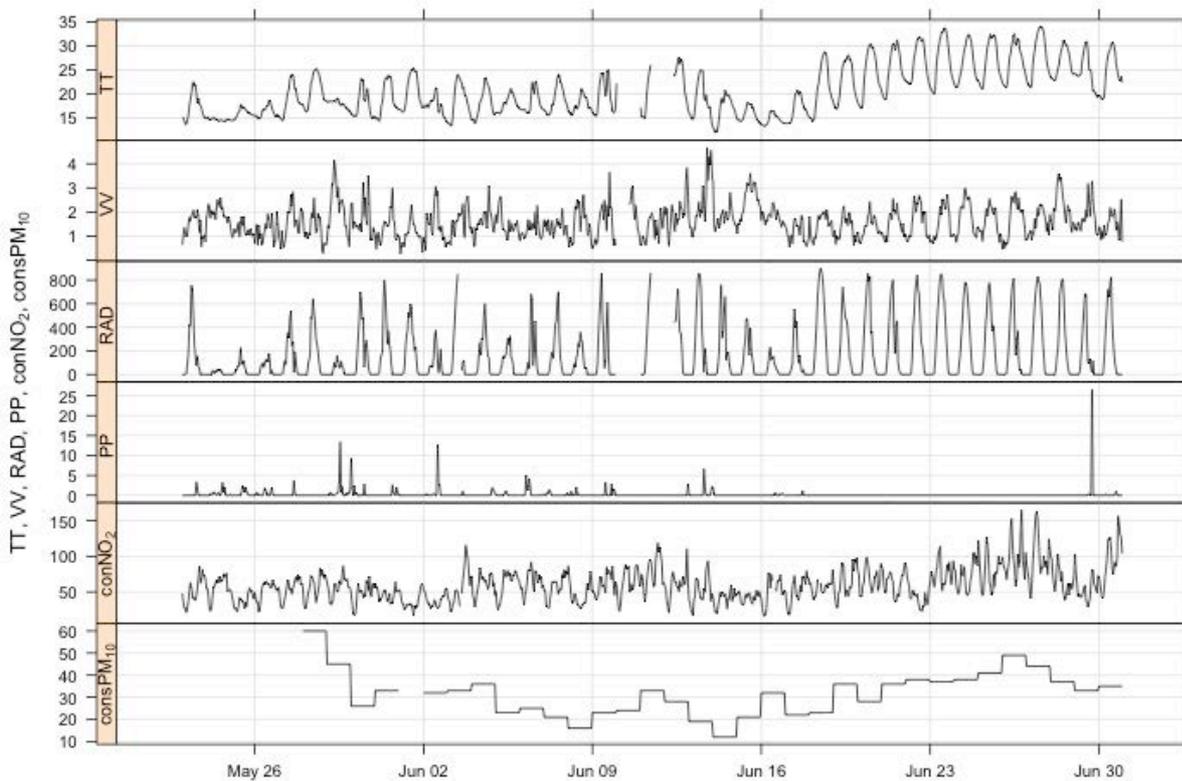


Fig. 57:

Periodo invernale: serie oraria di temperatura (in °C), velocità del vento (m/s), radiazione solare (W/m^2), intensità di precipitazione (mm/h), concentrazione oraria di NO_2 e giornaliera di PM_{10} ($\mu g/m^3$) nel periodo maggio-giugno 2008 (siti di Torino Giardini Reali e Consolata).

3.1.3 Scelta delle stazioni per il confronto punto-punto

Per analizzare le prestazioni della catena modellistica e l'effetto delle modifiche agli input emissivi (in termini quantitativi, di modulazione temporale e spazializzazione delle emissioni), oltre ad un'analisi di tipo grafico-spaziale attraverso mappe, sarà necessario verificare la performance della catena nel riprodurre le concentrazioni degli inquinanti misurate dalla rete di monitoraggio gestita da Arpa Piemonte.

La dislocazione geografica delle centraline selezionate, in accordo con la Provincia di Torino, è mostrata nella Fig. 58: oltre all'area metropolitana, sono state considerate anche postazioni in aree urbane distanti dal capoluogo.

Nella scelta si è tenuto conto della tipologia ambientale del sito di campionamento (urbano, suburbano, rurale) e dei livelli caratteristici di inquinamento misurato (fondo o traffico).

La selezione di centraline garantisce una buona copertura spaziale del territorio e una buona base statistica per quasi tutti gli inquinanti (ad eccezione del $PM_{2.5}$ che viene misurato solo a Torino Lingotto tra i siti selezionati).

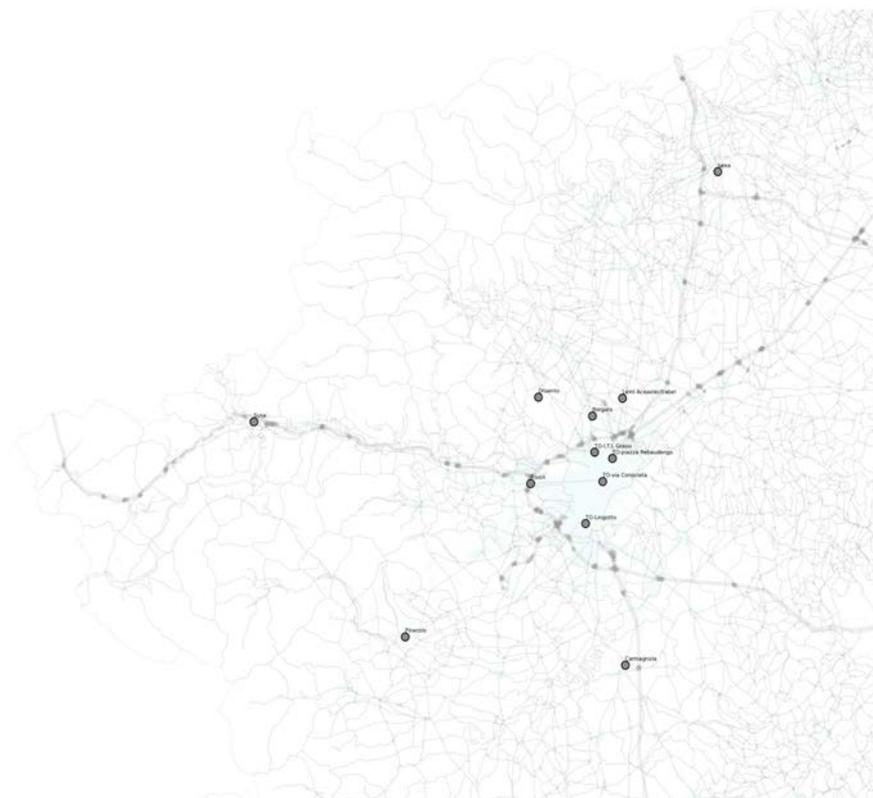


Fig. 58 Localizzazione delle stazioni utilizzate nell'analisi delle prestazioni

Tab. 18 Elenco delle stazioni utilizzate nell'analisi delle prestazioni: sono indicati la tipologia della stazione, le caratteristiche dell'area in cui la stazione stessa è collocata e i parametri misurati

Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	Parametri
Borgaro	Suburbana	Fondo	O3, NOx, PM10 gravimetrico
Carmagnola	Suburbana	Traffico	PM10 gravimetrico
Druento	Rurale	Fondo	O3, NOx, PM10 gravimetrico, SO2
Ivrea	Suburbana	Fondo	NOx, PM10 gravimetrico, SO2, CO
Leini - Aceaelectrabel	Suburbana	Fondo	O3, NOx, PM10 beta, PM2.5, CO
Pinerolo	Urbana	Fondo	NOx, O3, PM10 gravimetrico, CO
Rivoli	Urbana	Traffico	CO, NOx
Susa	Suburbana	Fondo	CO, NOx, O3, PM10 gravimetrico,
TO - via Consolata	Urbana	Traffico	SO2, CO, NOx, PM10 gravimetrico, PM10 teom
TO - I.T.I.S. Grassi	Urbana	Traffico	PM10 gravimetrico
TO - Lingotto	Urbana	Fondo	O3, CO, NOx, PM10 beta, PM2.5
TO - piazza Rebaudengo	Urbana	Traffico	CO, SO2, NOx

3.1.4 Definizione degli indicatori statistici di confronto

Saranno considerati ai fini della valutazione della qualità delle simulazioni le concentrazioni di SO₂, NO₂, PM10, PM2.5, O₃, Benzene, CO.

Nel caso delle simulazioni annuali, per ognuna delle centraline individuate sarà definito l'indicatore di qualità definito nell'Appendice III del D. Lgs. 155/2010 come ER.

L'errore relativo (ER) è calcolato sulla base della distribuzione quantile-quantile secondo la formula seguente:

$$ER = \frac{|O_{vl} - M_{vl}|}{VL}$$

dove O_{vl} è la concentrazione misurata più vicina al valore limite VL e M_{vl} è la corrispondente concentrazione simulata nella distribuzione quantile-quantile.

Per gli indicatori di media annuale, l'errore relativo ER su ogni stazione è definito come differenza percentuale rispetto al valore limite tra media annuale osservata e media annuale simulata.

Come misura della dispersione dei dati e della correlazione temporale saranno inoltre stati calcolati

Tab. 19 Indici di performance utilizzati nell'analisi delle prestazioni. Con O_i e P_i si indicano rispettivamente la i-esima osservazione ed il corrispondente i-esimo valore simulato, con N il numero totale di osservazioni a disposizione, con O soprasegnato la media delle osservazioni e con P soprasegnato la media dei valori simulati.

Indice	Formula	Unità di misura	Descrizione
Fractional Bias (FB)	$FB = \frac{(\bar{O} - \bar{P})}{(\bar{O} + \bar{P})/2}$	adimensionale; valore ottimale 0; valori compresi tra -2 e +2	Fornisce informazioni sulla tendenza del modello alla sovrastima (valori negativi) o alla sottostima (valori positivi) in media.
Root Mean Square Error (RMSE)	$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (O_i - P_i)^2}$	mg/m ³ ; valore ottimale 0; sempre positivo	Fornisce una misura delle dimensioni degli errori commessi dal modello
Pearson's correlation index (PEARSON)	$P = \frac{\sigma_{PO}}{\sigma_P \sigma_O}$	adimensionale; valore ottimale +1 e -1; valori compresi tra -1 e +1	Esprime il grado di correlazione lineare (diretta se positivo, inversa se negativo) tra le due variabili simulate ed osservate

3.2 Simulazione annuale con discesa di scala ad 1 km (DVQ08), validazione dei risultati e confronto con la VAQ08

Nell'ambito del progetto AERA, ARPA Piemonte ha realizzato una simulazione diagnostica con discesa di scala (nel seguito denominata DVQ08) simile, nella configurazione del sistema modellistico e nei dati di input, alla Valutazione Annuale sullo stato di Qualità dell'Aria per l'anno 2008 (nel seguito denominata VAQ08).

La DVQ08 differisce dalla VAQ08 nelle seguenti caratteristiche:

- ⤴ risoluzione orizzontale di 1Km;
- ⤴ dominio di calcolo (v. Fig. 52), comprendente l'intera Provincia di Torino;
- ⤴ dati fisiografici a 1Km di risoluzione;
- ⤴ utilizzo del modello meteorologico diagnostico *SurfPRO* e della serie temporale di radiazione osservata nella stazione di Torino Caselle per la ricostruzione dei campi di radiazione e copertura nuvolosa;
- ⤴ condizione ai bordi e iniziali ottenute dai campi della VAQ08.

La metodologia seguita è stata:

- ⤴ ricostruzione delle variabili termiche e dinamiche dell'atmosfera (temperatura, componenti orizzontali e componenti verticali del vento) a partire dalle osservazioni della rete meteorografica di ARPA, dalle misure delle stazioni del Global Telecommunication System (GTS) e dalle elaborazioni della modellistica numerica di European Centre for Medium range Weather Forecast (ECMWF) (utilizzo modello diagnostico *mass consistent MINERVE*);
- ⤴ calcolo dei parametri di turbolenza e delle velocità di deposizione secca per le diverse specie chimiche a partire dai campi meteorologici con parametrizzazioni basate sulla teoria di Monin-Obukhov e sui metodi di bilancio energetico superficiale (utilizzo del modello *SurfPRO*);
- ⤴ calcolo delle emissioni a partire dall'Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera della Regione Piemonte (IREA 2007) con dettaglio su macrosettore, settore ed attività secondo le categorie SNAP (classificazione CORINAIR), integrato con le informazioni riguardanti gli inventari emissivi dei territori confinanti e compresi nei domini di simulazione (utilizzo della suite modellistica *EMMA*);
- ⤴ predisposizione delle condizioni ai bordi e iniziali a partire dai campi di concentrazione della VAQ08;
- ⤴ simulazione con il modello euleriano di chimica e trasporto *FARM*.

Per una descrizione più approfondita del sistema modellistico e della validazione dei campi ricostruiti si rimanda al documento predisposto da Arpa Piemonte.

Il confronto tra le prestazioni delle simulazioni VAQ08 e DVQ08 è stato effettuato con un'analisi statistica espressa in termini di indici di prestazione, con un'analisi grafica e temporale basata sul confronto tra le serie temporali osservate e le serie simulate e con un'analisi grafica e spaziale basata sul confronto tra le rappresentazioni cartografiche della distribuzione spaziale della concentrazione annuale delle due simulazioni.

Sia l'analisi statistica mediante indici di prestazione, sia l'analisi grafica delle serie temporali sono state condotte mediante il confronto tra i dati di qualità dell'aria misurati in alcune stazioni (v. Fig. 58) ed i corrispondenti valori simulati estratti dai campi prodotti dal sistema modellistico (VAQ08 e DVQ08) interpolando sulle coordinate della corrispondente stazione i valori di concentrazione assegnati ai quattro punti griglia più vicini (interpolazione bilineare lungo le due componenti, longitudinale e latitudinale).

I risultati relativi al confronto tra osservato e simulato per il biossido di azoto sono riportati in Tab. 20 in relazione all'indicatore media oraria, in Tab. 21 in relazione all'indicatore media annuale.

Per quanto riguarda la media oraria (v. Tab. 20), si rilevano alcune differenze rispetto alla simulazione VAQ08:

- ⤴ l'*Errore Relativo* calcolato dalla simulazione DVQ08 diminuisce (in modo marcato nelle stazioni del comune di Torino) o al più rimane costante in tutte le stazioni di misura e risulta inferiore al 50%, incertezza massima consentita dal D. Lgs. 155/2010;
- ⤴ il *Fractional Bias* calcolato dalla simulazione DVQ08 si avvicina al valore ottimale o al più rimane costante per tutte le stazioni di misura ad eccezione della stazione di Borgaro, comportamento dovuto presumibilmente ad una diminuzione del contributo emissivo derivante dal comune di Torino;

- ▲ i valori di *RMSE* calcolati dalla simulazione DVQ08 diminuiscono in quasi tutte le stazioni di misura, l'unica eccezione risulta Torino Lingotto;
- ▲ il coefficiente di correlazione di *Pearson* calcolato dalla simulazione DVQ08 si avvicina al valore ottimale o al più rimane costante in quasi tutte le stazioni ad eccezione delle stazioni di Rivoli e Susa.

Tab. 20 Biossido di azoto, media oraria. Nella quarta colonna valori di errore relativo (ER) espressi in termini percentuali per la media oraria in riferimento al valore limite (50% è l'incertezza massima consentita dal d.lgs 155/2010).

VAQ08						
NO ₂ - Media oraria						
Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	ER [%] (lim 200µg/m ³)	FB [num]	RMSE [µg/m ³]	Pearson [num]
Borgaro	S	F	40	-0.084	20.813	0.629
Druento	R	F	16	-0.302	17.172	0.455
Ivrea	S	F	14	0.571	19.238	0.682
Leini - Aceaelectrabel	S	F	22	0.106	19.154	0.641
Pinerolo	U	F	44	0.536	25.722	0.408
Rivoli	U	T	45	0.329	30.327	0.574
Susa	S	F	27	1.171	20.688	0.502
TO - via Consolata (1)	U	T	42	0.235	32.683	0.458
TO - Lingotto	U	F	28	-0.269	32.839	0.496
TO - piazza Rebaudengo	U	T	42	0.184	32.146	0.440

DVQ08						
NO ₂ - Media oraria						
Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	ER [%] (lim 200µg/m ³)	FB [num]	RMSE [µg/m ³]	Pearson [num]
Borgaro	S	F	30	0.208	19.535	0.695
Druento	R	F	15	-0.171	15.610	0.455
Ivrea	S	F	14	0.373	16.375	0.732
Leini - Aceaelectrabel	S	F	1	0.112	17.569	0.691
Pinerolo	U	F	33	0.187	21.992	0.489
Rivoli	U	T	46	0.408	30.782	0.627
Susa	S	F	7	0.914	19.153	0.444
TO - via Consolata (1)	U	T	28	0.070	31.719	0.437
TO - Lingotto	U	F	11	-0.294	35.246	0.490
TO - piazza Rebaudengo	U	T	32	0.134	30.160	0.507

(1) stazione con meno del 90% dei dati validi.

Per quanto riguarda la media annuale (v. Tab. 21), rispetto alla simulazione VAQ08, si rilevano valori di Errore Relativo inferiori nella maggioranza delle stazioni di misura, superiori nelle stazioni di Rivoli e Torino Lingotto.

Tab. 21 Biossido di azoto, media annua. Confronto tra la media annuale calcolata dalle misure, media annuale simulata dal sistema modellistico e valori dell'errore relativo ER espressi in termini di percentuali in riferimento al valore limite (30% è l'incertezza massima consentita dal D. Lgs. 155/2010).

VAQ08					
NO ₂ - Media annua					
Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	Osservati [µg/m ³]	Simulati [µg/m ³]	ER [%] (lim 40µg/m ³)
Borgaro	S	F	35	38	7
Druento	R	F	15	20	13
Ivrea	S	F	27	15	30
Leini - Aceaelectrabel	S	F	31	28	8
Pinerolo	U	F	34	20	35
Rivoli	U	T	56	40	39
Susa	S	F	21	6	39
TO - via Consolata (1)	U	T	69	56	34
TO - Lingotto	U	F	52	68	41
TO - piazza Rebaudengo	U	T	66	55	28

DVQ08					
NO ₂ - Media annua					
Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	Osservati [mg/m ³]	Simulati [mg/m ³]	ER [%] (lim 40µg/m ³)
Borgaro	S	F	35	28	17
Druento	R	F	15	18	7
Ivrea	S	F	27	18	22
Leini - Aceaelectrabel	S	F	31	28	9
Pinerolo	U	F	34	28	14
Rivoli	U	T	56	37	48
Susa	S	F	21	8	32
TO - via Consolata (1)	U	T	69	65	10
TO - Lingotto	U	F	52	70	45
TO - piazza Rebaudengo	U	T	66	57	21

(1) stazione con meno del 90% dei dati validi.

Dall'analisi grafica dei valori medi dell'ora del giorno, del giorno della settimana e del mese dell'anno (v. Fig. 59) si riscontrano differenti comportamenti delle due simulazioni, i più evidenti legati alla risoluzione delle due simulazioni: in presenza di un input emissivo localizzato, la DVQ08 offre una riproduzione delle concentrazioni maggiormente in accordo con le osservazioni, come ad esempio nelle stazioni di Torino via Consolata e Ivrea; risulta invece penalizzato il confronto con i dati osservati nelle stazioni della cintura torinese nelle quali le concentrazioni simulate ricevono un maggior apporto emissivo urbano (si veda a titolo di esempio la stazione di Borgaro).

Entrambe le simulazioni presentano un discreto accordo con le modulazioni mensili e settimanali osservate. Maggiori discrepanze sono osservabili nei grafici dei valori medi dell'ora del giorno: si rileva per entrambe le simulazioni e in tutte le stazioni una sistematica tendenza a sovrastimare l'ampiezza delle modulazioni giornaliere e, in alcuni siti, i valori estremi non presentano una buona correlazione temporale con le osservazioni.

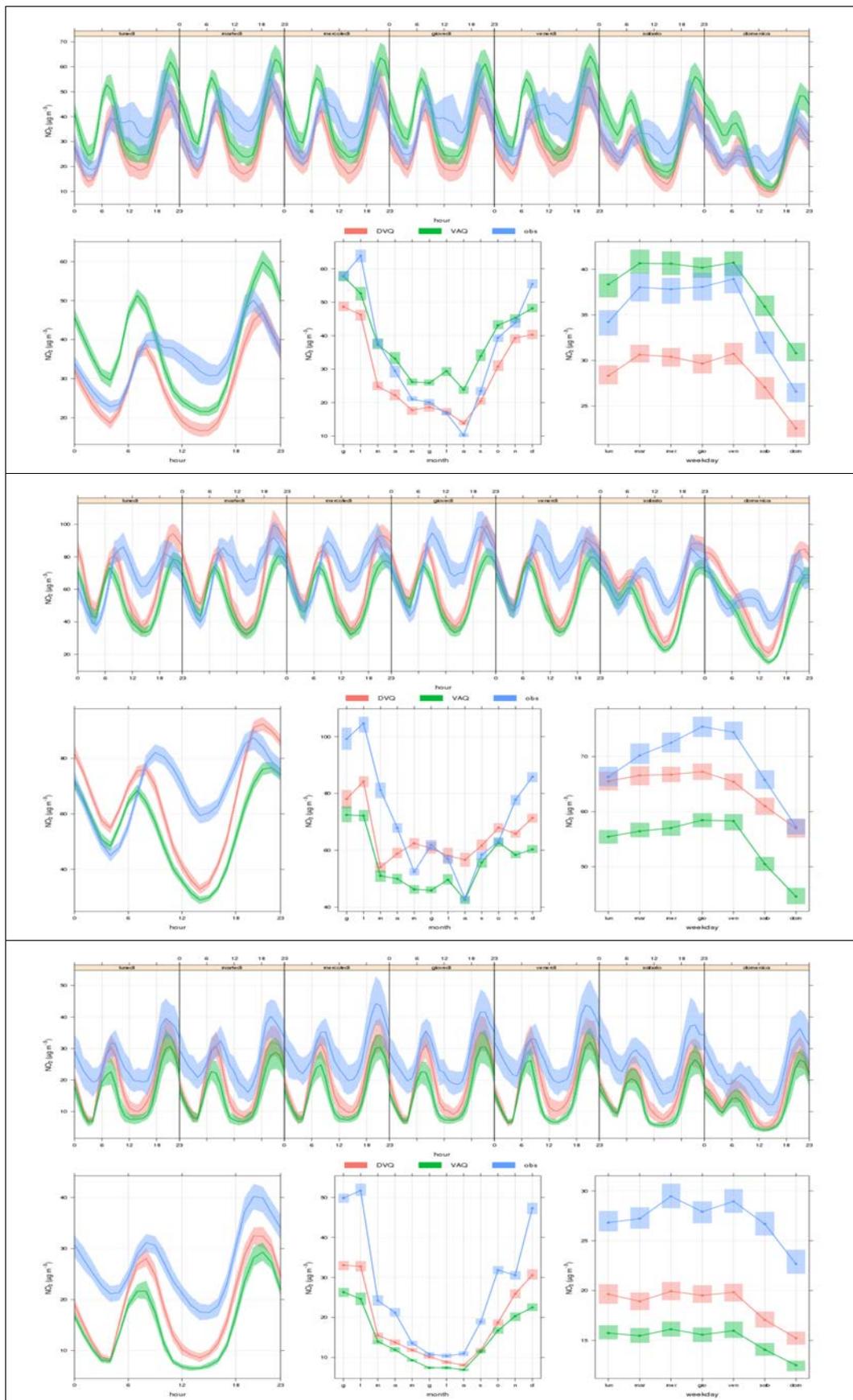


Fig. 59 Biossido di azoto, valori orari; rappresentazione grafica dei valori medi dell'ora del giorno, del giorno della settimana e del mese dell'anno per le stazioni di Borgaro (sopra), Torino via Consolata (in centro) e Ivrea.

I risultati relativi al confronto tra osservato e simulato per il PM10 sono riportati in Tab. 22 e Fig. 60 in relazione all'indicatore media giornaliera, in Tab. 23 in relazione all'indicatore media annuale.

Per quanto riguarda la media giornaliera, si rilevano alcune differenze rispetto alla simulazione VAQ08:

- ▲ l'Errore Relativo calcolato dalla simulazione DVQ08 diminuisce (in modo marcato nelle stazioni del comune di Torino) o al più rimane costante in tutte le stazioni di misura e risulta inferiore al 50% (incertezza massima consentita dal d.lgs 155/2010) in tutte le stazioni di fondo;
- ▲ il Fractional Bias calcolato dalla simulazione DVQ08 si avvicina al valore ottimale o al più rimane costante con l'eccezione delle stazioni di Borgaro, Druento, Pinerolo e Susa;
- ▲ i valori di RMSE calcolati dalla simulazione DVQ aumentano nelle stazioni di Borgaro, Druento, Ivrea, Leini e Torino I.T.I.S. Grassi, sebbene in modo non rilevante;
- ▲ il coefficiente di correlazione di Pearson calcolato dalla simulazione DVQ08 si avvicina al valore ottimale o al più rimane costante in tutte le stazioni.

Tab. 22 PM10, media giornaliera. Nella quarta colonna valori di errore relativo (ER) espressi in termini percentuali per la media oraria in riferimento al valore limite (50% è l'incertezza massima consentita dal D. Lgs. 155/2010).

VAQ08						
PM10 - Media giornaliera						
Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	ER [%] (lim 50µg/m³)	FB [num]	RMSE [µg/m³]	Pearson [num]
Borgaro	S	F	43	0.585	33.085	0.594
Carmagnola	S	T	51	0.745	38.898	0.599
Druento	R	F	55	0.675	28.166	0.504
Ivrea	S	F	69	1.002	33.925	0.556
Leini-Aceaelectrabel (1,2)	S	F	56	0.713	34.166	0.577
Pinerolo	U	F	47	0.639	30.933	0.475
Susa	S	F	76	1.059	26.165	0.397
TO - via Consolata	U	T	34	0.492	35.750	0.680
TO - I.T.I.S. Grassi	U	T	43	0.667	45.000	0.700
TO - Lingotto (2)	U	F	10	-0.037	23.156	0.658

DVQ08						
PM10 - Media giornaliera						
Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	ER [%] (lim 50µg/m³)	FB [num]	RMSE [µg/m³]	Pearson [num]
Borgaro	S	F	58	0.879	37.869	0.625
Carmagnola	S	T	45	0.618	34.986	0.700
Druento	R	F	65	0.876	30.195	0.536
Ivrea	S	F	72	1.07	34.423	0.584
Leini-Aceaelectrabel (1,2)	S	F	58	0.799	35.262	0.628
Pinerolo	U	F	48	0.711	30.475	0.627
Susa	S	F	77	1.181	26.792	0.431
TO - via Consolata	U	T	19	0.284	30.263	0.697
TO - I.T.I.S. Grassi	U	T	48	0.747	47.108	0.687
TO - Lingotto (2)	U	F	4	0.007	21.951	0.704

(1) Stazione con meno del 90% dei dati validi.

(2) Misuratore beta.

Dall'analisi grafica dei valori medi dell'ora del giorno, del giorno della settimana e del mese dell'anno (v. Fig. 60) si riscontrano differenti comportamenti delle due simulazioni, i più evidenti legati alla risoluzione delle due simulazioni come precedentemente osservato per i valori orari di biossido di azoto.

Entrambe le simulazioni presentano un discreto accordo nelle modulazioni settimanali osservate. Maggiori discrepanze sono osservabili nelle modulazioni annuali: si rileva per entrambe le simulazioni e in tutte le stazioni una sistematica tendenza a sottostimare le concentrazioni osservate durante i mesi di febbraio e ottobre.

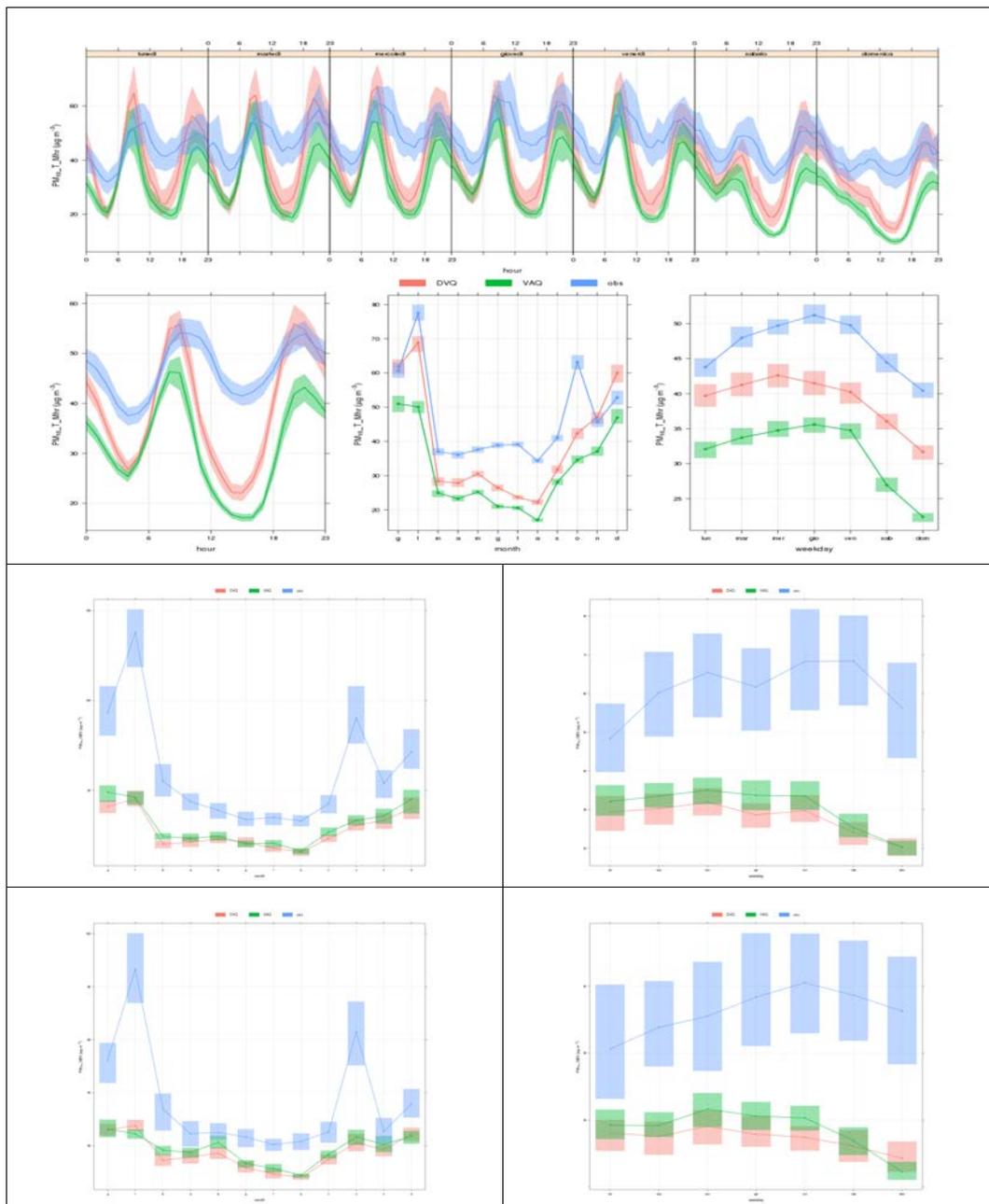


Fig. 60: PM10, valori orari e medie giornaliere; rappresentazione grafica dei valori medi dell'ora del giorno, del giorno della settimana e del mese dell'anno per le stazioni di Torino via Consolata, Torino I.T.I.S. Grassi (in centro) e Pinerolo.

Per quanto riguarda la media annuale (v. Tab. 23), rispetto alla simulazione VAQ08, si rilevano valori di Errore Relativo inferiori nelle stazioni di Carmagnola, Leini, Susa, Torino I.T.I.S. Grassi e Torino piazza Rebaudengo.

Tab. 23: PM10, media annua. Confronto tra la media annuale calcolata dalle misure, media annuale simulata dal sistema modellistico e valori dell'errore relativo ER espressi in termini di percentuali in riferimento al valore limite (50% è l'incertezza massima consentita dal D.Lgs 155/2010).

VAQ08					
PM10 - Media annua					
Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	Osservati [µg/m³]	Simulati [µg/m³]	ER [%] (lim 40µg/m³)
Borgaro	S	F	43	24	48
Carmagnola	S	T	48	22	65
Druento	R	F	32	16	41
Ivrea	S	F	34	11	57
Leini-Aceaelectrabel (1,2)	S	F	44	20	60
Pinerolo	U	F	36	19	43
Susa	S	F	25	8	44
TO - via Consolata	U	T	53	32	54
TO - I.T.I.S. Grassi	U	T	61	31	76
TO - Lingotto (2)	U	F	43	45	4

DVQ08					
PM10 - Media annua					
Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	Osservati [µg/m³]	Simulati [µg/m³]	ER [%] (lim 40µg/m³)
Borgaro	S	F	43	17	65
Carmagnola	S	T	48	26	56
Druento	R	F	32	12	49
Ivrea	S	F	34	10	59
Leini-Aceaelectrabel (1,2)	S	F	44	18	65
Pinerolo	U	F	36	17	46
Susa	S	F	25	6	47
TO - via Consolata	U	T	53	39	35
TO - I.T.I.S. Grassi	U	T	61	28	83
TO - Lingotto (2)	U	F	43	43	1

(1) Stazione con meno del 90% dei dati validi.

(2) Misuratore beta.

Nel confronto tra osservato e simulato per il massimo giornaliero della media mobile su otto ore dell'ozono (v. Tab. 24) si rilevano alcune differenze rispetto alla simulazione VAQ08:

- ⤴ l'Errore Relativo calcolato dalla simulazione DVQ08 aumenta nella stazione di Susa e diminuisce in tutte le altre; risulta sempre inferiore al 50% (incertezza massima consentita dal d.lgs 155/2010);
- ⤴ il Fractional Bias calcolato dalla simulazione DVQ08 aumenta nelle stazioni di Druento, Leini, Pinerolo e Sua;
- ⤴ i valori di RMSE calcolati dalla simulazione DVQ diminuiscono o al più rimangono costanti in tutte le stazioni;
- ⤴ il coefficiente di correlazione di Pearson calcolato da entrambe le simulazioni si attesta intorno a valori prossimi a quello ottimale senza differenze statisticamente rilevanti.

Tab. 24: Ozono, massimo giornaliero della media mobile su otto ore. Nella quarta colonna valori di errore relativo (ER) espressi in termini percentuali per la media oraria in riferimento al valore limite (50% è l'incertezza massima consentita dal d.lgs 155/2010).

VAQ08						
O ₃ - Massimo giornaliero della media mobile su otto ore						
Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	ER [%] (lim 120µg/m ³)	FB [num]	RMSE [µg/m ³]	Pearson [num]
Borgaro	S	F	15	0.037	22.172	0.848
Druento (1)	R	F	12	0.003	20.129	0.833
Leini - Aceaelectrabel	S	F	14	0.030	20.216	0.894
Pinerolo	U	F	14	0.025	22.435	0.784
Susa	S	F	18	0.049	23.962	0.775
TO - Lingotto	U	F	39	0.471	40.402	0.860

DVQ08						
O ₃ - Massimo giornaliero della media mobile su otto ore						
Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	ER [%] (lim 120µg/m ³)	FB [num]	RMSE [µg/m ³]	Pearson [num]
Borgaro	S	F	7	-0.009	21.376	0.850
Druento (1)	R	F	5	0.017	20.775	0.813
Leini - Aceaelectrabel	S	F	9	0.058	18.892	0.902
Pinerolo	U	F	12	0.138	24.033	0.793
Susa	S	F	26	0.172	27.137	0.764
TO - Lingotto	U	F	31	0.386	33.575	0.912

(1) Stazione con meno del 90% dei dati validi.

Dall'analisi grafica di "mese tipo", "giorno tipo", "settimana tipo" e "anno tipo" (v. Fig. 61) si riscontra in entrambe le simulazioni un buon accordo nelle modulazioni settimanali e annuali osservate. Maggiori discrepanze sono osservabili nelle modulazioni giornaliere, in particolare nel primo minimo, mentre per quanto riguarda il secondo entrambe le simulazioni non presentano un buon accordo con le simulazioni.

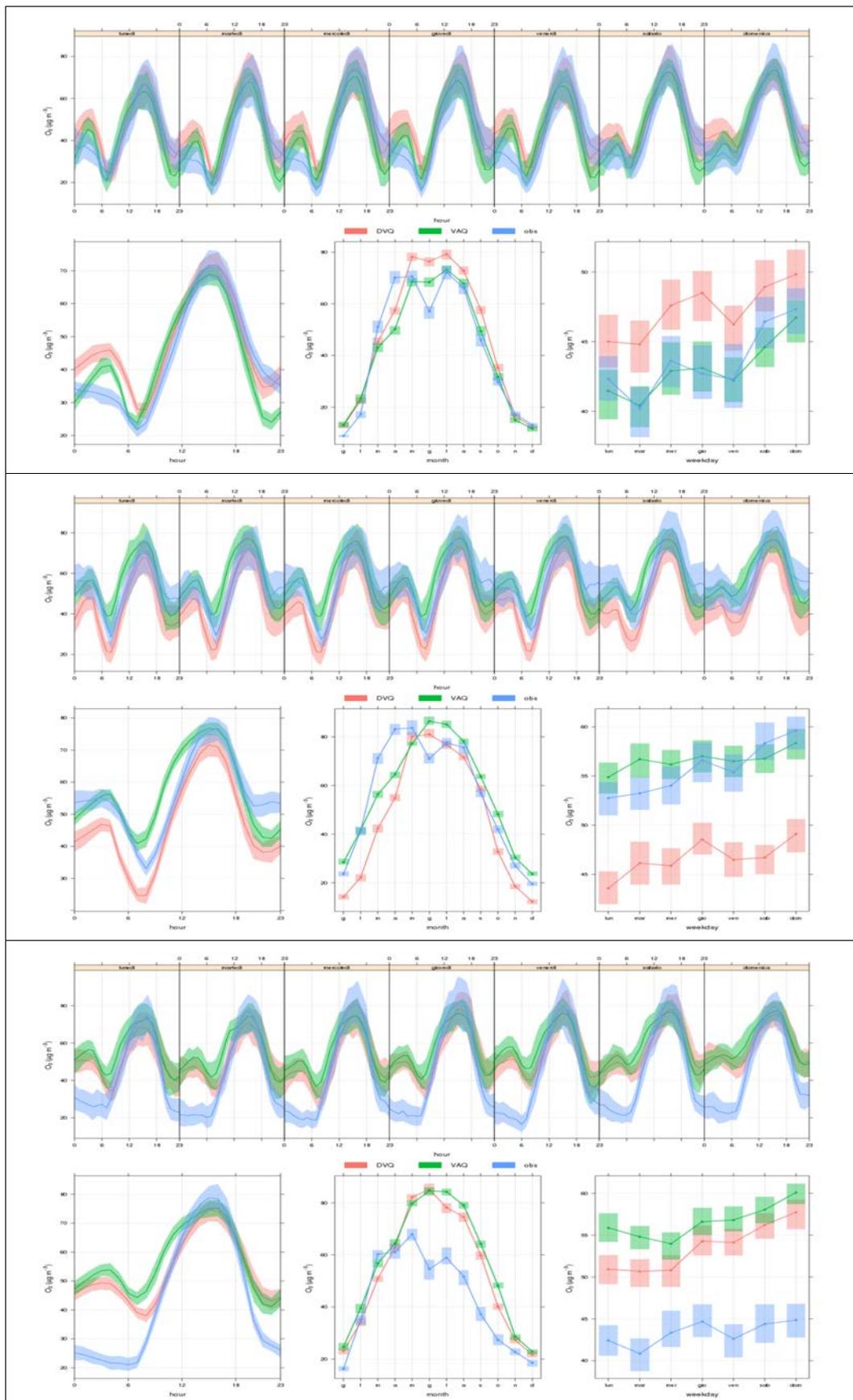


Fig. 61: Ozono; rappresentazione grafica dei valori medi dell'ora del giorno, del giorno della settimana e del mese dell'anno per le stazioni di Borgaro (sopra), Pinerolo (in centro) e Druento.

Si riportano di seguito le tabelle del confronto tra le medie annuali calcolate dalle misure, le medie annuali simulate dal sistema modellistico e i valori dell'errore relativo *ER* per gli inquinanti PM2.5, benzene e biossido di zolfo.

Tab. 25: PM2.5, media annua. Confronto tra la media annuale calcolata dalle misure, media annuale simulata dal sistema modellistico e valori dell'errore relativo *ER* espressi in termini di percentuali in riferimento al valore limite (50% è l'incertezza massima consentita dal d.lgs 155/2010).

VAQ08					
PM2.5 - Media annua					
Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	Osservati [µg/m³]	Simulati [µg/m³]	ER [%] (lim 5µg/m³)
TO - Lingotto	U	F	35	36	5

DVQ08					
PM2.5 - Media annua					
Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	Osservati [mg/m³]	Simulati [mg/m³]	ER [%] (lim 25µg/m³)
TO - Lingotto	U	F	35	31	15

Tab. 26: Benzene, media annua. Confronto tra la media annuale calcolata dalle misure, media annuale simulata dal sistema modellistico e valori dell'errore relativo *ER* espressi in termini di percentuali in riferimento al valore limite (50% è l'incertezza massima consentita dal d.lgs 155/2010).

VAQ08					
C6H6 - Media annua					
Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	Osservati [µg/m³]	Simulati [µg/m³]	ER [%] (lim 5µg/m³)
Rivoli	U	T	3.1	1.3	35
TO - via Consolata	U	T	3.4	2.6	16

DVQ08					
C6H6 - Media annua					
Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	Osservati [µg/m³]	Simulati [µg/m³]	ER [%] (lim 5µg/m³)
Rivoli	U	T	3.1	1.2	38
TO - via Consolata	U	T	3.4	3.9	10

Tab. 27: Biossido di zolfo, media annua. Confronto tra la media annuale calcolata dalle misure, media annuale simulata dal sistema modellistico e valori dell'errore relativo ER espressi in termini di percentuali in riferimento al valore limite (30% è l'incertezza massima consentita dal D. Lgs. 155/2010).

VAQ08					
SO ₂ - Media annua					
Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	Osservati [µg/m ³]	Simulati [µg/m ³]	ER [%] (lim 20µg/m ³)
Druento (1)	R	F	4.0	2.6	7
Ivrea	S	F	4.0	1.5	13
TO - via Consolata (1)	U	T	4.0	5.8	9
TO - piazza Rebaudengo	U	T	5.0	5.4	2

DVQ08					
SO ₂ - Media annua					
Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	Osservati [µg/m ³]	Simulati [µg/m ³]	ER [%] (lim 20µg/m ³)
Druento	R	F	4.0	2.2	9
Ivrea	S	F	4.0	1.9	11
TO - via Consolata	U	T	4.0	9.7	29
TO - piazza Rebaudengo	U	T	5.0	7.6	13

La differente distribuzione spaziale della media annuale di biossido di azoto (v. Fig. 62) nelle simulazioni VAQ08 e DVQ08 mette in evidenza la specificità di alcune stazioni di misura. In particolare, alla risoluzione di 1Km il maggior dettaglio nella simulazione delle concentrazioni in corrispondenza della rete viaria, del tessuto urbano e di specifiche sorgenti puntuali, determina concentrazioni medie annue inferiori in parte delle stazioni di misura (Borgaro, Druento, Leini, Torino Lingotto), superiori in altre (Susa, Ivrea, Carmagnola, Pinerolo, Torino I.T.I.S. Grassi, Torino via Consolata, Torino piazza Rebaudengo). Per quanto concerne la distribuzione spaziale della media annuale di PM10 (v. Fig. 63) nella simulazione DVQ08 si osservano concentrazioni medie annue superiori nelle stazioni di Rivoli, Torino via della Consolata, Torino piazza Rebaudengo, inferiori nelle rimanenti.

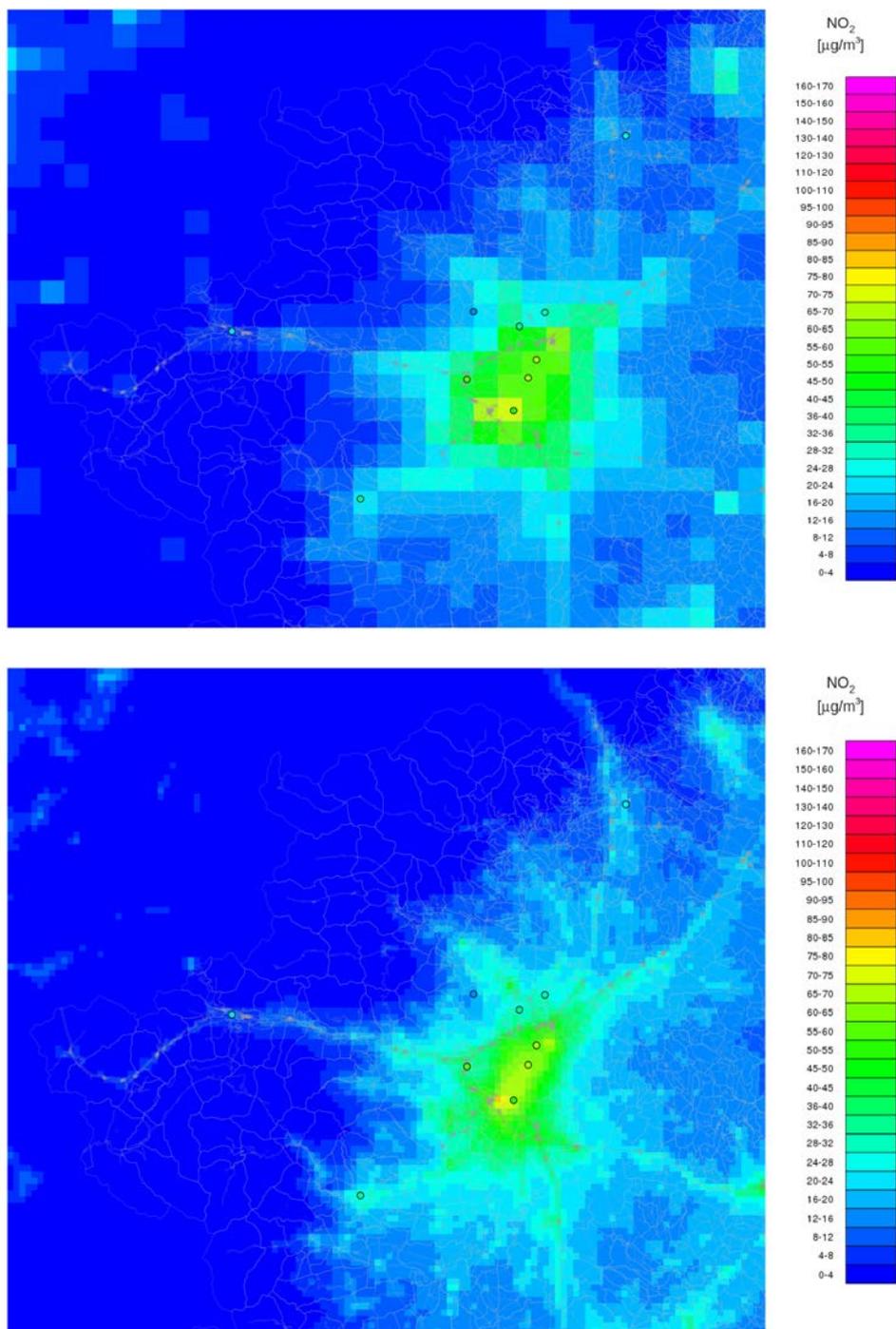


Fig. 62: Biossido di azoto, distribuzione spaziale della concentrazione media annua ottenuta dalle simulazioni VAQ08 (sopra) e DVQ08 (sotto); si riportano i valori osservati nelle stazioni di misura.

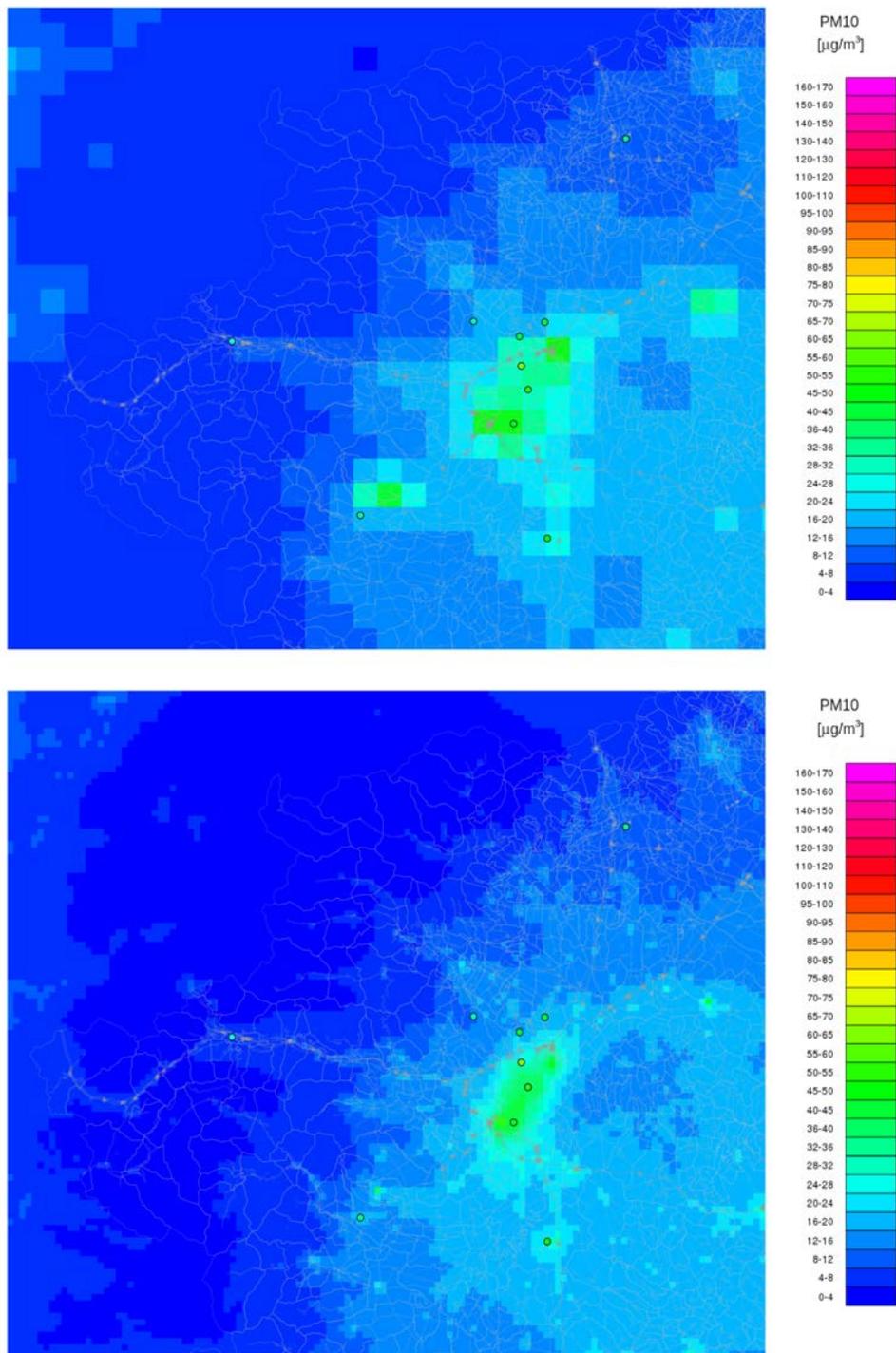


Fig. 63: PM10, distribuzione spaziale della concentrazione media annua ottenuta dalle simulazioni VAQ08 (sopra) e DVQ08 (sotto); si riportano i valori osservati nelle stazioni di misura.

3.3 Predisposizione input emissivo con aggiornamento delle puntuali, test di 2 mesi (uno estivo e uno invernale) e analisi statistica di confronto con VAQ08 e DVQ08

Nel corso di questa azione è stato costruito il file (del tipo gsp) descrittivo delle sorgenti puntuali più rilevanti della provincia di Torino e, qualora disponibili, i corrispondenti profili di modulazione sono stati inseriti nei file di appoggio necessari ad Emission Manager per la definizione degli input emissivi orari per FARM.

A parte la revisione quantitativa delle emissioni delle singole sorgenti (descritte dettagliatamente nella relazione R2012.08 allegata) le principali modifiche rispetto all'input emissivo della VA08 hanno riguardato:

1. **Modulazioni temporali:** per gli impianti di combustione, sulla base dei consumi mensili di metano dichiarati è stato definito un profilo di emissione sorgente-specifico. Si tratta di IREN Vallette, IREN BIT, IREN POLITECNICO, EDIPOWER, SEI, COFATHEC, FENICE RIVALTA, FENICE STURA, FENICE MIRAFIORI, ILTE, TROMBINI, ACEA, AHLSTROM, BG.

Inoltre, sulla base dell'analisi dei dati di funzionamento delle caldaie di integrazione e riserva di IREN, è stato definito un profilo di modulazione mensile e uno giornaliero da applicare alle caldaie a servizio di reti di teleriscaldamento.

Infine, è stato modificato il profilo di attività giornaliero e settimanale attribuito alla SNAP 030303 (fonderie), adattandolo a turni di lavorazione su 24 ore e 7 giorni su 7, sulla base delle informazioni reperite sull'acciaieria AFV Beltrame.

2. **Profili di speciazione:** In due casi (OLON e COMITAL), a causa delle ingenti quantità di NMVOC emessi, si è resa necessaria la revisione del profilo di speciazione originariamente applicato, che provocava l'emissione di grandi quantità di benzene. Sulla base delle conoscenze acquisite sulla tipologia di solventi o composti organici utilizzati per le lavorazioni, sono stati applicati due profili più adatti.
3. **Raccordo con le emissioni diffuse:** Solo nel caso della definizione di una nuova sorgente puntuale in corrispondenza dei motori a biogas di AMIAT Basse di Stura è stato necessario revisionare le emissioni del Macrosettore 09 nel Comune di Torino sottraendo quanto allocato alla sorgente puntuale.

3.3.1 Risultato della simulazione modellistica nei periodi di test

L'impatto delle modifiche sulle sorgenti puntuali appare chiaramente se si osservano le mappe delle differenze assolute tra le concentrazioni medie di periodo ottenute per la DVQ08 e il run con puntuali modificate, rappresentate nelle figure seguenti per il biossido di azoto ed il PM10, dove è stata indicata l'ubicazione delle sorgenti modificate.

In corrispondenza delle ricadute dei pennacchi delle sorgenti con emissioni fortemente ridimensionate si osservano sensibili diminuzioni dei valori medi di concentrazione.

Nel caso del biossido di azoto, le riduzioni maggiori si hanno nell'area di Torino Mirafiori con un decremento anche superiore a $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sia nel periodo estivo che in quello invernale. Notevoli riduzioni si ottengono nell'area nord-est di Torino, nella zona di Carmagnola, nella Bassa Val Susa, nel Basso Pinerolese e nel Basso Canavese. La riduzione sul centro della città di Torino appare contenuta (dell'ordine di $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ d'inverno e 2 d'estate), con una probabile influenza delle nuove modulazioni adottate che presentano in alcuni casi una marcata stagionalità. Incrementi nelle concentrazioni medie appaiono nel periodo invernale nell'area di Castellamonte, per l'inserimento della centrale a servizio del teleriscaldamento e nel periodo estivo nella zona di Settimo, a causa della revisione delle emissioni di Lavazza.

Se si passa alle concentrazioni medie di PM10, appaiono con evidenza le differenze in prossimità della Trombini di Frossasco, mentre, come per il biossido di azoto, si hanno riduzioni nell'area di Torino Mirafiori e Torino Stura per la revisione delle emissioni dei grandi stabilimenti industriali Fiat, Iveco e Michelin.

Da notare l'incremento di concentrazioni nell'area di Volpiano (Comital), Settimo (Olon) e Mathi (Ahlstrom), dovute non ad emissioni di particolato primario ma ad ingenti emissioni di NMVOC. L'incremento che appare all'estremità nord-orientale del dominio è invece causato dalla sola modifica della modulazione temporale delle emissioni di un impianto del gruppo Teksid, esterno alla provincia di Torino.

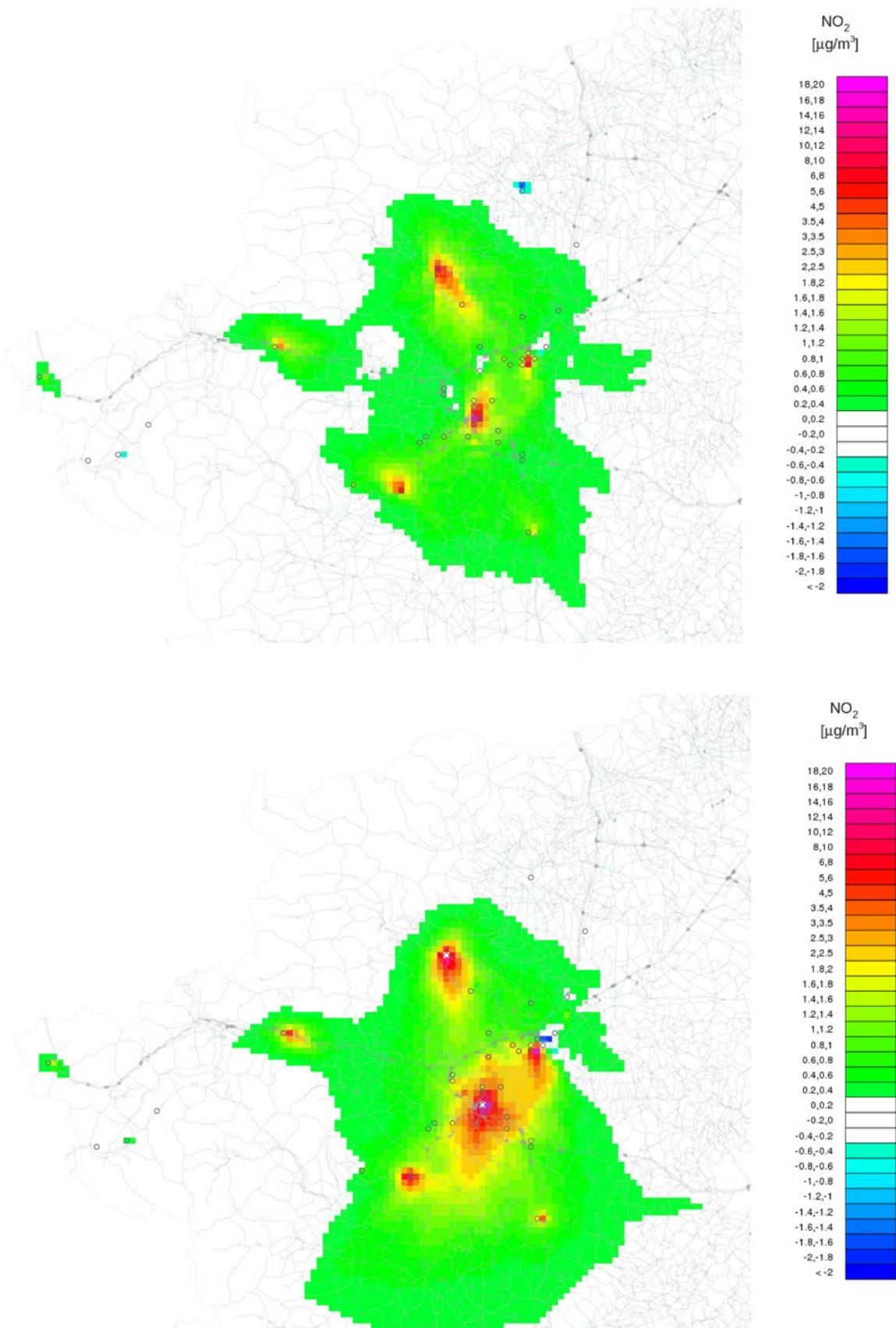


Fig. 64
 Concentrazione media di biossido di azoto nel periodo invernale (in alto) ed estivo (in basso). Differenza tra la simulazione a 1Km (DVQ08) e la simulazione a 1Km con le variazioni alle sorgenti puntuali (DVQ08 puntuali).

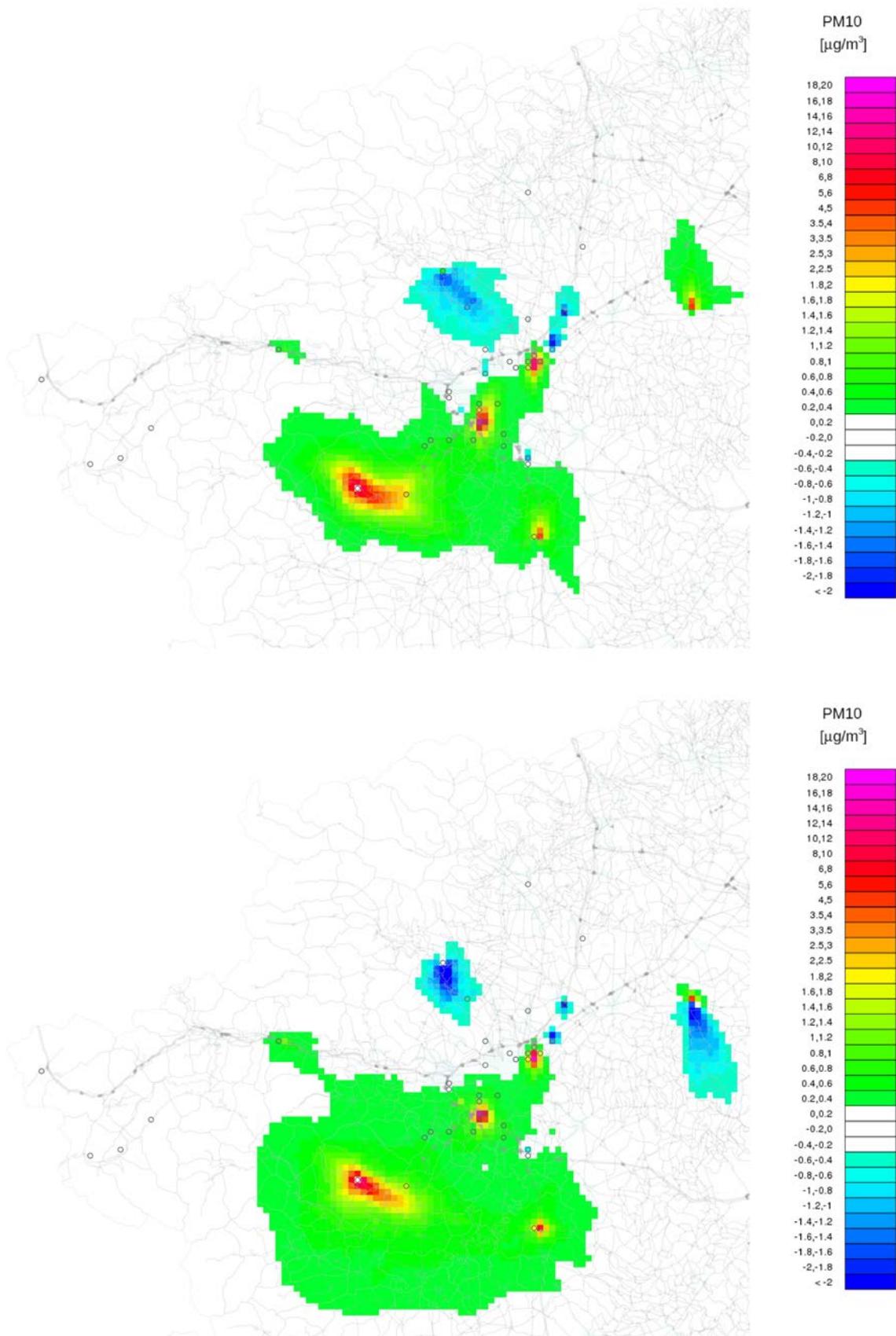


Fig. 65 Concentrazione media di PM10 nel periodo invernale (in alto) ed estivo (in basso). Differenza tra la simulazione a 1Km (DVQ08) e la simulazione a 1Km con le variazioni alle sorgenti puntuali (DVQ08 puntuali).

3.3.2 Confronto punto-punto presso le centraline selezionate

Nelle pagine seguenti sono riportate le tabelle di sintesi sui valori ottenuti nelle varie simulazioni confrontate con i valori misurati nei siti della rete di monitoraggio individuati per l'analisi.

Le tabelle riportano, inquinante per inquinante, i valori medi e massimi di periodo. Sono stati evidenziati, per ogni centralina, i valori che più si avvicinano al dato misurato in modo da agevolare l'interpretazione degli effetti delle modifiche.

Biossido di Azoto

Come già anticipato nel paragrafo precedente, la riduzione delle emissioni industriali comporta una generale diminuzione nei campi simulati di NO₂, di trascurabile entità per tutte le stazioni lontane dall'area industriale.

L'effetto di questa modifica è dunque negativo nei mesi invernali, quando le concentrazioni simulate sono solitamente inferiori a quelle misurate, e positivo nei mesi estivi, quando si verifica la situazione inversa.

Una eccezione è rappresentata da Torino Lingotto, dove, anche nel periodo invernale, le simulazioni producono una sovrastima anche nel periodo invernale. Questo risultato suggerisce che nell'area ovest di Torino le emissioni industriali siano attualmente sovrastimate nell'inventario regionale.

Tab. 28 Biossido di azoto: confronto tra misurato e simulato per le diverse simulazioni realizzate nei due periodi di test.

NO₂ 02 febbraio 2008 - 08 marzo 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 puntuali	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Borgaro	60.160	194.000	50.346	114.100	42.943	119.110	42.020	117.450
Druento	26.543	127.000	28.231	92.409	25.790	87.094	24.617	86.838
Ivrea	46.768	111.000	22.573	82.377	29.369	83.290	29.343	83.322
Leini - Aceaelectrabel	51.414	144.000	42.157	110.780	43.453	117.110	42.849	114.860
Pinerolo	45.687	135.000	27.468	78.637	42.974	99.119	42.972	99.177
Rivoli	75.500	203.000	48.691	113.000	51.052	108.660	50.832	108.110
Susa	34.112	93.000	7.283	35.203	12.015	80.461	11.888	79.595
TO - via Consolata	99.855	248.000	68.444	123.020	80.010	153.900	79.096	152.820
TO - Lingotto	73.091	194.000	75.689	146.080	80.346	183.020	78.343	167.240
TO - piazza Rebaudengo	86.499	208.000	65.600	118.920	71.281	145.450	70.462	141.230

NO₂ 26 maggio 2008 - 30 giugno 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 puntuali	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Borgaro	20.289	96.000	25.669	81.693	18.911	132.420	18.161	124.830
Druento	8.463	53.000	10.251	35.873	10.895	65.876	9.152	45.847
Ivrea	11.337	36.000	7.800	24.349	10.926	43.569	10.917	43.569
Leini - Aceaelectrabel	15.992	80.000	15.045	94.417	17.960	151.800	17.354	142.780
Pinerolo	23.879	76.000	10.870	40.315	16.838	62.131	16.708	57.483
Rivoli	41.805	132.000	28.042	100.040	29.086	98.471	27.832	97.674
Susa	15.220	53.000	3.335	13.913	4.926	30.017	4.871	30.564
TO - via Consolata	59.324	165.000	45.673	99.488	61.768	165.130	59.674	165.040
TO - Lingotto	36.367	114.000	66.450	125.390	71.409	171.460	66.919	171.670
TO - piazza Rebaudengo	56.961	127.000	45.184	101.940	52.907	167.650	50.794	165.790

PM10 e PM2.5

Il confronto presentato nella tabella seguente mette in rilievo la generale sottostima del modello nello stimare le concentrazioni di PM10, in particolare nei mesi invernali.

La decisa riduzione delle emissioni primarie di fonte industriale ha un effetto non trascurabile (dell'ordine del microgrammo sulla media di periodo) solo nei siti di Carmagnola (TEKSID), Torino Lingotto (FIAT) e Pinerolo (TROMBINI). Nella zona a nord di Torino (Borgaro, Druento, Leini) si registra un leggero aumento delle concentrazioni, per effetto del secondario e dell'inserimento di impianti a biomassa (PROVANA, ASA).

Da notare la sovrastima estiva del PM10 a Torino Lingotto che persiste nonostante la forte riduzione delle emissioni primarie di PM10 nell'area limitrofa.

Tab. 29 PM10: confronto tra misurato e simulato per le diverse simulazioni realizzate nei due periodi di test.

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 puntuali	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Borgaro	89.286	184.000	31.844	49.941	24.975	42.400	25.379	42.774
Carmagnola	92.086	147.000	27.837	40.612	34.139	77.538	33.317	66.002
Druento	66.057	150.000	20.691	29.494	16.380	37.771	16.974	38.473
Ivrea	73.882	170.000	15.520	24.779	15.573	26.449	15.548	26.448
Leini - Aceaelectrabel	84.294	195.000	28.573	51.126	26.454	48.073	26.760	47.864
Pinerolo	76.600	159.000	22.895	35.319	25.032	44.419	24.328	43.650
Susa	53.118	99.000	8.881	16.013	9.077	25.649	9.029	25.521
TO - via Consolata	101.714	183.000	44.695	67.259	60.316	99.080	60.015	97.906
TO - I.T.I.S. Grassi	124.543	209.000	41.401	57.785	40.027	63.209	40.098	63.596
TO - Lingotto	94.692	161.000	60.121	92.903	64.390	112.460	63.107	111.550

PM10 26 maggio 2008 - 30 giugno 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 puntuali	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Borgaro	24.879	46.000	16.871	30.904	14.231	27.602	14.202	27.664
Carmagnola	27.706	60.000	19.928	37.106	23.244	46.433	22.098	45.622
Druento	21.071	41.000	12.740	27.701	13.343	25.659	13.971	25.738
Ivrea	22.906	50.000	9.937	25.169	9.416	26.332	9.402	26.357
Leini - Aceaelectrabel	26.000	49.000	14.596	28.220	15.528	29.238	15.556	29.318
Pinerolo	24.323	47.000	14.946	39.709	13.164	33.793	12.096	30.432
Susa	18.486	44.000	7.556	16.121	6.539	17.290	6.501	17.286
TO - via Consolata	31.323	60.000	21.132	31.948	26.653	42.032	26.382	42.119
TO - I.T.I.S. Grassi	35.412	59.000	21.929	40.296	22.815	40.459	22.775	40.421
TO - Lingotto	24.286	48.000	33.586	52.699	33.063	61.550	32.045	57.542

Considerazioni analoghe possono essere estese al PM2.5, del quale è disponibile un'unica misura a Torino Lingotto.

Tab. 30 PM2.5: confronto tra misurato e simulato per le diverse simulazioni realizzate nei due periodi di test.

PM2.5 02 febbraio 2008 - 08 marzo 2008

	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 puntuali	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
TO - Lingotto	74.091	129.000	49.514	79.014	47.269	81.224	46.395	80.644

PM2.5 26 maggio 2008 - 30 giugno 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 puntuali	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
TO - Lingotto	17.212	36.000	27.107	43.092	23.691	43.670	22.903	40.693

Ozono

Nel caso dell'ozono, le concentrazioni estive simulate sono tutte superiori ai corrispondenti valori misurati, ad eccezione della stazione di Torino Lingotto, in cui si ha una sottostima del modello sia nella stagione estiva che in quella invernale.

Le variazioni prodotte a seguito delle modifiche sulle sorgenti industriali non sono direttamente interpretabili, essendo l'ozono un inquinante secondario. Nel caso di Torino Lingotto, l'aumento di concentrazioni è probabilmente collegato alla riduzione di emissioni di ossidi di azoto nell'area Fiat Mirafiori.

Tab. 31 Ozono: confronto tra misurato e simulato per le diverse simulazioni realizzate nei due periodi di test.

O3 02 febbraio 2008 - 08 marzo 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 puntuali	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Borgaro	22.041	98.000	26.316	85.346	27.443	78.163	28.237	79.067
Druento	38.119	110.000	42.660	86.631	39.136	80.239	40.322	80.939
Leini - Aceaelectrabel	22.467	102.000	32.648	84.781	27.428	78.166	27.973	78.440
Pinerolo	45.483	126.000	44.486	94.011	27.532	78.310	27.548	78.310
Susa	53.548	137.000	61.567	90.319	51.455	82.794	51.593	82.793
TO - Lingotto	24.003	126.000	13.252	79.773	12.650	68.709	13.251	70.400

O₃ 26 maggio 2008 - 30 giugno 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 puntuali	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Borgaro	54.262	175.000	67.425	153.700	77.938	151.620	78.958	151.630
Druento	54.539	196.000	84.224	165.920	86.929	151.830	88.853	153.030
Leini - Aceaelectrabel	67.943	188.000	81.078	166.590	81.678	151.590	82.496	151.920
Pinerolo	68.350	143.000	84.828	150.200	83.601	147.650	83.836	147.820
Susa	64.665	189.000	84.391	151.840	74.526	127.130	74.414	127.630
TO - Lingotto	72.843	203.000	37.954	141.420	44.776	155.280	48.139	156.800

Monossido di Carbonio

Le concentrazioni simulate di monossido di carbonio, inquinante legato al traffico ed in generale ai processi di combustione, sono molto più basse dei valori misurati, in particolare nelle stazioni di tipo traffico, quali Torino Consolata e Torino Rebaudengo.

L'effetto delle modifiche sulle sorgenti puntuali (benché rilevante in termini assoluti, con una riduzione pari a 2947 t/a) ha un impatto molto limitato (dell'ordine di pochi microgrammi/m³) sui livelli di fondo che risultano tra i due e i tre ordini di grandezza superiori.

Tab. 32 Monossido di carbonio: confronto tra misurato e simulato per le diverse simulazioni realizzate nei due periodi di test.

CO 02 febbraio 2008 - 08 marzo 2008

	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 puntuali	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Ivrea	691.657	2200.000	199.426	453.110	233.553	606.040	233.458	604.870
Leini - Aceaelectrabel	642.024	1800.000	264.491	933.460	281.758	1504.400	280.032	1489.400
Pinerolo	889.154	2500.000	242.051	576.280	343.835	940.880	341.843	940.650
Rivoli	801.214	4100.000	302.508	1079.800	323.702	1110.500	322.357	1101.400
Susa	691.190	1700.000	151.196	286.780	160.094	619.720	158.803	599.410
TO - via Consolata	1437.828	3400.000	452.719	1127.900	758.502	2141.300	754.420	2126.000
TO - Lingotto	887.049	2500.000	522.257	1466.300	742.350	2678.400	738.929	2672.100
TO - piazza Rebaudengo	1534.327	4400.000	425.658	1151.100	602.703	2062.300	598.517	2050.400

CO 26 maggio 2008 - 30 giugno 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 puntuali	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Ivrea	250.318	500.000	116.692	216.250	129.791	333.270	129.777	333.270
Leini - Aceaelectrabel	350.188	700.000	127.464	406.750	129.764	622.300	129.326	608.520
Pinerolo	359.745	800.000	142.506	276.200	158.423	381.520	155.497	379.310
Rivoli	374.463	800.000	177.827	402.490	183.277	704.030	182.451	695.940
Susa	296.181	600.000	100.999	189.530	93.362	266.180	92.858	266.270
TO - via Consolata	812.053	2200.000	232.896	521.370	339.332	988.710	336.796	978.430
TO - Lingotto	357.536	1000.000	288.829	694.560	374.629	1048.900	370.855	1024.800
TO - piazza Rebaudengo	752.094	2000.000	223.907	538.230	281.973	923.200	278.804	914.160

Biossido di zolfo

Il biossido di zolfo è l'unico inquinante che, rispetto alle emissioni originarie, risulta aumentato (di poco più di 100 t/a). Le concentrazioni simulate di biossido di zolfo aumentano nella città di Torino, dove, nella stagione invernale, i campi simulati sono già sovrastimati se confrontati con i valori misurati.

Da notare la sottostima che si manifesta nel periodo estivo, se si considerano i siti remoti di Druento e Ivrea, dove è possibile che siano frequenti pratiche di combustione di sfalci, non ben quantificate nell'inventario delle emissioni.

Tab. 33 Biossido di zolfo: confronto tra misurato e simulato per le diverse simulazioni realizzate nei due periodi di test.

SO₂ 02 febbraio 2008 - 08 marzo 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 puntuali	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Druento	3.900	15.000	3.403	14.468	2.837	20.024	2.951	15.109
Ivrea	4.286	16.000	2.332	8.792	3.104	11.957	3.102	12.064
TO - via Consolata	6.278	16.000	10.139	41.263	17.863	66.941	18.167	70.217
TO - piazza Rebaudengo	8.274	44.000	8.862	37.751	12.805	63.552	13.252	63.478

SO₂ 26 maggio 2008 - 30 giugno 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 puntuali	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Druento	3.299	8.000	1.505	5.442	1.299	21.514	1.287	21.324
Ivrea	2.468	7.000	0.800	4.720	0.890	3.318	0.906	3.318
TO - via Consolata	2.723	5.000	2.295	5.229	3.439	11.873	3.547	11.728
TO - piazza Rebaudengo	2.974	10.000	2.251	5.871	2.940	12.657	2.946	12.593

Benzene

A Rivoli il benzene risulta sottostimato sia nel periodo invernale che in quello estivo e non si registrano particolari differenze nei campi modellati a seguito delle modifiche apportate alle sorgenti puntuali.

In via della Consolata è disponibile la misura per il solo periodo invernale: con la discesa di scala si manifesta una decisa sovrastima rispetto ai valori misurati che è corretta solo parzialmente dalla definizione di nuove emissioni.

Tab. 34 Benzene: confronto tra misurato e simulato per le diverse simulazioni realizzate nei due periodi di test.

C6H6 02 febbraio 2008 - 08 marzo 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 puntuali	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Rivoli	4.517	10.300	1.549	10.007	1.638	10.348	1.639	8.523
TO - via Consolata	4.772	12.700	3.804	12.126	6.304	20.422	6.093	16.345

C6H6 26 maggio 2008 - 30 giugno 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 puntuali	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Rivoli	2.473	5.900	0.907	3.115	0.930	5.400	0.934	5.331
TO - via Consolata	-	-	-	-	-	-	-	-

3.4 Predisposizione input emissivo con nuova stima delle emissioni da trasporto su strada, test con variazione della frazione di NO₂ in emissione e analisi statistica di confronto con VAQ08 e DVQ08

Le nuove emissioni del Macrosettore 07 saranno trattate come lineari e quindi attribuite alle maglie della griglia a seconda della lunghezza del tratto di arco intercettato. Saranno inoltre inseriti nei file di appoggio i profili di modulazione desunti dall'analisi dei dati di flusso forniti da 5T e dai dati delle spire in possesso della Provincia di Torino (cfr. par. 2.3.4).

Anche in questo caso sarà effettuato un controllo di coerenza sulle emissioni del trasporto su strada stimate nell'inventario regionale e utilizzate per la VAQ2008.

Nell'ambito dell'analisi di sensibilità sulla catena diagnostica, è stato previsto un approfondimento della questione relativa all'aumento in percentuale dell'emissione primaria di NO₂ (la frazione f-NO₂) che viene imputata all'incremento della circolazione di veicoli diesel Euro 3 e seguenti, a seguito dell'introduzione dei convertitori catalitici (Nagl, C. et al., 2010; Denby, B. R., 2011). Sulla base delle caratteristiche del parco circolante e delle percentuali di NO₂ su NOX in emissione proposti da COPERT per le varie categorie veicolari, è stata fatta l'ipotesi che, nel 2008, il valore della frazione f-NO₂ applicabile nel territorio della Provincia di Torino sia del 20%.

Le attività svolte per questo test sono state pertanto:

- definizione del file lin contenente le emissioni associate al grafo provinciale e dei corrispondenti profili di modulazione;
- definizione dei file delle emissioni diffuse ("srf");
- produzione di un input alle simulazioni modellistiche: grigliatura, speciazione e modulazione delle emissioni (allineate alla VAQ08) con Emission Manager;
- realizzazione di una simulazione sul periodo bimestrale concordato (cfr. par. 3.1.2) ad 1 km di risoluzione spaziale;
- realizzazione di una simulazione gemella con una frazione di NO₂ in emissione incrementata al 20% per il solo Macrosettore 07;
- confronto con i dati di centralina e calcolo degli indicatori statistici concordati.

3.4.1 Risultato della simulazione modellistica nei periodi di test

Come già evidenziato nel par. 2.3, la stima delle emissioni con metodologia bottom-up ha comportato una riduzione delle emissioni attribuibili al trasporto su strada per tutti gli inquinanti (ad eccezione dell'ammoniaca). La riduzione è accentuata nel comune di Torino, dove, a causa del differente approccio utilizzato, risultano circolare una quantità inferiore di mezzi pesanti rispetto alla stima contenuta nell'inventario regionale.

Le differenze assolute nelle concentrazioni di biossido di azoto tra la simulazione originaria e quella ottenuta con la nuova trattazione delle emissioni del traffico (in alto in Fig. 66) mostrano infatti un decremento nel comune di Torino e nella zona a sud-ovest, mentre si ha un incremento in corrispondenza degli archi autostradali. Nel caso estivo (a sinistra), le differenze appaiono accentuate, a causa della diversa modulazione temporale adottata (cfr. Fig. 28).

La variazione di biossido di azoto direttamente emesso dai veicoli ha un effetto evidente sulle concentrazioni invernali, riportando i valori nel centro di Torino sui livelli della simulazione base (in basso a sinistra in Fig. 66). Nel caso estivo, l'effetto è molto ridimensionato, probabilmente a causa della maggiore efficacia della radiazione solare nel trasformare il biossido di azoto disponibile in ozono.

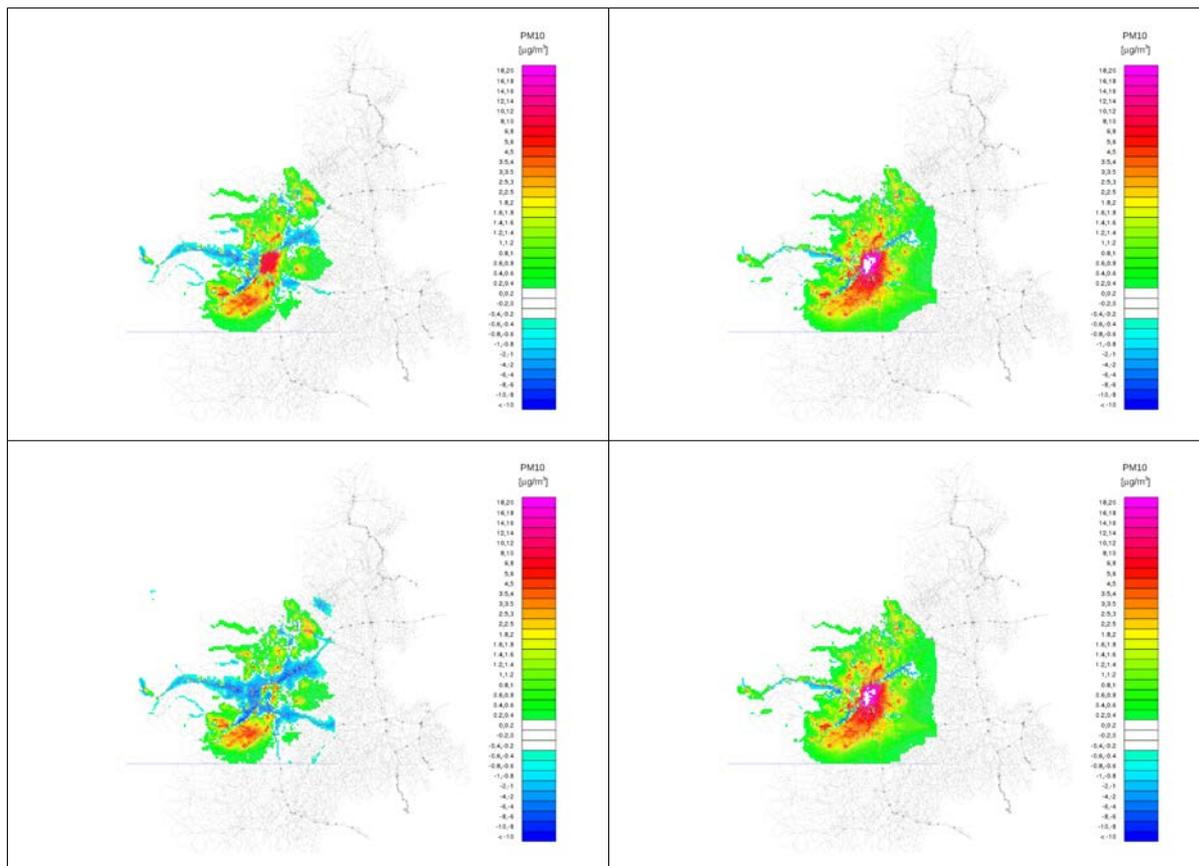


Fig. 66 Concentrazione media di NO_2 nel periodo invernale (colonna a destra) ed estivo (colonna a sinistra). Differenza tra la simulazione a 1Km (DVQ08) e le simulazioni a 1Km con trattazione lineare del traffico (DVQ08 lineari, in alto) e frazione di NO_2 in emissione incrementata al 20% (DVQ08 lineari fNO2, in basso).

Anche nel caso del PM10 (cfr. Fig. 67), le differenze assolute di concentrazioni mettono in luce la redistribuzione delle emissioni di particolato primario (esausto e da risospensione) con il decremento nel comune di Torino e l'incremento lungo gli assi della rete autostradale dove sono più intensi i flussi di veicoli pesanti. La variazione nella frazione di NO₂ direttamente emesso non produce cambiamenti significativi, dal momento che i processi che portano alla formazione del particolato secondario avvengono su tempi scala più lenti rispetto alla conversione di NO in NO₂.

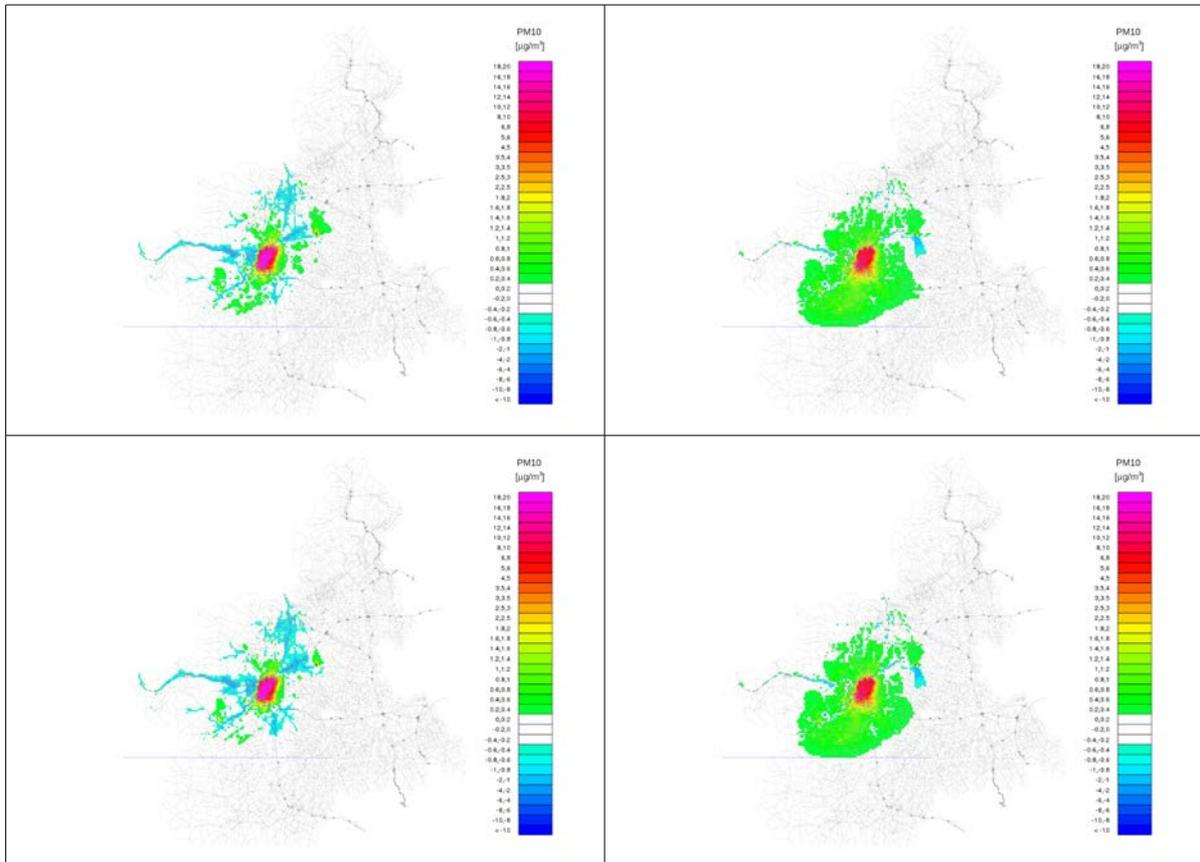


Fig. 67 Concentrazione media di PM10 nel periodo invernale (colonna a destra) ed estivo (colonna a sinistra). Differenza tra la simulazione a 1Km (DVQ08) e le simulazioni a 1Km con trattazione lineare del traffico (DVQ08 lineari, in alto) e frazione di NO₂ in emissione incrementata al 20% (DVQ08 lineari fNO₂, in basso).

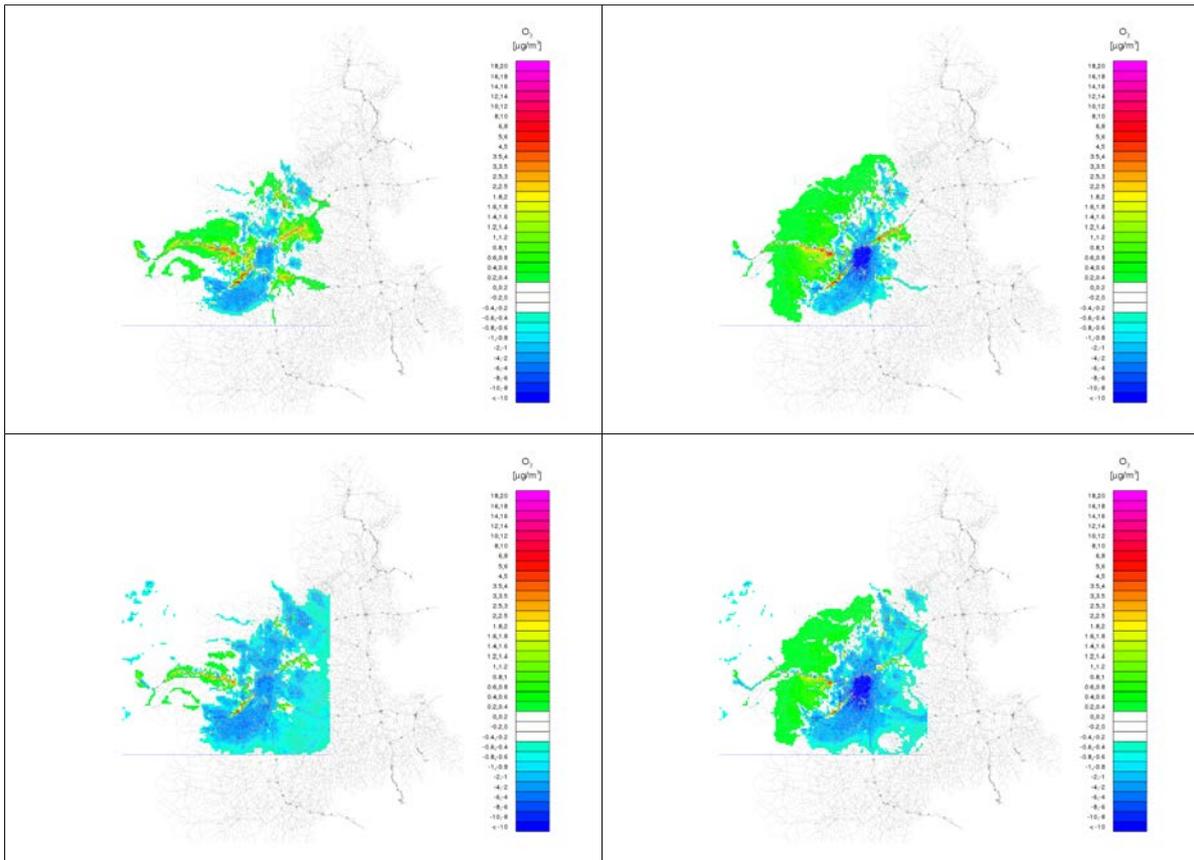


Fig. 68: Concentrazione media di Ozono nel periodo invernale (colonna a destra) ed estivo (colonna a sinistra). Differenza tra la simulazione a 1Km (DVQ08) e le simulazioni a 1Km con trattazione lineare del traffico (DVQ08 lineari, in alto) e frazione di NO₂ in emissione incrementata al 20% (DVQ08 lineari fNO₂, in basso).

La mappa delle concentrazioni di ozono infine (cfr.

Fig. 68) mostra un incremento delle concentrazioni nell'area urbana di Torino, dovuta alla diminuzione di concentrazione di ossidi di azoto e quindi alla minor disponibilità di NO da ossidare a NO₂.

3.4.2 Confronto punto-punto presso le centraline selezionate

Nelle pagine seguenti sono riportate le tabelle di sintesi sui valori ottenuti nelle varie simulazioni confrontate con i valori misurati nei siti della rete di monitoraggio individuati per l'analisi.

Le tabelle riportano, inquinante per inquinante, i valori medi e massimi di periodo. Sono stati evidenziati, per ogni centralina, i valori che più si avvicinano al dato misurato in modo da agevolare l'interpretazione degli effetti delle modifiche.

Biossido di Azoto

Come già anticipato nel paragrafo precedente, la riduzione delle emissioni di ossidi di azoto conseguente alla stima bottom-up comporta una generale diminuzione nei campi simulati di NO₂, rispetto al risultato della simulazione base.

L'effetto di questa riduzione nelle emissioni è compensato dalla variazione nella percentuale di NO₂ direttamente emesso: nei mesi invernali, in quasi tutte le centraline, il test lineari.fNO₂ è quello che offre un miglior confronto con la misura, in particolare se si guardano i valori massimi. Una eccezione è rappresentata da Torino Lingotto, dove, come già detto, le simulazioni producono una sovrastima probabilmente in parte riconducibile ad emissioni industriali sovrastimate nell'inventario regionale.

Nei mesi estivi, le differenze tra le due simulazioni con traffico lineare si riducono. La simulazione base mostra un miglior accordo con i dati sperimentali, ad eccezione del sito di Rivoli dove le emissioni lineari del traffico risultano trattate più accuratamente causando un incremento di concentrazioni in un'area solitamente sottostimata.

Tab. 35 Biossido di azoto: confronto tra misurato e simulato per le diverse simulazioni realizzate nei due periodi di test.

NO₂ 02 febbraio 2008 - 08 marzo 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 lineari		DVQ08 lineari.fNO ₂	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Borgaro	60.160	194.000	50.346	114.100	42.943	119.110	41.703	113.600	43.429	133.000
Druento	26.543	127.000	28.231	92.409	25.790	87.094	25.688	86.311	26.000	90.937
Ivrea	46.768	111.000	22.573	82.377	29.369	83.290	29.510	82.849	30.124	91.342
Leini - Aceaelectrabel	51.414	144.000	42.157	110.780	43.453	117.110	42.277	110.640	44.172	135.830
Pinerolo	45.687	135.000	27.468	78.637	42.974	99.119	38.339	95.405	39.814	103.000
Rivoli	75.500	203.000	48.691	113.000	51.052	108.660	54.851	109.900	59.935	137.180
Susa	34.112	93.000	7.283	35.203	12.015	80.461	12.662	80.703	12.823	86.224
TO - via Consolata	99.855	248.000	68.444	123.020	80.010	153.900	72.468	152.840	82.461	185.640
TO - Lingotto	73.091	194.000	75.689	146.080	80.346	183.020	71.668	165.930	80.421	197.500
TO - piazza Rebaudengo	86.499	208.000	65.600	118.920	71.281	145.450	63.838	136.800	70.477	162.370

NO₂ 26 maggio 2008 - 30 giugno 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 lineari		DVQ08 lineari.fNO ₂	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Borgaro	20.289	96.000	25.669	81.693	18.911	132.420	15.945	104.740	15.995	105.500
Druento	8.463	53.000	10.251	35.873	10.895	65.876	10.019	72.462	9.999	72.231
Ivrea	11.337	36.000	7.800	24.349	10.926	43.569	10.601	45.195	10.633	47.078
Leini - Aceaelectrabel	15.992	80.000	15.045	94.417	17.960	151.800	16.035	124.770	16.098	126.530
Pinerolo	23.879	76.000	10.870	40.315	16.838	62.131	10.990	49.732	11.015	50.425
Rivoli	41.805	132.000	28.042	100.040	29.086	98.471	30.341	107.870	30.861	113.240
Susa	15.220	53.000	3.335	13.913	4.926	30.017	4.782	29.288	4.798	29.493
TO - via Consolata	59.324	165.000	45.673	99.488	61.768	165.130	41.133	142.410	42.063	149.980
TO - Lingotto	36.367	114.000	66.450	125.390	71.409	171.460	50.036	132.070	51.383	136.450
TO - piazza Rebaudengo	56.961	127.000	45.184	101.940	52.907	167.650	37.182	144.530	37.817	152.200

PM10 e PM2.5

Il confronto presentato nella tabella seguente mette in rilievo la generale sottostima del modello nello stimare le concentrazioni di PM10, in particolare nei mesi invernali.

La decisa riduzione delle emissioni di particolato nella città di Torino comporta un peggioramento della performance del modello nelle stazioni torinesi rispetto al caso base (DVQ08), in particolare nella stagione invernale quando le concentrazioni modellistiche risultano molto sottostimate. Il confronto appare migliore nelle stazioni più direttamente influenzate dalle emissioni di un asse autostradale (Carmagnola, Ivrea, Susa).

Sia per il PM10 che per il PM2.5, a Torino Lingotto le nuove emissioni da traffico permettono una stima più aderente alla misura nei mesi estivi.

Tab. 36 PM10: confronto tra misurato e simulato per le diverse simulazioni realizzate nei due periodi di test.

PM10 02 febbraio 2008 - 08 marzo 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 lineari		DVQ08 lineari.fNO2	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Borgaro	89.286	184.000	31.844	49.941	24.975	42.400	23.968	40.908	24.113	41.326
Carmagnola	92.086	147.000	27.837	40.612	34.139	77.538	35.234	77.675	35.476	78.426
Druento	66.057	150.000	20.691	29.494	16.380	37.771	16.418	37.519	16.524	37.797
Ivrea	73.882	170.000	15.520	24.779	15.573	26.449	16.199	27.512	16.257	27.599
Leinì - Aceaelectrabel	84.294	195.000	28.573	51.126	26.454	48.073	25.684	47.166	25.841	47.614
Pinerolo	76.600	159.000	22.895	35.319	25.032	44.419	23.694	42.651	23.782	42.921
Susa	53.118	99.000	8.881	16.013	9.077	25.649	9.750	26.696	9.766	26.909
TO - via Consolata	101.714	183.000	44.695	67.259	60.316	99.080	42.626	74.452	42.783	74.982
TO - I.T.I.S. Grassi	124.543	209.000	41.401	57.785	40.027	63.209	30.926	55.263	31.066	55.686
TO - Lingotto	94.692	161.000	60.121	92.903	64.390	112.460	45.357	74.628	45.550	74.79

PM10 26 maggio 2008 - 30 giugno 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 lineari		DVQ08 lineari.fNO2	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Borgaro	24.879	46.000	16.871	30.904	14.231	27.602	13.157	27.814	13.163	27.670
Carmagnola	27.706	60.000	19.928	37.106	23.244	46.433	23.112	46.800	23.192	47.008
Druento	21.071	41.000	12.740	27.701	13.343	25.659	12.898	25.548	12.907	25.571
Ivrea	22.906	50.000	9.937	25.169	9.416	26.332	9.550	27.013	9.545	26.961
Leinì - Aceaelectrabel	26.000	49.000	14.596	28.220	15.528	29.238	14.695	29.634	14.652	29.489
Pinerolo	24.323	47.000	14.946	39.709	13.164	33.793	11.736	32.051	11.735	31.853
Susa	18.486	44.000	7.556	16.121	6.539	17.290	6.794	17.596	6.791	17.595
TO - via Consolata	31.323	60.000	21.132	31.948	26.653	42.032	17.196	31.188	17.247	31.506
TO - I.T.I.S. Grassi	35.412	59.000	21.929	40.296	22.815	40.459	17.063	34.839	17.080	34.882
TO - Lingotto	24.286	48.000	33.586	52.699	33.063	61.550	21.981	45.628	22.057	45.934

Tab. 37 PM2.5: confronto tra misurato e simulato per le diverse simulazioni realizzate nei due periodi di test.

PM2.5 02 febbraio 2008 - 08 marzo 2008

	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 lineari		DVQ08 lineari.fNO2	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
TO - Lingotto	74.091	129.000	49.514	79.014	47.269	81.224	35.777	59.439	35.974	59.928

PM2.5 26 maggio 2008 - 30 giugno 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 lineari		DVQ08 lineari.fNO2	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
TO - Lingotto	17.212	36.000	27.107	43.092	23.691	43.670	17.037	34.346	17.107	34.651

Ozono

Nel caso dell'ozono, la discesa di scala a 1 km di risoluzione mostra un peggioramento rispetto alle stime che derivano dal modello a scala regionale (4 km).

Le concentrazioni estive simulate sono tutte superiori ai corrispondenti valori misurati, ad eccezione della stazione di Torino Lingotto, in cui si ha una sottostima del modello sia nella stagione estiva che in quella invernale. In questo caso, il nuovo input emissivo provoca un avvicinamento al valore misurato, con un aumento di concentrazioni di ozono, sia nel test estivo che in quello invernale, collegato alla riduzione di emissioni di ossidi di azoto e di VOC rispetto all'inventario regionale.

Tab. 38 Ozono: confronto tra misurato e simulato per le diverse simulazioni realizzate nei due periodi di test.

O₃ 02 febbraio 2008 - 08 marzo 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 lineari		DVQ08 lineari.fNO2	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Borgaro	22.041	98.000	26.316	85.346	27.443	78.163	27.999	76.338	29.246	77.047
Druento	38.119	110.000	42.660	86.631	39.136	80.239	38.680	79.011	39.583	79.437
Leinì - Aceaelectrabel	22.467	102.000	32.648	84.781	27.428	78.166	27.594	76.876	28.780	77.244
Pinerolo	45.483	126.000	44.486	94.011	27.532	78.310	31.016	78.647	32.131	79.497
Susa	53.548	137.000	61.567	90.319	51.455	82.794	50.751	82.537	51.372	82.724
TO - Lingotto	24.003	126.000	13.252	79.773	12.650	68.709	14.700	69.749	15.840	71.370

O₃ 26 maggio 2008 - 30 giugno 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 lineari		DVQ08 lineari.fNO2	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Borgaro	54.262	175.000	67.425	153.700	77.938	151.620	79.773	150.320	80.830	151.100
Druento	54.539	196.000	84.224	165.920	86.929	151.830	86.767	148.430	87.304	148.900
Leinì - Aceaelectrabel	67.943	188.000	81.078	166.590	81.678	151.590	82.246	148.530	83.308	149.230
Pinerolo	68.350	143.000	84.828	150.200	83.601	147.650	87.601	146.310	88.541	147.020
Susa	64.665	189.000	84.391	151.840	74.526	127.130	74.204	124.000	74.659	124.550
TO - Lingotto	72.843	203.000	37.954	141.420	44.776	155.280	61.093	158.010	63.889	159.980

Monossido di Carbonio

Le concentrazioni simulate di monossido di carbonio, inquinante legato al traffico ed in generale ai processi di combustione, sono molto più basse dei valori misurati, in particolare nelle stazioni di tipo traffico, quali Torino Consolata e Torino Rebaudengo.

L'effetto delle modifiche sulle emissioni da traffico (rilevante in termini assoluti, con una riduzione dell'ordine di 22 kt/a, cfr. Fig. 24) ha un impatto molto evidente sui livelli di concentrazione simulati, che risultano inferiori a quelli ottenuti nella simulazione di riferimento (DVQ08).

Tab. 39 Monossido di carbonio: confronto tra misurato e simulato per le diverse simulazioni realizzate nei due periodi di test.

CO 02 febbraio 2008 - 08 marzo 2008

	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 lineari		DVQ08 lineari.fNO2	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Ivrea	691.657	2200.000	199.426	453.110	233.553	606.040	201.877	460.180	201.878	460.180
Leini - Aceaelectrabel	642.024	1800.000	264.491	933.460	281.758	1504.400	248.684	998.900	248.684	998.900
Pinerolo	889.154	2500.000	242.051	576.280	343.835	940.880	272.578	686.040	272.578	686.040
Rivoli	801.214	4100.000	302.508	1079.800	323.702	1110.500	274.685	820.520	274.685	820.520
Susa	691.190	1700.000	151.196	286.780	160.094	619.720	145.481	503.970	145.482	503.960
TO - via Consolata	1437.828	3400.000	452.719	1127.900	758.502	2141.300	517.274	1474.100	517.275	1474.100
TO - Lingotto	887.049	2500.000	522.257	1466.300	742.350	2678.400	490.259	1846.900	490.259	1846.900
TO - piazza Rebaudengo	1534.327	4400.000	425.658	1151.100	602.703	2062.300	398.530	1406.900	398.531	1406.900

CO 26 maggio 2008 - 30 giugno 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 lineari		DVQ08 lineari.fNO2	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Ivrea	250.318	500.000	116.692	216.250	129.791	333.270	111.979	253.740	111.979	253.740
Leini - Aceaelectrabel	350.188	700.000	127.464	406.750	129.764	622.300	116.829	396.480	116.829	396.480
Pinerolo	359.745	800.000	142.506	276.200	158.423	381.520	120.619	252.190	120.619	252.210
Rivoli	374.463	800.000	177.827	402.490	183.277	704.030	147.703	487.980	147.703	487.990
Susa	296.181	600.000	100.999	189.530	93.362	266.180	81.442	229.610	81.442	229.610
TO - via Consolata	812.053	2200.000	232.896	521.370	339.332	988.710	218.557	671.360	218.557	671.370
TO - Lingotto	357.536	1000.000	288.829	694.560	374.629	1048.900	234.119	743.380	234.119	743.380
TO - piazza Rebaudengo	752.094	2000.000	223.907	538.230	281.973	923.200	180.824	576.780	180.824	576.780

Biossido di zolfo

Le emissioni di biossido di zolfo del traffico sono risultate molto ridimensionate rispetto alle emissioni originarie a causa dell'applicazione di un fattore emissivo aggiornato al tenore di zolfo nei combustibili attualmente in vendita. Conseguentemente le concentrazioni simulate di biossido di zolfo diminuiscono nella città di Torino, dove però, nella stagione invernale, risultano sovrastimate se confrontate con i valori misurati (in particolare in via della Consolata).

Da notare la sottostima che si manifesta nel periodo estivo con le nuove emissioni del traffico. Essendo in questo caso il fattore emissivo legato esclusivamente al combustibile consumato, questo risultato potrebbe suggerire una scorretta modulazione delle emissioni nel corso dell'anno.

Tab. 40 Biossido di zolfo: confronto tra misurato e simulato per le diverse simulazioni realizzate nei due periodi di test.

SO₂ 02 febbraio 2008 - 08 marzo 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 lineari		DVQ08 lineari.fNO2	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Druento	3.900	15.000	3.403	14.468	2.837	20.024	2.485	15.890	2.539	19.215
Ivrea	4.286	16.000	2.332	8.792	3.104	11.957	2.617	10.513	2.637	10.511
TO - via Consolata	6.278	16.000	10.139	41.263	17.863	66.941	13.998	60.274	14.078	60.274
TO - piazza Rebaudengo	8.274	44.000	8.862	37.751	12.805	63.552	9.786	54.279	9.847	54.279

SO₂ 26 maggio 2008 - 30 giugno 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 lineari		DVQ08 lineari.fNO2	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Druento	3.299	8.000	1.505	5.442	1.299	21.514	1.126	9.849	1.024	21.345
Ivrea	2.468	7.000	0.800	4.720	0.890	3.318	0.659	2.596	0.580	2.596
TO - via Consolata	2.723	5.000	2.295	5.229	3.439	11.873	1.625	5.236	1.388	5.225
TO - piazza Rebaudengo	2.974	10.000	2.251	5.871	2.940	12.657	1.616	7.378	1.449	7.364

Benzene

A Rivoli il benzene risulta sottostimato sia nel periodo invernale che in quello estivo, arrivando a coprire circa il 20% delle concentrazioni misurate. Su questi valori influisce, oltre alla riduzione delle emissioni di COV nella nuova stima, anche l'applicazione di profili di speciazione derivati sulla base delle caratteristiche del parco circolante.

In via della Consolata è disponibile la misura per il solo periodo invernale: con la discesa di scala si manifesta una decisa sovrastima rispetto ai valori misurati che è ridimensionata dalla definizione di nuove emissioni.

Tab. 41 Benzene: confronto tra misurato e simulato per le diverse simulazioni realizzate nei due periodi di test.

C6H6 02 febbraio 2008 - 08 marzo 2008

	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 lineari		DVQ08 lineari.fNO2	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Rivoli	4.517	10.300	1.549	10.007	1.638	10.348	0.893	5.723	0.893	5.723
TO - via Consolata	4.772	12.700	3.804	12.126	6.304	20.422	3.097	11.991	3.097	11.991

C6H6 26 maggio 2008 - 30 giugno 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 lineari		DVQ08 lineari.fNO2	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Rivoli	2.473	5.900	0.907	3.115	0.930	5.400	0.47276353	2.5289	0.47274066	2.5289
TO - via Consolata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

3.5 Predisposizione input emissivo con aggiornamento del Macrosettore 02, test di 1 mese invernale e analisi statistica di confronto con VAQ08 e DVQ08

A seguito degli approfondimenti sul Macrosettore 02 (cfr. par. 2.4), è stata predisposta un nuovo input emissivo per il riscaldamento civile, che tiene conto della penetrazione della rete di TLR nelle diverse aree urbanizzate.

L'indagine conoscitiva descritta al par. 2.4 ha consentito di individuare l'estensione delle aree raggiunte da una rete di teleriscaldamento e quantità di volumetria allacciata per ogni area, portando alla definizione di una nuovo layer cartografico per l'attribuzione delle emissioni comunali alla griglia di calcolo.

Le ulteriori attività realizzate sono state:

- inserimento della nuova stima delle emissioni del macrosettore 02, inclusa la combustione di legna con i nuovi fattori emissivi AERA, su base comunale (file "srf");
- inserimento su base comunale delle stime emissive delle piccole reti di tlr a biomassa legnosa e delle pizzerie con forno a legna;
- produzione di un input alle simulazioni modellistiche: grigliatura, speciazione e modulazione delle emissioni (allineate alla VAQ08) con Emission Manager;
- realizzazione di una simulazione sul periodo invernale (cfr. par. 3.1.2) ad 1 km di risoluzione spaziale;
- confronto con i dati di centralina e calcolo degli indicatori statistici concordati.

In questa simulazione non sono inserite modifiche alle sorgenti puntuali, in particolare non emerge quindi l'impatto degli impianti di combustione a servizio di grandi reti. Per la valutazione complessiva, si rimanda al run annuale che ingloba tutte le modifiche apportate.

3.5.1 Risultato della simulazione modellistica nei periodi di test

Come discusso nel paragrafo 2.4, la nuova stima delle emissioni della combustione non industriale ha comportato un incremento per tutti gli inquinanti, eccetto che per gli ossidi di azoto. La mappa delle differenze tra la DVQ08 e la simulazione AERA (v. Fig. 69) mostra infatti una generale diminuzione delle concentrazioni di biossido di azoto invernali, anche se appaiono degli incrementi dovuti alla modifica del layer usato per la spazializzazione, che tiene conto dello sviluppo del teleriscaldamento, e alla differente allocazione dei consumi di metano su base comunale.

In particolare, appare con evidenza l'incremento delle concentrazioni nella parte nord del comune di Torino, accompagnato dal decremento nella zona centro-sud dove è presente una notevole volumetria allacciata alla rete di teleriscaldamento.

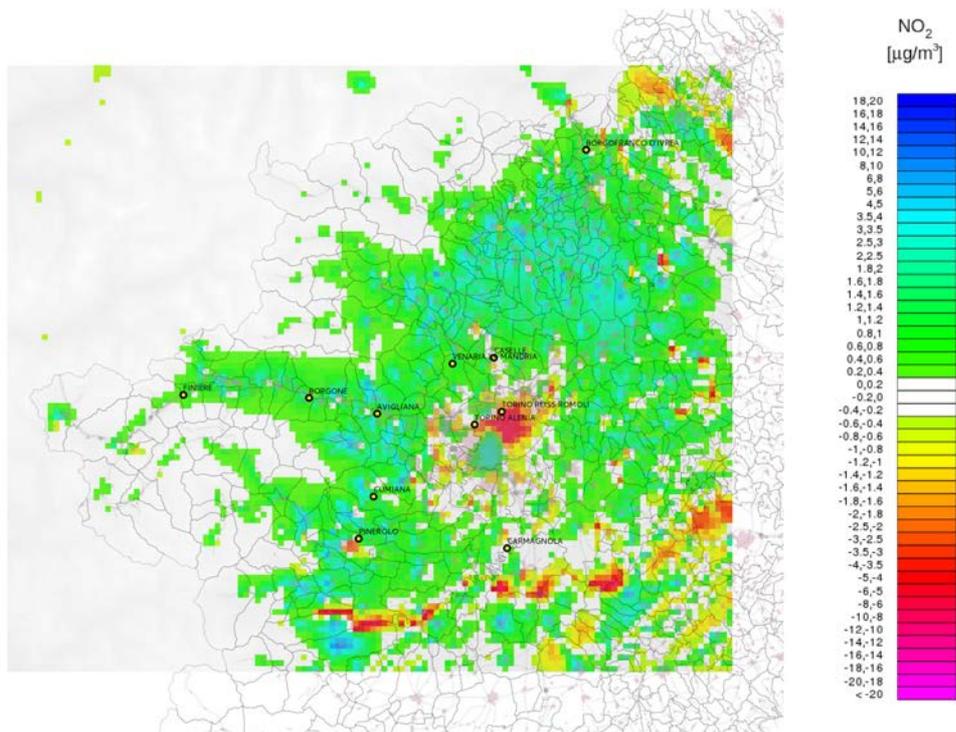


Fig. 69 Concentrazione media di NO₂ nel periodo invernale. Differenza tra la simulazione a 1Km (DVQ08) e la simulazione a 1Km con le variazioni alla combustione non industriale (DVQ08 risnew).

Passando alle concentrazioni di PM10, si osserva un generale incremento delle concentrazioni medie per effetto della nuova stima delle emissioni legate alla combustione di legna per fini termici, con un fabbisogno maggiore attribuito alla provincia. L'aumento nelle concentrazioni invernali è particolarmente evidente in corrispondenza dei centri abitati, e più contenuto sull'area metropolitana, dove è minore l'incidenza del consumo di legna rispetto agli altri combustibili.

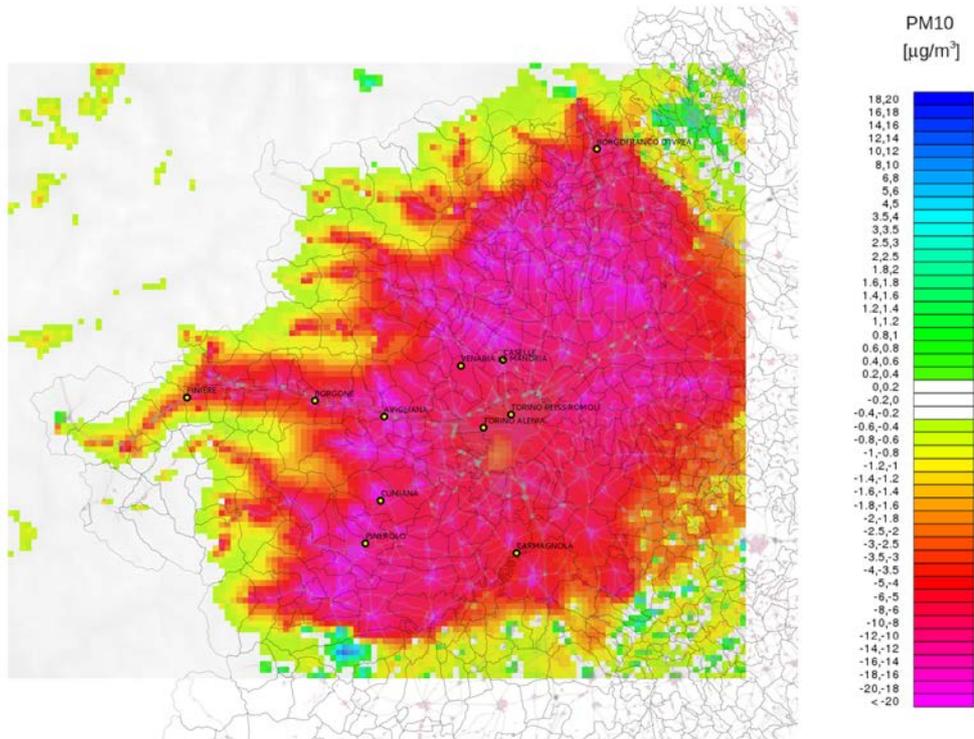


Fig. 70 Concentrazione media di PM10 nel periodo invernale. Differenza tra la simulazione a 1Km (DVQ08) e la simulazione a 1Km con le variazioni alla combustione non industriale (DVQ08 risnew).

3.5.2 Confronto punto-punto presso le centraline selezionate

Nelle pagine seguenti sono riportate le tabelle di sintesi sui valori ottenuti nelle varie simulazioni confrontate con i valori misurati nei siti della rete di monitoraggio individuati per l'analisi.

Le tabelle riportano, inquinante per inquinante, i valori medi e massimi di periodo. Sono stati evidenziati, per ogni centralina, i valori che più si avvicinano al dato misurato in modo da agevolare l'interpretazione degli effetti delle modifiche.

Biossido di Azoto

Come già detto, la nuova stima delle emissioni del Macrosettore 02 comporta una riduzione delle emissioni di ossidi di azoto (-10% circa) e quindi una generale diminuzione nei campi simulati di NO₂, sebbene la diversa allocazione di gas naturale ai singoli comuni possa provocare risultati migliorativi in corrispondenza di alcuni dei punti di misura selezionati. Osservando i risultati riportati nella Tab. 42, si può notare un miglioramento rispetto alla DVQ08 per le misure di Pinerolo, Ivrea e Torino. In quest'ultimo caso, sia Torino Consolata che Torino Rebaudengo 'beneficiano' dello spostamento delle emissioni del Macrosettore 02 in zone non servite dal teleriscaldamento.

In un numero maggiore di centraline si ha un miglioramento nella descrizione dei valori di picco, verosimilmente dovuto alla modulazione temporale.

Appare interessante il decremento rispetto alla DVQ08 che si manifesta nella centralina di Susa: in questo caso, la riduzione delle emissioni di NOX è superiore al 30% ed è legato all'utilizzo di fattori emissivi più penalizzanti nell'inventario regionale 2007, per la combustione di legna in caldaie e di metano in caldaiette.

Tab. 42 Biossido di azoto: confronto tra misurato e simulato per le diverse simulazioni realizzate nei due periodi di test.

NO₂ 02 febbraio 2008 - 08 marzo 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 risc.	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Borgaro	60.160	194.000	50.346	114.100	42.943	119.110	42.990	122.660
Druento	26.543	127.000	28.231	92.409	25.790	87.094	24.722	87.014
Ivrea	46.768	111.000	22.573	82.377	29.369	83.290	29.573	84.781
Leinì - Aceaelectrabel	51.414	144.000	42.157	110.780	43.453	117.110	42.423	119.430
Pinerolo	45.687	135.000	27.468	78.637	42.974	99.119	43.942	100.180
Rivoli	75.500	203.000	48.691	113.000	51.052	108.660	49.662	109.960
Susa	34.112	93.000	7.283	35.203	12.015	80.461	10.038	74.699
TO - via Consolata	99.855	248.000	68.444	123.020	80.010	153.900	86.108	174.450
TO - Lingotto	73.091	194.000	75.689	146.080	80.346	183.020	78.042	166.160
TO - piazza Rebaudengo	86.499	208.000	65.600	118.920	71.281	145.450	74.703	166.900

PM10 e PM2.5

Il confronto presentato nella tabella seguente evidenzia l'incremento nelle concentrazioni simulate presso tutti i punti di misura, sia in termini di media di periodo che di valori massimi orari. Rispetto alla DVQ08, la simulazione con il nuovo input per il macrosettore02 registra aumenti nel valore medio del 10% circa su Torino, del 35% circa su Borgaro e Leini, fino a poco meno del 100% su Pinerolo e Susa.

Anche con queste modifiche, persiste la sottostima del modello, che oscilla tra il 29% di Torino Lingotto e il 66% di Susa, nella ricostruzione delle elevate concentrazioni invernali.

Tab. 43 PM10: confronto tra misurato e simulato per le diverse simulazioni realizzate nei due periodi di test.

PM10 02 febbraio 2008 - 08 marzo 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 risc.	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Borgaro	89.286	184.000	31.844	49.941	24.975	42.400	33.867	54.768
Carmagnola	92.086	147.000	27.837	40.612	34.139	77.538	50.161	103.300
Druento	66.057	150.000	20.691	29.494	16.380	37.771	26.061	57.858
Ivrea	73.882	170.000	15.520	24.779	15.573	26.449	26.817	40.659
Leini - Aceaelectrabel	84.294	195.000	28.573	51.126	26.454	48.073	36.701	61.364
Pinerolo	76.600	159.000	22.895	35.319	25.032	44.419	49.738	83.605
Susa	53.118	99.000	8.881	16.013	9.077	25.649	17.845	48.290
TO - via Consolata	101.714	183.000	44.695	67.259	60.316	99.080	68.735	117.370
TO - I.T.I.S. Grassi	124.543	209.000	41.401	57.785	40.027	63.209	45.706	75.099
TO - Lingotto	94.692	161.000	60.121	92.903	64.390	112.460	67.101	118.160

Considerazioni analoghe possono essere estese al PM2.5: l'unica misura disponibile, a Torino Lingotto, seppur in presenza di un incremento con la modifica dell'input emissivo, risulta sottostimata del 30% circa.

Tab. 44 PM2.5: confronto tra misurato e simulato per le diverse simulazioni realizzate nei due periodi di test.

PM2.5 02 febbraio 2008 - 08 marzo 2008

	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 risc.	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
TO - Lingotto	74.091	129.000	49.514	79.014	47.269	81.224	49.900	86.906

Ozono

L'ozono è un inquinante secondario che non presenta particolari criticità nel periodo invernale. Le modifiche apportate all'input emissivo non producono significative variazioni nelle stazioni di misura.

Tab. 45 Ozono: confronto tra misurato e simulato per le diverse simulazioni realizzate nei due periodi di test.

O3 02 febbraio 2008 - 08 marzo 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 risc.	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Borgaro	22.041	98.000	26.316	85.346	27.443	78.163	28.002	79.226
Druento	38.119	110.000	42.660	86.631	39.136	80.239	40.810	81.609
Leini - Aceaelectrabel	22.467	102.000	32.648	84.781	27.428	78.166	28.858	81.846
Pinerolo	45.483	126.000	44.486	94.011	27.532	78.310	27.393	79.164
Susa	53.548	137.000	61.567	90.319	51.455	82.794	53.639	82.873
TO - Lingotto	24.003	126.000	13.252	79.773	12.650	68.709	13.339	69.787

Monossido di Carbonio

Come per il particolato, la nuova stima emissiva del contributo del macrosettore 02 presenta un incremento per il monossido di carbonio.

L'effetto delle modifiche sulle concentrazioni misurate ha un impatto positivo, avvicinando in tutti i punti di misura i valori modellati a quelli rilevati, anche se persiste una generalizzata sottostima, sia presso le centraline da traffico che in quelle di fondo.

Tab. 46 Monossido di carbonio: confronto tra misurato e simulato per le diverse simulazioni realizzate nei due periodi di test.

CO 02 febbraio 2008 - 08 marzo 2008

	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 risc.	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Ivrea	691.657	2200.000	199.426	453.110	233.553	606.040	329.924	863.340
Leini - Aceaelectrabel	642.024	1800.000	264.491	933.460	281.758	1504.400	372.590	1660.800
Pinerolo	889.154	2500.000	242.051	576.280	343.835	940.880	556.052	1790.700
Rivoli	801.214	4100.000	302.508	1079.800	323.702	1110.500	372.575	1236.000
Susa	691.190	1700.000	151.196	286.780	160.094	619.720	233.595	1068.600
TO - via Consolata	1437.828	3400.000	452.719	1127.900	758.502	2141.300	896.090	2562.000
TO - Lingotto	887.049	2500.000	522.257	1466.300	742.350	2678.400	796.100	2924.700
TO - piazza Rebaudengo	1534.327	4400.000	425.658	1151.100	602.703	2062.300	698.679	2457.400

Biossido di zolfo

Il biossido di zolfo è, rispetto alle emissioni originarie dell'IREA07, ridotto nella nuova stima che si basa sui consumi del 2008, con una riduzione di combustibili ad alto tenore di zolfo (totale eliminazione del carbone, riduzione di gasolio e BTZ).

Di conseguenza si ha una generale riduzione delle concentrazioni simulate, che porta ad un migliore accordo nella città di Torino, dove, nella stagione invernale, i campi simulati sono sovrastimati, ed ad un peggioramento all'esterno dell'area metropolitana (Druento e Ivrea) dove i campi simulati sono sottostimati.

Tab. 47 Biossido di zolfo: confronto tra misurato e simulato per le diverse simulazioni realizzate nei due periodi di test.

SO2 02 febbraio 2008 - 08 marzo 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 risc.	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Druento	3.900	15.000	3.403	14.468	2.837	20.024	2.695	19.826
Ivrea	4.286	16.000	2.332	8.792	3.104	11.957	2.880	10.543
TO - via Consolata	6.278	16.000	10.139	41.263	17.863	66.941	13.278	50.010
TO - piazza Rebaudengo	8.274	44.000	8.862	37.751	12.805	63.552	10.240	43.512

Benzene

La nuova stima delle emissioni da riscaldamento non produce significative variazioni rispetto al DVQ08 nei punti di misura del benzene. I dati di confronto per questo parametro sono infatti disponibili solo in due centraline di tipo traffico dell'area metropolitana (Rivoli e Consolata).

Tab. 48 Benzene: confronto tra misurato e simulato per le diverse simulazioni realizzate nei due periodi di test.

C6H6 02 febbraio 2008 - 08 marzo 2008

	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 risc.	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Rivoli	4.517	10.300	1.549	10.007	1.638	10.348	1.633	10.261
TO - via Consolata	4.772	12.700	3.804	12.126	6.304	20.422	6.031	19.940

3.6 Predisposizione input emissivo con nuova stima delle emissioni del settore agricolo, test di 2 mesi (uno estivo e uno invernale) e analisi statistica di confronto con VAQ08 e DVQ08

Le attività realizzate in questa azione sono state:

- definizione di layer cartografico relativo alle aziende agricole ricadenti in AIA;
- definizione delle caratteristiche emissive (in file "srf") delle aziende considerate;
- definizione di layer cartografico a partire dalla SAU e tenendo conto della vulnerabilità ai nitrati;
- definizione del residuo delle emissioni di ammoniaca dovute alla gestione dei reflui zootecnici;
- definizione della modulazione temporale nel corso dell'anno per le emissioni da stabulazione, stoccaggio e spandimento;
- produzione di un input alle simulazioni modellistiche: grigliatura, speciazione e modulazione delle emissioni (allineate alla VAQ08) con Emission Manager;
- realizzazione di una simulazione sul periodo bimestrale (cfr. par. 3.1.2) ad 1 km di risoluzione spaziale;
- confronto con i dati di centralina e calcolo degli indicatori statistici concordati.

3.6.1 Risultato della simulazione modellistica nei periodi di test

Le modifiche apportate alle emissioni di ammoniaca non producono differenze significative rispetto al caso base (DVQ08). I confronti di media e massimo di periodo del particolato indicano che, anche nelle centraline inserite in un contesto agricolo (per esempio Carmagnola) le differenze sono al massimo dell'ordine di mezzo microgrammo, e vanno ad incidere sulla componente secondaria.

Tab. 49 Biossido di azoto: confronto tra misurato e simulato per le diverse simulazioni realizzate nei due periodi di test.

NO₂ 02 febbraio 2008 - 08 marzo 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 agricoltura	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Borgaro	60.160	194.000	50.346	114.100	42.943	119.110	42.942	119.100
Druento	26.543	127.000	28.231	92.409	25.790	87.094	25.789	87.095
Ivrea	46.768	111.000	22.573	82.377	29.369	83.290	29.369	83.273
Leinì - Aceaelectrabel	51.414	144.000	42.157	110.780	43.453	117.110	43.452	117.110
Pinerolo	45.687	135.000	27.468	78.637	42.974	99.119	42.973	99.119
Rivoli	75.500	203.000	48.691	113.000	51.052	108.660	51.051	108.660
Susa	34.112	93.000	7.283	35.203	12.015	80.461	12.014	80.470
TO - via Consolata	99.855	248.000	68.444	123.020	80.010	153.900	80.009	153.910
TO - Lingotto	73.091	194.000	75.689	146.080	80.346	183.020	80.345	183.020
TO - piazza Rebaudengo	86.499	208.000	65.600	118.920	71.281	145.450	71.280	145.460

NO₂ 26 maggio 2008 - 30 giugno 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 agricoltura	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Borgaro	20.289	96.000	25.669	81.693	18.911	132.420	18.849	131.440
Druento	8.463	53.000	10.251	35.873	10.895	65.876	10.849	65.844
Ivrea	11.337	36.000	7.800	24.349	10.926	43.569	10.879	43.729
Leini - Aceaelectrabel	15.992	80.000	15.045	94.417	17.960	151.800	17.886	150.990
Pinerolo	23.879	76.000	10.870	40.315	16.838	62.131	16.725	62.052
Rivoli	41.805	132.000	28.042	100.040	29.086	98.471	28.442	99.581
Susa	15.220	53.000	3.335	13.913	4.926	30.017	4.471	34.756
TO - via Consolata	59.324	165.000	45.673	99.488	61.768	165.130	61.598	164.930
TO - Lingotto	36.367	114.000	66.450	125.390	71.409	171.460	71.086	171.220
TO - piazza Rebaudengo	56.961	127.000	45.184	101.940	52.907	167.650	52.745	167.400

Tab. 50 PM10: confronto tra misurato e simulato per le diverse simulazioni realizzate nei due periodi di test.

PM10 02 febbraio 2008 - 08 marzo 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 agricoltura	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Borgaro	89.286	184.000	31.844	49.941	24.975	42.400	25.002	42.568
Carmagnola	92.086	147.000	27.837	40.612	34.139	77.538	34.149	77.533
Druento	66.057	150.000	20.691	29.494	16.380	37.771	16.424	37.813
Ivrea	73.882	170.000	15.520	24.779	15.573	26.449	15.579	26.434
Leini - Aceaelectrabel	84.294	195.000	28.573	51.126	26.454	48.073	26.489	48.251
Pinerolo	76.600	159.000	22.895	35.319	25.032	44.419	25.072	44.440
Susa	53.118	99.000	8.881	16.013	9.077	25.649	9.090	25.756
TO - via Consolata	101.714	183.000	44.695	67.259	60.316	99.080	60.311	99.037
TO - I.T.I.S. Grassi	124.543	209.000	41.401	57.785	40.027	63.209	40.033	63.227
TO - Lingotto	94.692	161.000	60.121	92.903	64.390	112.460	64.371	112.46

PM10 26 maggio 2008 - 30 giugno 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 agricoltura	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
Borgaro	24.879	46.000	16.871	30.904	14.231	27.602	14.008	27.271
Carmagnola	27.706	60.000	19.928	37.106	23.244	46.433	23.537	46.705
Druento	21.071	41.000	12.740	27.701	13.343	25.659	13.053	25.288
Ivrea	22.906	50.000	9.937	25.169	9.416	26.332	9.341	26.211
Leini - Aceaelectrabel	26.000	49.000	14.596	28.220	15.528	29.238	15.386	29.014
Pinerolo	24.323	47.000	14.946	39.709	13.164	33.793	13.011	33.035
Susa	18.486	44.000	7.556	16.121	6.539	17.290	6.202	17.016
TO - via Consolata	31.323	60.000	21.132	31.948	26.653	42.032	26.351	40.649
TO - I.T.I.S. Grassi	35.412	59.000	21.929	40.296	22.815	40.459	22.542	39.875
TO - Lingotto	24.286	48.000	33.586	52.699	33.063	61.550	32.724	61.246

Tab. 51 PM2.5: confronto tra misurato e simulato per le diverse simulazioni realizzate nei due periodi di test.

PM2.5 02 febbraio 2008 - 08 marzo 2008

	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 agricoltura	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
TO - Lingotto	74.091	129.000	49.514	79.014	47.269	81.224	47.254	81.229

PM2.5 26 maggio 2008 - 30 giugno 2008

Stazione	Osservati		VAQ08		DVQ08		DVQ08 agricoltura	
	media	massimo	media	massimo	media	massimo	media	massimo
TO - Lingotto	17.212	36.000	27.107	43.092	23.691	43.670	23.400	43.367

3.7 Simulazione annuale con input emissivo ottimale e analisi statistica di confronto con VAQ08 e DVQ08

A valle della valutazione dei risultati dei test condotti sui vari comparti emissivi, è prevista una simulazione complessiva, di estensione annuale, che raccolga l'insieme delle modifiche apportate alla base emissiva provinciale, alla tipologia di layer cartografici impiegati per la spazializzazione e alle modulazioni temporali.

Anche sui risultati di questa simulazione è stata effettuata un'attività di validazione del tutto analoga a quella effettuata su VAQ08 e DV08 e presentata nel 3.2.

3.7.1 Quadro di sintesi delle emissioni

Nelle figure seguenti è rappresentato, inquinante per inquinante, il confronto tra la stima AERA e gli inventari IREA07 e IREA08 per le emissioni della Provincia di Torino.

La nuova stima del fabbisogno termico soddisfatta con legna, di fonte RENERFOR, comporta un incremento di emissioni di PM10 e CO, compensando la riduzione delle emissioni da traffico, con ripartizione simile al nuovo inventario regionale IREA08. Anche per i COVNM, rispetto ad iREA07, la nuova stima vede un incremento del contributo del Macrosettore 2 ed un decremento del 7. Nella versione IREA08 invece aumentano i COV di origine naturale, probabilmente per una variazione dei fattori di emissione utilizzati.

Gli ossidi di azoto risultano invece complessivamente ridotti (del 16% rispetto ad IREA07 e del 7% rispetto a IREA08), principalmente a causa della contrazione del Macrosettore 07 nell'approccio bottom-up.

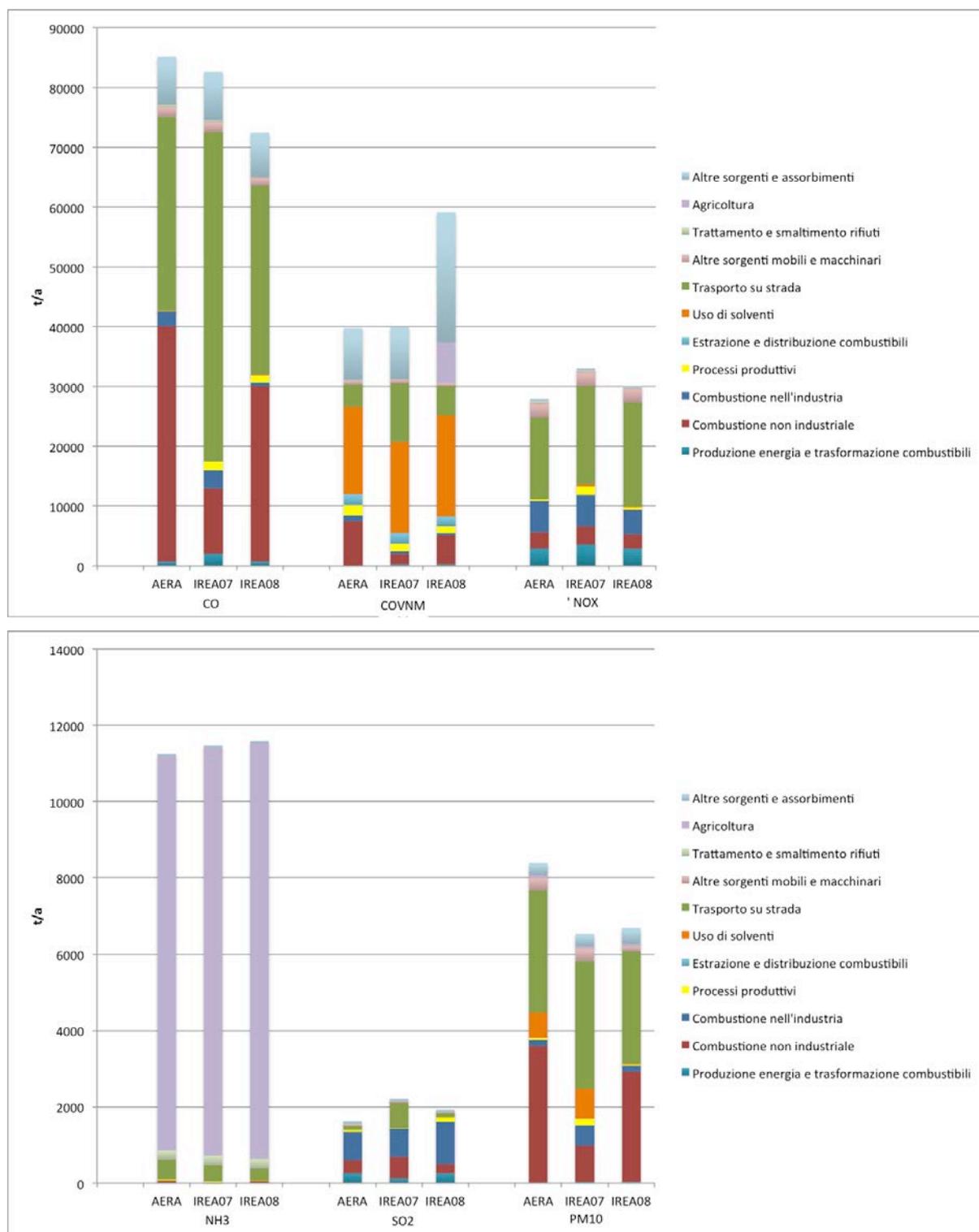


Fig. 71 Ripartizione delle emissioni totali provinciali per macrosettore SNAP: confronto tra la stima effettuata in questo studio (AERA) e le stime presenti nell'inventario regionale per l'anno 2007 (IREA07) e 2008 (IREA08).

3.7.2 Validazione dei risultati della simulazione annuale

I valori riportati nelle tabelle seguenti evidenziano come, anche a valle delle modifiche apportate all'input emissivo, in alcune centraline non sono rispettati gli obiettivi di qualità per il biossido di azoto ed il PM10.

Per la media annuale del biossido di azoto (v. Tab. 53), rispetto alla DVQ08, persiste la criticità di Susa, mentre il miglioramento a Rivoli non è sufficiente a riportare il valore di ER inferiore al 30%. A Torino, il sito di fondo di Torino Lingotto risulta ora ben descritto dal modello, ma non rispettano l'obiettivo di qualità i siti da traffico.

Nel caso della media annuale di PM10, rispetto alla DVQ08, rientrano nell'obiettivo di qualità (50%) i siti di Carmagnola ed Ivrea, mentre peggiorano tutti i siti di Torino, con il sito di Consolata che ora ha un errore relativo superiore al 50%.

Tab. 52 Biossido di azoto, media oraria. Nella quarta colonna valori di errore relativo (ER) espressi in termini percentuali per la media oraria in riferimento al valore limite (50% è l'incertezza massima consentita dal d.lgs 155/2010).

AERA						
NO ₂ - Media oraria						
Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	ER [%] (lim 200µg/m ³)	FB [num]	RMSE [µg/m ³]	Pearson [num]
Borgaro	S	F	33	0.275	19.208	0.737
Druento	R	F	16	0.014	14.017	0.529
Ivrea	S	F	10	0.355	16.680	0.715
Leini - Aceaelectrabel	S	F	13	0.167	17.011	0.727
Pinerolo	U	F	32	0.362	22.213	0.577
Rivoli	U	T	35	0.341	28.649	0.666
Susa	S	F	7	1.005	19.559	0.474
TO - via Consolata (1)	U	T	22	0.247	31.328	0.615
TO - Lingotto	U	F	13	-0.036	24.909	0.665
TO - piazza Rebaudengo	U	T	30	0.292	31.293	0.625

Tab. 53 Biossido di azoto, media annua. Confronto tra la media annuale calcolata dalle misure, media annuale simulata dal sistema modellistico e valori dell'errore relativo ER espressi in termini di percentuali in riferimento al valore limite (30% è l'incertezza massima consentita dal D. Lgs. 155/2010).

AERA					
NO ₂ - Media annua					
Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	Osservati [mg/m ³]	Simulati [mg/m ³]	ER [%] (lim 40mg/m ³)
Borgaro	S	F	35	26	22
Druento	R	F	15	15	0
Ivrea	S	F	27	19	21
Leini - Aceaelectrabel	S	F	31	26	12
Pinerolo	U	F	34	24	26
Rivoli	U	T	56	40	41
Susa	S	F	21	7	35
TO - via Consolata (1)	U	T	69	56	33
TO - Lingotto	U	F	52	54	4
TO - piazza Rebaudengo	U	T	66	49	43

Tab. 54: PM10, media giornaliera. Confronto tra la media annuale calcolata dalle misure, media annuale simulata dal sistema modellistico e valori dell'errore relativo ER espressi in termini di percentuali in riferimento al valore limite (l'incertezza massima consentita dal D.Lgs 155/2010 non è ancora definita).

AERA						
PM10 - Media giornaliera						
Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	ER [%] (lim 50µg/m³)	FB [num]	RMSE [µg/m³]	Pearson [num]
Borgaro	S	F	42	0.685	33.518	0.648
Carmagnola	S	T	27	0.388	27.820	0.743
Druento	R	F	47	0.562	25.664	0.577
Ivrea	S	F	50	0.71	28.650	0.632
Leini-Aceaelectrabel (1,2)	S	F	44	0.573	30.079	0.666
Pinerolo	U	F	1	0.296	25.361	0.580
Susa	S	F	54	0.739	22.931	0.441
TO - via Consolata	U	T	37	0.522	35.350	0.676
TO - I.T.I.S. Grassi	U	T	57	0.863	49.419	0.705
TO - Lingotto (2)	U	F	24	0.371	26.196	0.698

Tab. 55: PM10, media annua. Confronto tra la media annuale calcolata dalle misure, media annuale simulata dal sistema modellistico e valori dell'errore relativo ER espressi in termini di percentuali in riferimento al valore limite (50% è l'incertezza massima consentita dal D.Lgs 155/2010).

AERA					
PM10 - Media annua					
Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	Osservati [µg/m³]	Simulati [µg/m³]	ER [%] (lim 40µg/m³)
Borgaro	S	F	43	21	55
Carmagnola	S	T	48	33	38
Druento	R	F	32	18	36
Ivrea	S	F	34	16	45
Leini-Aceaelectrabel (1,2)	S	F	44	23	53
Pinerolo	U	F	36	27	22
Susa	S	F	25	11	34
TO - via Consolata	U	T	53	30	56
TO - I.T.I.S. Grassi	U	T	61	24	92
TO - Lingotto (2)	U	F	43	30	34

Tab. 56: Ozono, massimo giornaliero della media mobile su otto ore. Nella quarta colonna valori di errore relativo (ER) espressi in termini percentuali per la media oraria in riferimento al valore limite (50% è l'incertezza massima consentita dal d.lgs 155/2010).

AERA						
O ₃ - Massimo giornaliero della media mobile su otto ore						
Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	ER [%] (lim 120µg/m³)	FB [num]	RMSE [µg/m³]	Pearson [num]
Borgaro	S	F	4	-0.035	21.642	0.848
Druento (1)	R	F	4	-0.009	21.135	0.805
Leini - Aceaelectrabel	S	F	9	0.047	19.208	0.898
Pinerolo	U	F	9	0.080	23.457	0.778
Susa	S	F	26	0.157	27.039	0.756
TO - Lingotto	U	F	21	0.220	27.012	0.909

Tab. 57: PM2.5, media annua. Confronto tra la media annuale calcolata dalle misure, media annuale simulata dal sistema modellistico e valori dell'errore relativo ER espressi in termini di percentuali in riferimento al valore limite (50% è l'incertezza massima consentita dal d.lgs 155/2010).

AERA					
PM2.5 - Media annua					
Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	Osservati [µg/m ³]	Simulati [µg/m ³]	ER [%] (lim 5µg/m ³)
TO - Lingotto	U	F	35	24	45

Tab. 58: Benzene, media annua. Confronto tra la media annuale calcolata dalle misure, media annuale simulata dal sistema modellistico e valori dell'errore relativo ER espressi in termini di percentuali in riferimento al valore limite (50% è l'incertezza massima consentita dal d.lgs 155/2010).

AERA					
C6H6 - Media annua					
Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	Osservati [µg/m ³]	Simulati [µg/m ³]	ER [%] (lim 5µg/m ³)
Rivoli	U	T	3.1	0.6	49
TO - via Consolata	U	T	3.4	1.6	37

Tab. 59: Biossido di zolfo, media annua. Confronto tra la media annuale calcolata dalle misure, media annuale simulata dal sistema modellistico e valori dell'errore relativo ER espressi in termini di percentuali in riferimento al valore limite (30% è l'incertezza massima consentita dal D. Lgs. 155/2010).

AERA					
SO ₂ - Media annua					
Stazione	Tipologia zona	Tipologia stazione	Osservati [mg/m ³]	Simulati [mg/m ³]	ER [%] (lim 20mg/m ³)
Druento	R	F	4.0	1.9	11
Ivrea	S	F	4.0	1.4	13
TO - via Consolata	U	T	4.0	4.8	4
TO - piazza Rebaudengo	U	T	5.0	4.3	4

3.8 Sintesi grafica dei risultati delle simulazioni annuali

Il progetto si proponeva di valutare i benefici che si possono ottenere nella simulazione modellistica della qualità a scala locale (1 km) accompagnando la discesa di scala con un'ottimizzazione dell'input emissivo, in una prospettiva di inventario provinciale.

Sono state quindi analizzate tre simulazioni di durata annuale: la simulazione a scala regionale di Arpa Piemonte (4 km, VAQ08), la discesa di scala ad 1 km con stesso input emissivo da inventario regionale (DVQ08 di Arpa Piemonte) e la simulazione ad 1 km con inventario 'ottimizzato' su scala provinciale (AERA).

Gli indicatori presentati nei paragrafi precedenti hanno evidenziato come parametri più critici da riprodurre modellisticamente il biossido di azoto ed il PM10, rispetto ai quali gli obiettivi di qualità ex D. Lgs. 155/2010 non vengono rispettati in tutti i siti di monitoraggio, in particolare nelle centraline da traffico urbane. La risoluzione spaziale del modello (1 km), infatti, si presta meglio alla riproduzione delle situazioni di fondo, non consentendo una descrizione accurata dei gradienti di concentrazione misurabili a bordo strada.

Il confronto con i dati rilevati dalle centraline di monitoraggio dimostra come, seppur in presenza di una generale sottostima, in particolare per il parametro PM₁₀, la sola discesa di scala non porti necessariamente ad un miglioramento univoco della descrizione modellistica, come accade per esempio all'estremità dell'area metropolitana, dove a risoluzione più lasca sono presenti in parte le emissioni di Torino. Complessivamente, l'insieme delle modifiche apportate alle emissioni conduce ad una migliore descrizione delle concentrazioni nei siti di fondo, urbano e suburbano rispetto alla sola discesa di scala, in particolare nei siti esterni all'area metropolitana. Nei siti di traffico urbano, invece, si evidenzia un peggioramento rispetto alla semplice discesa di scala (DVQ), dovuto al ridimensionamento notevole delle emissioni di tutti gli inquinanti derivante dalla stima del traffico a partire dal grafo disponibile presso la Provincia, già evidenziata nelle simulazioni di test.

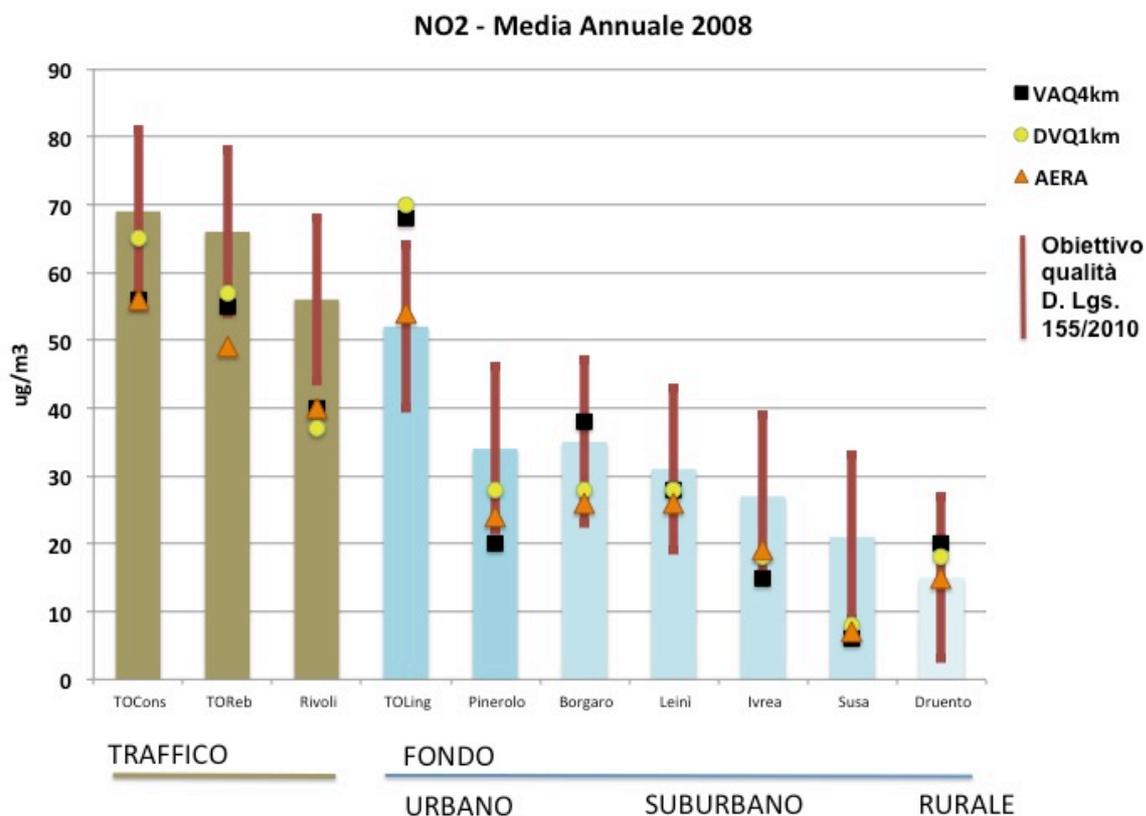


Fig. 72 Concentrazioni medie annuali di NO₂: confronto tra i valori misurati e i valori modellati, nella simulazione a 4 km (VAQ08), nella simulazione a 1 km (DVQ08) e nella simulazione a 1 km risultante dagli approfondimenti su scala provinciale delle emissioni (AERA).

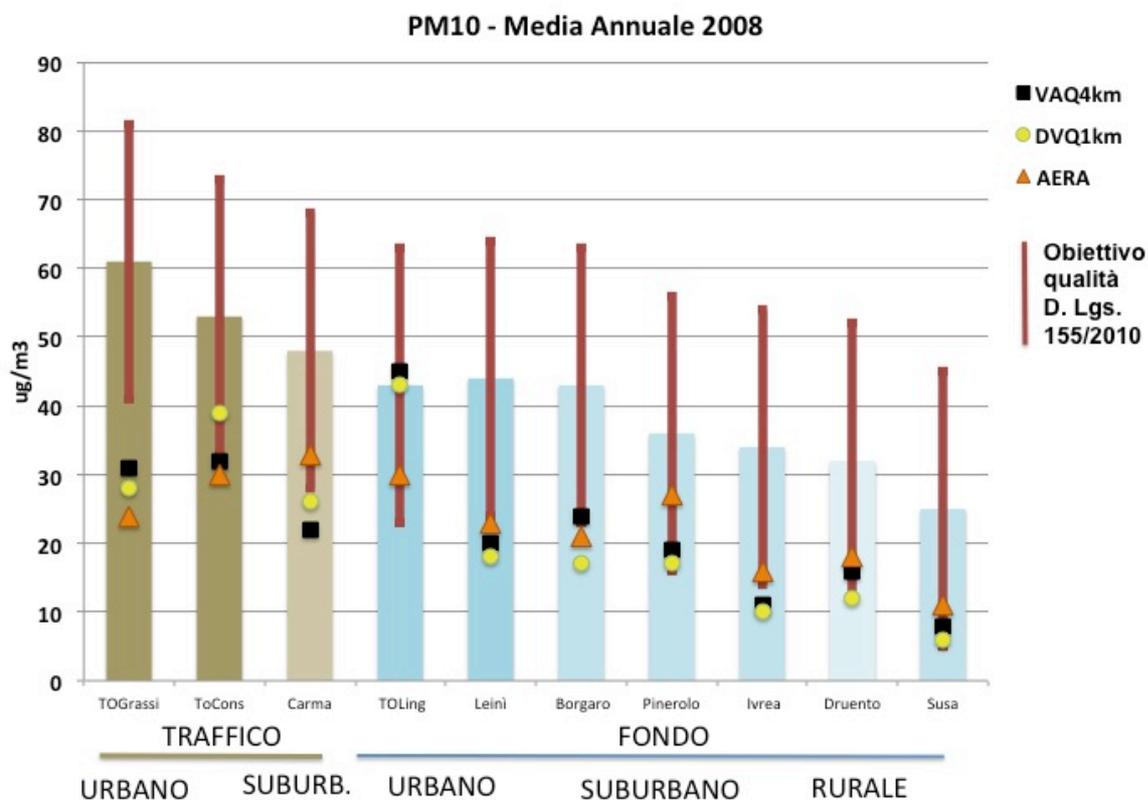


Fig. 73 Concentrazioni medie annuali di PM10: confronto tra i valori misurati e i valori modellati, nella simulazione a 4 km (VAQ08), nella simulazione a 1 km (DVQ08) e nella simulazione a 1 km risultante dagli approfondimenti su scala provinciale delle emissioni (AERA).

Oltre alla riproducibilità dei parametri statistici di lungo periodo, la simulazione 'ottimizzata' mostra una migliore aderenza alla misura in termini della variabilità temporale, sia in termini di distribuzione oraria che mensile nei siti di fondo, come mostrato nella figura seguente.

Nel sito di Torino Lingotto (v. Fig. 74), le concentrazioni di biossido di azoto del run AERA riproducono più realisticamente l'andamento delle misure, riducendo in particolare la sovrastima che era presente nei mesi estivi. Conseguentemente, le concentrazioni di ozono risultano meglio riprodotte, con una leggera sottostima nella seconda parte della giornata media e nei mesi primaverili.

Anche nel sito di Torino Consolata (v. Fig. 75), dove, come già sottolineato, il risultato del run AERA risulta peggiorativo rispetto al run DVQ in termini di concentrazioni medie annuali di biossido di azoto, l'analisi delle concentrazioni orarie mostra che, a fronte di una migliore descrizione delle concentrazioni di monossido di azoto, le differenze maggiori nella simulazione del biossido di azoto si hanno nelle ore centrali del giorno e nelle ore centrali della notte, e possono essere imputabili sia ad una sottostima delle emissioni notturne di ossidi di azoto (e conseguentemente della produzione di NO₂ per titrazione dell'ozono) e che ad una sovrastima dell'effetto della radiazione solare nelle reazioni fotolitiche diurne. Su questi aspetti, e considerando anche l'influenza dei VOC nelle complesse reazioni chimiche che avvengono in atmosfera, sarebbe opportuno un approfondimento.

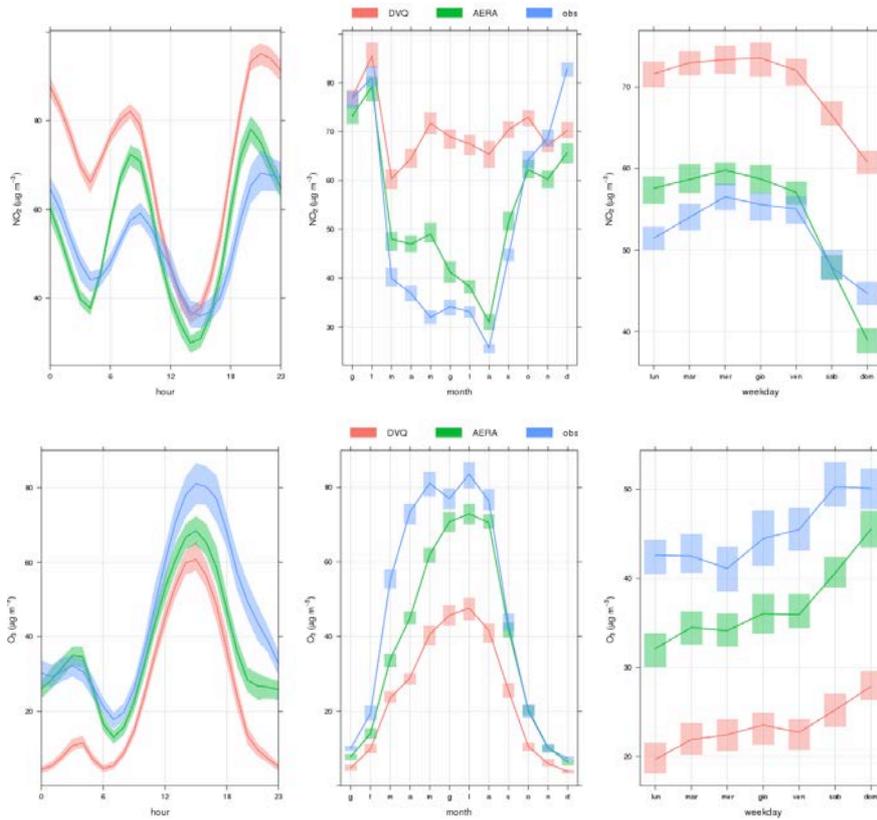


Fig. 74: Confronto tra le concentrazioni di NO_2 e O_3 misurate (in blu), ottenute a 1 km con l'inventario standard (in rosso) e con l'inventario 'ottimizzato' (in verde) presso il sito di fondo urbano di Torino Lingotto. Da sinistra a destra: giorno medio, medie mensili e settimana media.

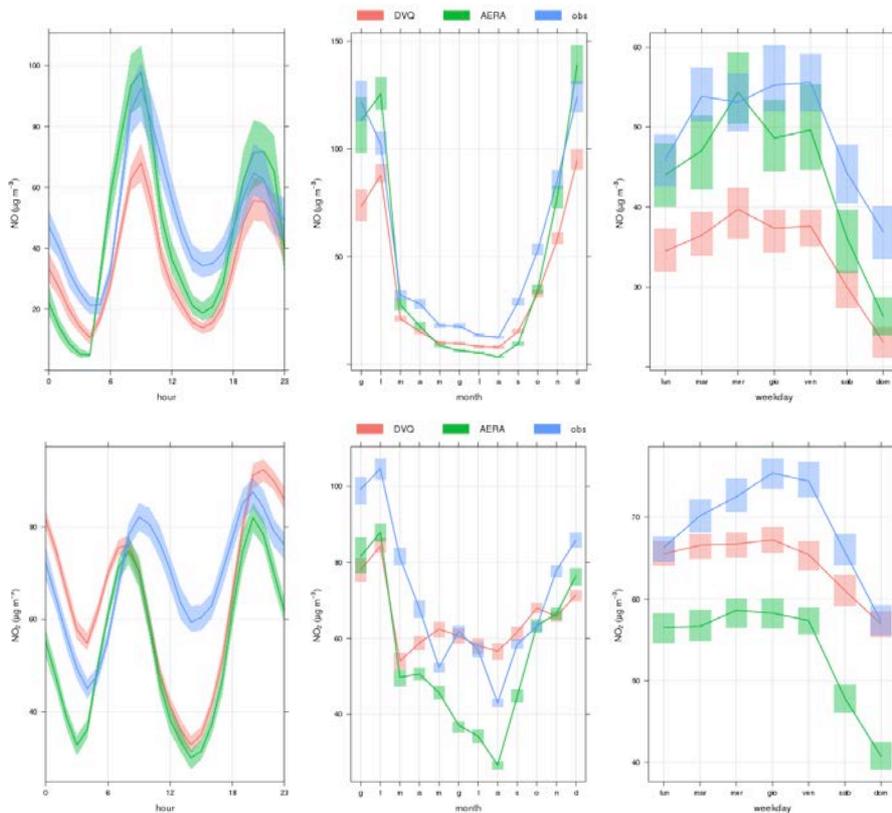


Fig. 75: Confronto tra le concentrazioni di NO e NO_2 misurate (in blu), ottenute a 1 km con l'inventario standard (in rosso) e con l'inventario 'ottimizzato' (in verde) presso il sito di traffico urbano di Torino Consolata. Da sinistra a destra: giorno medio, medie mensili e settimana media.

Per quanto riguarda infine il PM10 (v. Fig. 76), per il quale non sono disponibili misure orarie, l'analisi delle medie mensili mostra con grande evidenza che la sottostima nei valori modellati è in larga parte concentrata nei mesi di febbraio e ottobre, caratterizzati da persistenti condizioni di stabilità e assenza di precipitazioni.

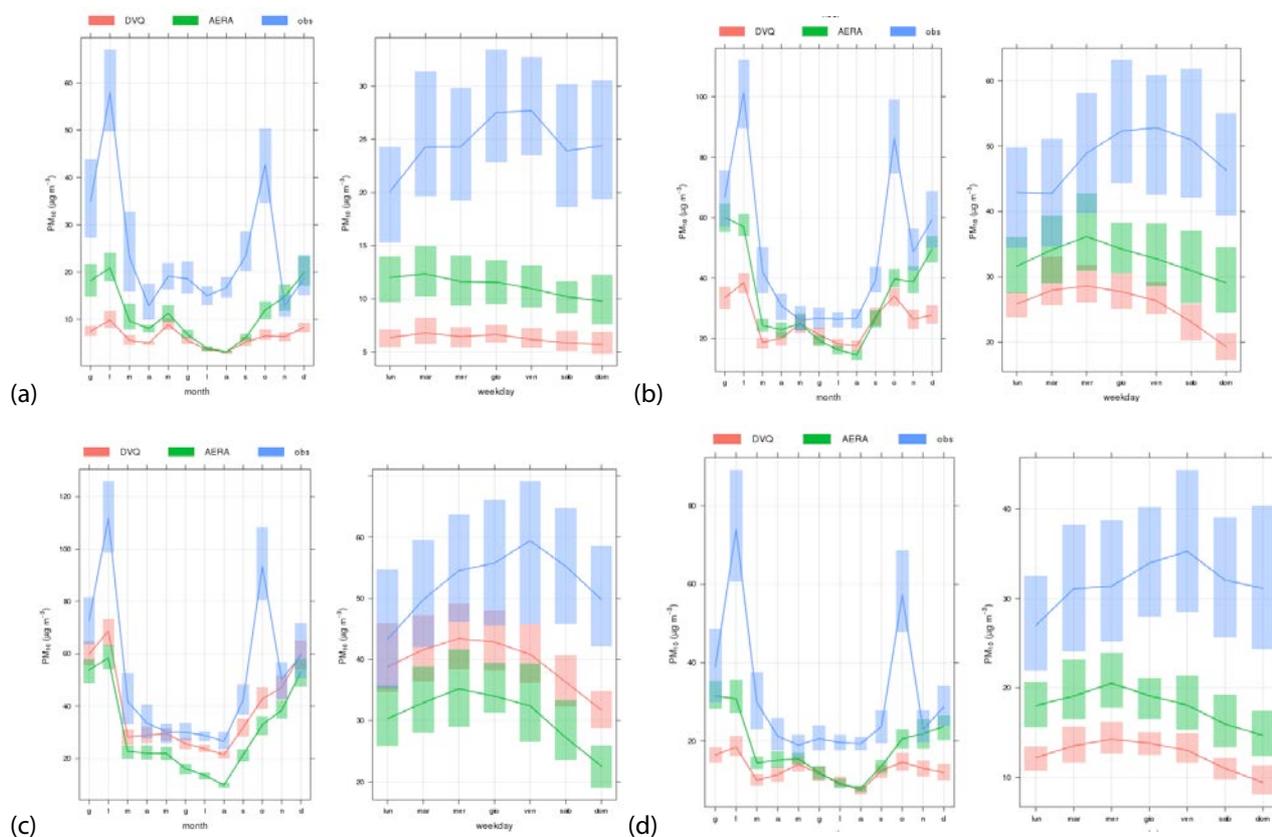


Fig. 76: Confronto tra le concentrazioni di PM10 misurate (in blu), ottenute a 1 km con l'inventario standard (in rosso) e con l'inventario 'ottimizzato' (in verde) presso i siti di Susa (a), Carmagnola (b), Torino Consolata (c) e Druento (d). Da sinistra a destra: medie mensili e settimanale.

4 Implementazioni alla catena operativa previsionale (A3)

Lo scopo principale di questa attività, svolta in collaborazione con Arpa Piemonte, responsabile di una catena prognostica operativa sull'area metropolitana torinese, è la definizione di un set di informazioni più dettagliate di input alla catena di previsione della qualità dell'aria.

I nuovi dati di input, sviluppati e verificati sulla catena diagnostica tramite le azioni A2 grazie agli approfondimenti e gli aggiornamenti ottenuti nell'indagine A1, potrebbero essere opportunamente 'mediati', in modo da evitare gli elementi di specificità caratteristiche dell'anno base, ulteriormente aggiornati ed eventualmente 'modulati' in presenza di rilevanti fattori di variabilità (es. macroeconomica).

In particolare è stata prevista una specifica attività di ricerca e sviluppo finalizzata alla ottimizzazione in senso *dinamico* dell'inventario emissivo da utilizzare in una catena prognostica, lavorando cioè su alcune categorie emissive che sono maggiormente influenzate dalle condizioni meteorologiche locali.

Le modifiche proposte dovranno essere testate in modalità off-line e saranno eventualmente utilizzabili da Arpa Piemonte per la predisposizione dei servizi di previsione della qualità dell'aria e di comunicazione/informazione ai cittadini.

4.1 Modellazione dinamica delle emissioni da riscaldamento civile in risposta alle anomalie termiche rispetto alla media climatologica

Nelle simulazioni VAQ-DVQ le emissioni da riscaldamento sono attualmente modulate con profili diversificati per fasce altimetriche e basati sull'analisi delle caratteristiche climatologiche dell'anno tipo (cfr. Par. 2.4). In termini quantitativi, invece, l'emissione dipende dai consumi di combustibili (stimati attraverso i dati di vendita o il fabbisogno energetico) dell'anno rispetto al quale si riferisce l'inventario in uso.

La variabilità interannuale può provocare differenze anche sensibili sia nella distribuzione temporale dei giorni più freddi, sia nell'estensione ed intensità dei periodi freddi.

In una catena prognostica, che è basata sulla conoscenza anticipata delle condizioni meteorologiche che si presenteranno nei giorni a seguire, è ragionevole cercare di definire una rimodulazione dell'emissione in funzione della temperatura prevista rispetto alla temperatura dell'anno di inventario di base, senza conservazione dell'emissione annuale totale. In questo modo si potrebbe tenere conto del maggiore carico emissivo che si verifica in inverni molto freddi o, al contrario, delle emissioni più contenute durante periodi più caldi della media.

In questo contesto è stata dunque messa a punto e sperimentata una possibile metodologia per la modellazione dinamica delle emissioni in funzione delle anomalie termiche in corso. Il metodo si basa sui seguenti principi:

- la modulazione nel corso dell'anno viene assegnata tramite il metodo dei gradi-giorno:

$$GG = \sum_{d=1}^n (T_d - T_{ref})$$

essendo T_d la temperatura media esterna giornaliera, T_{ref} la temperatura ambiente di riferimento (20°C) ed n il periodo di riscaldamento;

- viene calcolata una modulazione annuale "a priori", basata su temperature "climatologiche" relative ad un periodo o anno di riferimento, poi corretta per il periodo in corso sulla base delle temperature giornaliere correnti;
- le temperature "climatologiche" e "correnti" vengono entrambe assegnate sotto forma di campi al suolo su griglia, per omogeneità nel confronto;

La metodologia nel dettaglio si articola nei passi seguenti.

- Calcolo della modulazione "a priori"
 - in ciascun punto i del grigliato di calcolo con il metodo dei gradi-giorno viene calcolato dapprima il profilo di modulazione annuale "a priori", sulla base delle temperature al suolo medie mensili $T_{clim}(i,m)$ provenienti da un archivio climatologico o di un anno di riferimento;
 - per ciascun mese e punto griglia si dunque ottiene un fattore di modulazione "a priori" $f_{clim}(i,m)$
- Correzione su base giornaliera

- o in fase di modulazione delle emissioni, vengono acquisiti i campi orari di temperatura al suolo per il giorno corrente d
- o in ciascun punto i viene calcolata la temperatura media giornaliera $T_{cur}(i,d)$ ed il rapporto:

$$k_T(i,d,m) = [T_{cur}(i,d) - T_{ref}] / [T_{clim}(i,m) - T_{ref}]$$

- o $k_T(i,d,m)$ viene quindi utilizzato per il giorno corrente come termine correttivo del fattore mensile di modulazione calcolato a "priori", ottenendo il fattore di modulazione corrente $f_{cur}(i,d,m)$:

$$f_{cur}(i,d,m) = k_T(i,d,m) * f_{clim}(i,m)$$

La modulazione lungo l'anno delle emissioni da riscaldamento secondo un profilo di temperature di riferimento risulta in tal modo corretta sulla base degli scostamenti delle temperature attuali da quelle di riferimento; le peculiarità climatiche del territorio vengono veicolate attraverso i campi di temperatura. E' preferibile che l'archivio di campi di temperature utilizzato per il calcolo dei profili di modulazione "a priori" si riferisca all'anno di riferimento dell'inventario, in modo da legare più strettamente e coerentemente l'andamento delle temperature ai consumi alla base della stima delle emissioni.

Un ulteriore vincolo considerato è il periodo di accensione del riscaldamento, dettato dall'appartenenza di ciascun comune ad una determinata fascia climatica. Secondo la normativa italiana infatti, sulla base dei gradi-giorno sono state definite le fasce climatiche del territorio nazionale e i limiti massimi relativi al periodo annuale di esercizio degli impianti termici, nonché alla durata giornaliera di attivazione. Ciascun comune italiano ricade in una delle fasce definite dalla tabella seguente.

Tab. 60: Periodo di esercizio degli impianti termici per fascia climatica.

Fascia	GG	Ore giornaliere	Data inizio	Data fine
A	0-600	6	1° dicembre	15 marzo
B	601-900	8	1° dicembre	31 marzo
C	901-1400	10	15 novembre	31 marzo
D	1401-2100	12	1° novembre	15 aprile
E	2101-3000	14	15 ottobre	15 aprile
F	>3000	nessuna limitazione (tutto l'anno)		

Nel calcolo delle modulazioni le emissioni vengono dunque vincolate a tali periodi di esercizio, in virtù dell'appartenenza del comune cui le emissioni si riferiscono ad una determinata fascia climatica. I comuni della Provincia di Torino appartengono esclusivamente alle fasce climatiche E ed F (v. Fig. 77).

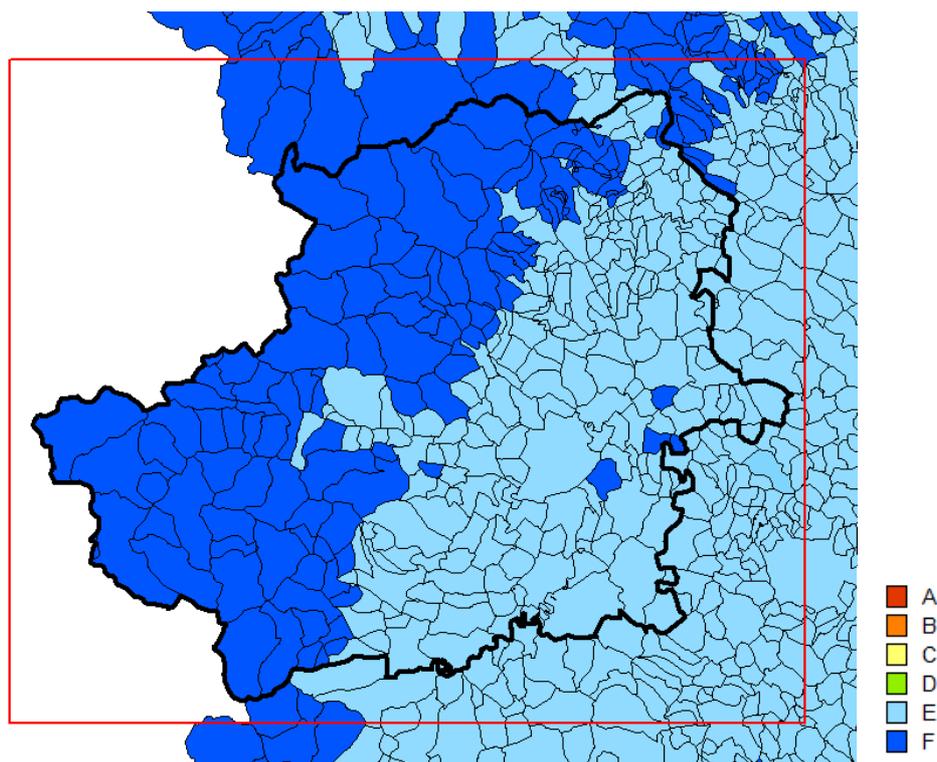


Fig. 77: Fasce climatiche di appartenenza dei comuni della provincia di Torino.

La metodologia è stata sottoposta ad un test funzionale preliminare sul dominio della DVQ08, considerando le emissioni da riscaldamento dell'inventario IREA 2008 e come temperature orarie correnti l'archivio a 1 km messo a punto per la DVQ08. Come temperature 'di riferimento' sono stati utilizzati i dati dell'archivio del Progetto nazionale MINNI (Zanini *et al.*, 2004, 2010) a 4 km di risoluzione sul Nord Italia dell'anno 2005, interpolato sulla griglia della DVQ (come anche osservato precedentemente, in un'applicazione operativa tale archivio dovrà essere possibilmente sostituito dall'omologo di quello messo a punto per la DVQ08, relativamente all'anno di riferimento dell'inventario).

Le figure successive mostrano l'effetto complessivo sulle emissioni da riscaldamento civile per il mese di gennaio dell'applicazione della correzione dinamica legata alle temperature. In Fig. 78 sono riportate le emissioni medie di ossidi di azoto risultanti dall'applicazione dei profili di modulazioni predefiniti utilizzati finora, associati alle fasce altimetriche. In Fig. 79 sono mostrate le differenze rispetto a tali valori delle emissioni medie risultanti dall'applicazione punto per punto della modulazione 'a priori' basata sui profili di temperatura mensili dell'archivio 'di riferimento' e dalla loro correzione su base giornaliera calcolata tenendo conto dello scostamento delle temperature giornaliere correnti da quelle dell'archivio di riferimento. Nel caso in esame la differenza risulta positiva nella parte inferiore del dominio (emissioni 'dinamiche' superiori a quelle 'a priori') e negativa nelle altre aree. Ciò trova riscontro nelle differenze tra le temperature 'attuali' e 'di riferimento', che mostrano la parte inferiore del dominio più fredda nel periodo in esame rispetto al riferimento preso, e più calde le altre aree.

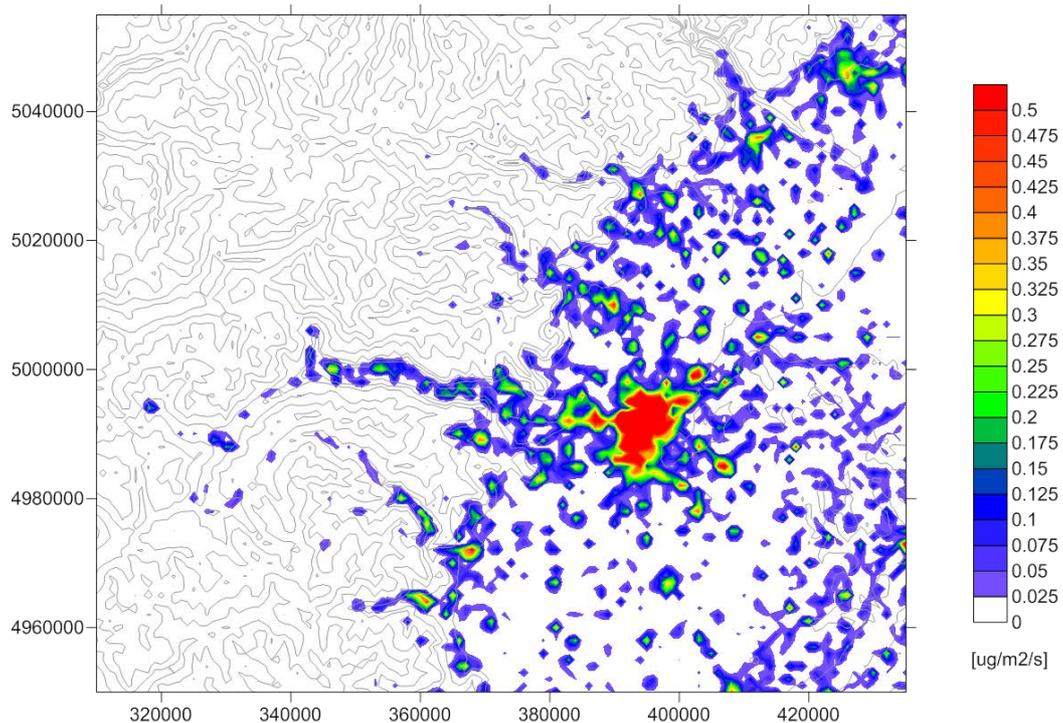


Fig. 78: Emissioni di NOx dal riscaldamento civile: medie per il mese di gennaio con modulazione 'a priori'.

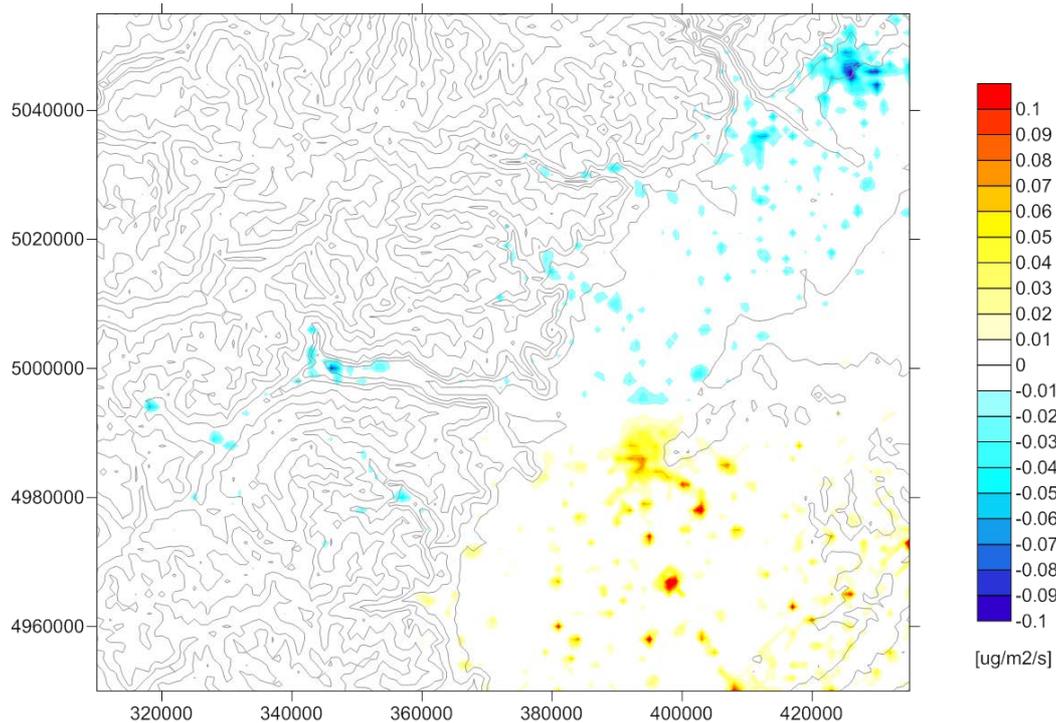


Fig. 79: Emissioni di NOx dal riscaldamento civile: differenza media per il mese di gennaio tra modulazione 'dinamica' e 'a priori'.

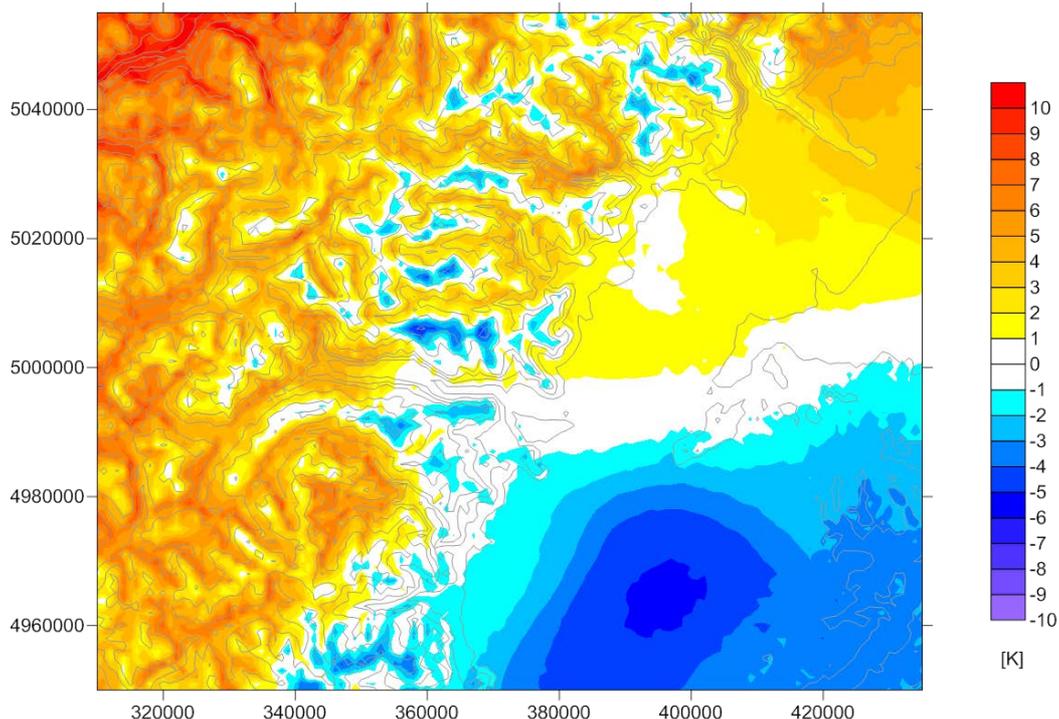


Fig. 80: Temperature medie al suolo per il mese di gennaio: differenza tra valori 'attuali' e 'di riferimento'.

Per meglio apprezzare l'entità delle differenze tra i due metodi, nelle figure successive è mostrato il confronto delle serie temporali giornaliere per due celle del grigliato di calcolo corrispondenti a località che nel caso in esame presentano comportamenti opposti: Ivrea (v. Fig. 81) e Carmagnola (v. Fig. 82). Le emissioni medie giornaliere per il trimestre gennaio-marzo modulate con i profili mensili 'a priori' sono messe a confronto con quelle ricavate applicando la correzione dinamica basata sulle temperature attuali; a fianco, tali temperature sono messe a confronto con le medie mensili dell'archivio 'di riferimento', dal cui confronto viene ricavato il fattore di aggiustamento dinamico delle emissioni.

Ad Ivrea per gran parte del trimestre in esame le temperature medie giornaliere attuali appaiono superiori alle medie mensili 'di riferimento'; in corrispondenza, le emissioni giornaliere calcolate con il metodo dinamico risultano inferiori a quelle calcolate con i profili di modulazione 'a priori' (per questi ultimi si nota chiaramente la periodicità su base settimanale all'interno di ciascun mese). Se si considerano le emissioni totali del mese di gennaio, le emissioni modulate dinamicamente risultano inferiori del 15% dei valori corrispondenti 'a priori'; la differenza per i totali sull'intero trimestre è pari a -17%.

A Carmagnola accade il contrario: le emissioni calcolate con il metodo dinamico risultano prevalentemente superiori a quelle calcolate con i profili di modulazione 'a priori', per via del fatto che le temperature medie giornaliere attuali appaiono inferiori alle medie mensili 'di riferimento'. Le emissioni modulate dinamicamente risultano in questo caso superiori del 45% e del 25% dei valori 'a priori' rispettivamente per il mese di gennaio e l'intero trimestre.

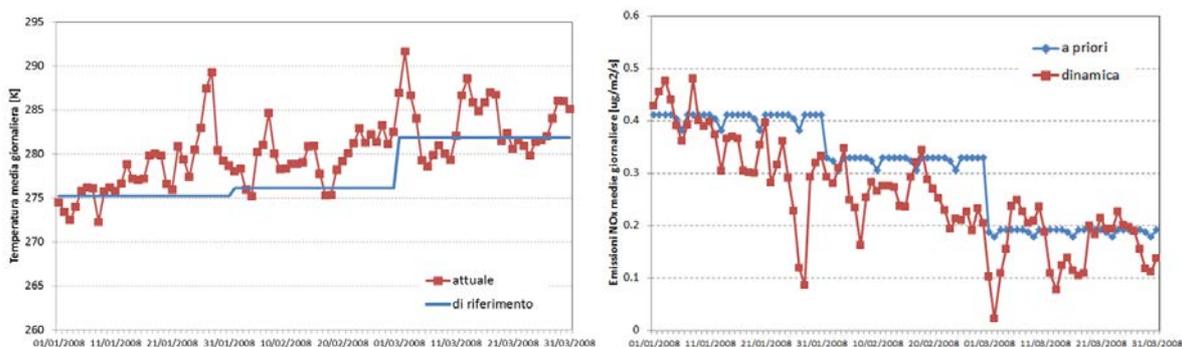


Fig. 81: Ivrea- Confronto tra le temperature medie giornaliere del periodo test (gen-mar 2008) e le medie mensili di riferimento (a sinistra); confronto tra le emissioni medie giornaliere di NOx da riscaldamento modulate con i profili mensili 'a priori' e con la correzione dinamica basata sulle temperature (a destra).

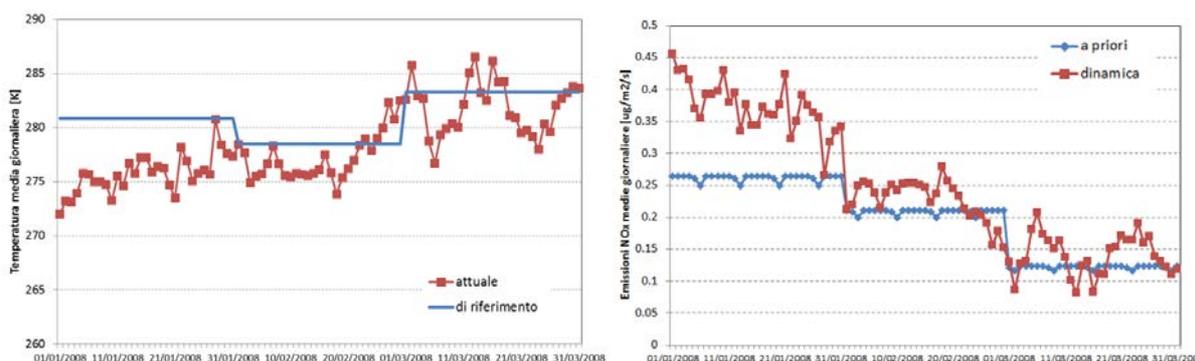


Fig. 82: Come in Fig. 81, ma per Carmagnola.

Se localmente nel caso in esame le differenze tra il metodo 'dinamico' e quello 'a priori' appaiono dunque consistenti, complessivamente su base di dominio risultano assai più contenute: la variazione tra le emissioni totali per l'intero dominio calcolate con il metodo dinamico e quelle 'a priori' è pari al +3% per il mese di gennaio -5% per l'intero trimestre.

Su periodi specifici tuttavia anche a livello di dominio le differenze possono rivelarsi consistenti, come mostra il confronto tra le serie temporali delle emissioni complessive giornaliere per l'intero dominio calcolate con il metodo 'a priori' e con quello dinamico (v. Fig. 83).

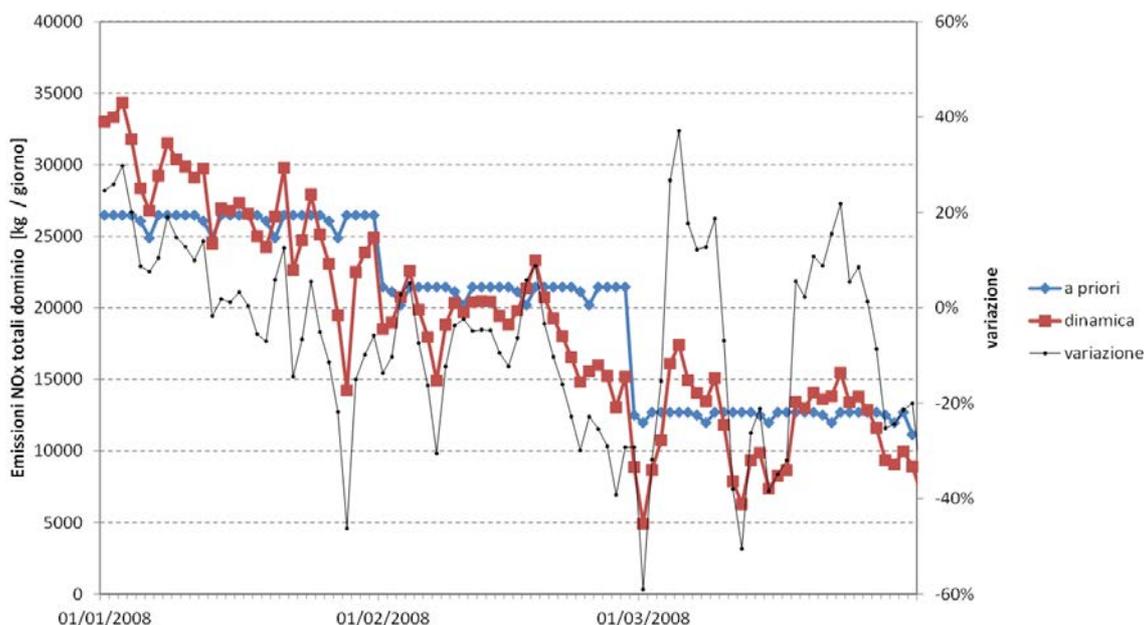


Fig. 83: Emissioni totali giornaliere di NOx da riscaldamento per l'intero dominio: confronto tra emissioni modulate con i profili mensili 'a priori' e con la correzione dinamica basata sulle temperature.

Dal test preliminare condotto appare dunque come la metodologia delineata possa descrivere in modo coerente nello spazio e nel tempo la dipendenza delle emissioni da riscaldamento civile dalle anomalie termiche, senza produrre tuttavia derive irrealistiche della massa complessiva emessa su tutto il dominio su periodi lunghi.

Il metodo è stato implementato nel modulo di modulazione temporale su griglia di Emission Manager ed è potenzialmente utilizzabile all'interno del sistema di modellazione previsionale sulla base dei dati routinariamente disponibili al suo interno.

4.2 Modellazione dinamica delle emissioni da risospensione in funzione dell'intensità delle precipitazioni

Il fenomeno di risospensione è stato trattato in questo studio attraverso uno specifico termine di emissione, stimato con una formula proposta dall'US-EPA (EPA, 2011), presentata nel Par. 2.3.9, che tiene conto del numero medio annuale di ore con precipitazione superiori alla soglia di 0.254 mm.

Nonostante il contributo delle emissioni non esauste sia tutt'altro che trascurabile (secondo Rexeis e Hausberger, 2009, per l'Europa centrale è previsto raggiungere l'80-90% entro il 2020), e che studi recenti (es. Meister et al., 2012) abbiano dimostrato come le emissioni di polveri da strada più grossolane abbiano effetti negativi sulla salute, le conoscenze scientifiche attuali sull'argomento rimangono scarse. Ciò ostacola una descrizione attendibile dell'esposizione della popolazione alle polveri di origine stradale, ed è ritenuta una delle cause della difficoltà a riprodurre per via modellistica le concentrazioni di PM10 nelle grandi città. Con l'obiettivo di tutelare la salute pubblica, l'effettiva conoscenza su emissioni ed effetti sanitari dell'esposizione alle polveri stradali dovrebbe pertanto essere migliorata. Tra gli aspetti in gioco vi è certamente la ripartizione spaziale e temporale delle emissioni in questione.

La risospensione delle polveri stradali è un fenomeno complesso, influenzato da svariati fattori: le condizioni meteorologiche locali, la deposizione di particolato atmosferico, l'umidità sulla strada, le caratteristiche del traffico, il tipo di pavimentazione, la vicinanza di cantieri, ecc. (Hussein et al., 2008; Omstedt et al, 2005). Molti di questi fattori inoltre non sono stabili, ma variano nel tempo.

L'intensità (o potenziale) di emissione dipende dalla quantità di polvere stradale mobilizzata che è una caratteristica intrinseca di ciascuna strada, ma è anche variabile nel tempo in funzione di apporti inusuali (sversamenti di materiali, spargimenti di sale, uso di catene da neve o pneumatici chiodati, ..) e l'umidità della strada che aumenta la forze di adesione tra le particelle e tra superficie stradale e particelle. La descrizione della variazione temporale dell'intensità delle emissioni è probabilmente l'aspetto più impegnativo nella modellazione delle emissioni. Alcuni degli attuali modelli europei di qualità dell'aria trascurano di fatto le emissioni di polveri stradali, e quelli che le incorporano non rappresentano la variazione dell'intensità di emissione nel tempo, assumendo valori costanti per tutto l'anno. Le eccezioni sono date dai casi di pioggia (es. Pay et al, 2011.; Schaap et al, 2009). Ciò a causa dell'assenza di osservazioni appropriate e della possibilità di derivare parametrizzazioni adeguate di questa variazione.

Alcuni recenti modelli scandinavi considerano la variazione dell'intensità di emissione di polveri stradali nel tempo in funzione dell'utilizzo di sale e di pneumatici chiodati durante la stagione invernale e primaverile (Berger e Denby, 2011.; Omstedt et al, 2005), ma l'impatto della meteorologia (umidificazione, dilavamento, ecc.) necessita di ulteriori verifiche, soprattutto per l' Europa centrale e meridionale, dove sembra essere un fattore dominante. In tali aree si pensa che l'intensità delle emissioni sia controllata principalmente dalla meteorologia locale.

Lo studio di Amato et al. (2012) cerca di descrivere le variazioni temporali delle emissioni a breve termine per le condizioni tipiche delle città del centro e sud Europa, a partire da campagne sperimentali condotte a Barcellona ed Utrecht. I risultati mostrano che in entrambe le città, il carico di polveri stradali con diametro inferiore a 10 µm è generalmente costante entro il periodo di un mese. Le uniche eccezioni a questo comportamento sono gli eventi di pioggia, quando la mobilità delle particelle diminuisce drasticamente a valori prossimi a zero. Dopo l'evento di pioggia la mobilità aumenta poi di nuovo esponenzialmente, tendendo a raggiungere nuovamente il valore massimo, corrispondente alla quantità totale di polvere disponibili.

È confermato inoltre come l'intensità delle emissioni di polvere non vari significativamente da un giorno un altro, a meno precipitazioni o da apporti straordinari di polveri che possono verificarsi per altre cause. Ciò conferma la validità generale dell'approccio corrente che utilizza un'intensità costante di emissioni su base giornaliera (Schaap et al., 2009), con un valore pari a zero durante i giorni di pioggia.

Sulla base delle osservazioni sperimentali, Amato et al. (2012) hanno ricavato un'equazione esponenziale del tipo:

$$DL_t = DL_{max} (1 - e^{-rt})$$

dove DL_t è *dust loading* ($g\ m^{-2}$) all'ora t -esima dopo l'evento di pioggia, DL_{max} è la quantità totale ($<10\ \mu m$) di polvere mobile disponibile sulla superficie della strada, dipendente dal sito (da adattare, ed equivalente all'intensità massima di emissione), mentre r è il tasso di recupero.

Va osservato come ciò non significa che il carico di polvere stradale sia puramente una funzione del tempo, quanto che il tempo è utilizzato come semplice proxy del tenore di umidità strada (che dipende in modo complesso dalla temperatura, umidità relativa, radiazione netta, e velocità del vento) che controlla in realtà l'intensità di emissione di polveri stradali.

Le osservazioni sperimentali mostrano come dopo l'evento pioggia, 27 mm a Barcellona, si determini un decadimento del 97% della mobilità delle polveri (o intensità di emissione). Anche dopo un evento assai più piccolo ($<1\ mm$), la riduzione osservata è abbastanza simile (91%). Ciò suggerisce che il fattore dominante sia l'umidificazione del manto stradale che immobilizza temporaneamente le particelle, essendo trascurabile il wash-out vero e proprio. Keuken et al. (2010) hanno osservato che pure ad Amsterdam una leggera pioggia ($\sim 1\ mm$) era in grado di produrre la stessa diminuzione del particolato *coarse* in maniera analoga a forti piogge.

Il tempo di recupero necessario per le emissioni di polveri è risultato variare da qualche ora a qualche giorno, ed approssimativamente inferiore di un fattore di 3 a Barcellona rispetto a Utrecht. A Barcellona il recupero delle polveri stradali ha raggiunto il 50%, 75% e il 90% del DL_{max} dopo 8, 16 e 27 ore, rispettivamente. Questi valori sono risultati indipendenti delle variazioni del valore della piovosità, sostenendo in tal modo l'ipotesi che le particelle non sono state dilavate (wash-out), ma semplicemente immobilizzate dal legame tra di loro e l'adesione alla superficie stradale. Ciò peraltro, estrapolando i risultati alle attività di pulizia della strada, suggerisce che per ridurre le emissioni di polveri stradali, potrebbe essere più efficace una leggera ma frequente umidificazione delle strade piuttosto che lavaggi occasionali di maggiore intensità.

Le informazioni provenienti dalle attività sperimentali citate potrebbero essere utilizzate per una modulazione delle emissioni di particolato da risospensione stradale. In condizioni di precipitazioni, le emissioni diminuiscono in proporzione alla frequenza di precipitazioni misurabili. L'effetto delle precipitazioni può essere tenuto in conto tramite l'applicazione di un fattore di correzione (f_{prep}) su base oraria secondo l'equazione proposta da US-EPA, calcolato come:

$$f_{prep} = (1 - 1.2 P / N)$$

dove P è il numero di ore con almeno 0.254 millimetri di precipitazione durante il periodo di media, ed N è il numero di ore del periodo di media.

Come effetto secondario, tale approccio comporta a parità di emissioni su base annua stimata tramite la formula US-EPA, l'aumento delle emissioni nei periodi 'secchi', per via della loro minor durata complessiva rispetto all'anno. In vista di una sua possibile adozione nel sistema piemontese è stata dunque stimato tale aumento in relazione alle condizioni di precipitazioni che si verificano sul territorio, secondo quanto rilevato dalle stazioni di ARPA Piemonte. In Fig. 84 è mostrata la frazione dei periodi 'secchi' in un anno (calcolata come numero di ore rispetto al totale) al variare del valore assegnato per il tempo di recupero (il numero di ore dopo l'evento di pioggia dopo le quali si assume il ripristino di condizioni 'seche', e dunque delle emissioni). Con un tempo di recupero pari a 12 h il rapporto varia tra 0.78 e 0.88, con un tempo pari a 24 h il rapporto varia tra 0.66 e 0.79, mentre scende a valori intorno a 0.5 con tempi intorno alle 48 h.

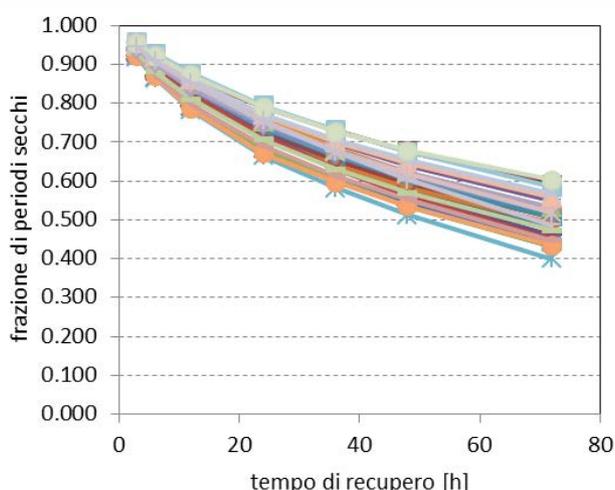


Fig. 84: Frazione dei periodi 'secchi' in un anno (calcolata come numero di ore rispetto al totale) al variare del tempo di recupero (ogni linea rappresenta una stazione).

Il metodo è implementabile nel preprocessore delle emissioni del sistema previsionale (Emission Manager) ed utilizzabile sulla base dei dati routinariamente disponibili, siano essi osservati o modellati. Il secondo approccio è utilizzato ad esempio nel modello di emissione HERMES all'interno del sistema di previsione Caliope per Barcellona (Pay et al., 2011), nel quale le emissioni di particolato stradale risospeso vengono disattivate qualora il modello meteorologico preveda un evento di precipitazione di almeno 48 h di durata. L'utilizzo nel sistema previsionale necessita di una sperimentazione operativa con una calibrazione del tempo di recupero.

4.3 Proposta metodologica per la predisposizione di servizi di previsione della qualità dell'aria al di fuori dell'area metropolitana torinese

L'articolo 26 "Informazioni al pubblico" della direttiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio, relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa prevede che siano rese disponibili previsioni relative alle aree territoriali potenzialmente interessate dal superamento delle soglie previste per gli inquinanti coperti dalla normativa, nonché la tendenza dei livelli di concentrazione per i giorni a venire (miglioramento, stabilizzazione o peggioramento), il motivo del cambiamento previsto, nonché informazioni relative all'esposizione ed ai possibili effetti sulla salute dei gruppi di popolazione a rischio.

L'attuale Indice di Qualità dell'Aria (IQA) per l'Area Metropolitana di Torino è calcolato a partire dalle concentrazioni grigliate prodotte dalla catena prognostica sul sottodominio di Torino, con un algoritmo analogo a quello utilizzato per il calcolo a partire dai dati osservati, pesando i valori dei diversi punti griglia con una pesatura che privilegia le aree residenziali o produttive.

La possibilità di rendere operativa la catena prognostica su tutto il territorio provinciale e di disporre di uno strumento di comunicazione sullo stato della qualità dell'aria su area vasta fa sorgere la necessità di definire degli indicatori sintetici per aree al di fuori dell'area metropolitana.

L'estensione della metodologia all'intero territorio provinciale necessita di un'analisi preliminare congiunta dell'IQA desunto sia dalle osservazioni alle stazioni della rete di monitoraggio, sia dai valori forniti dalla catena modellistica. L'analisi, svolta su un periodo rappresentativo è volta ad evidenziare da un lato l'aderenza dell'indice calcolato in prossimità dei punti di misura, dall'altro la sua articolazione sul territorio.

In tale contesto è stata dunque dapprima elaborata un'ipotesi di estensione alla provincia di Torino dell'indice di qualità dell'aria (IQA), calcolato a partire dai campi di concentrazione prodotti con la simulazione a 1 km precedentemente descritta. L'approccio utilizzato è stato mutuato da quello utilizzato per l'indice attualmente in uso sull'area metropolitana torinese, valutandone l'applicabilità a realtà diverse dall'agglomerato urbano esteso su cui esso è stato definito, al fine di mantenerne l'utilità informativa al pubblico. La prima considerazione in questo senso è che il territorio provinciale copre aree diverse fra loro, sia in termini di densità emissiva (dall'area metropolitana ai piccoli centri alpini), sia in termini di meteorologia e qualità dell'aria (zone di pianura o fondovalle con frequenti inversioni termiche invernali e conseguente aumento delle concentrazioni e superamento dei limiti, aree collinari sottovento rispetto alle emissioni, aree remote con insolazione estiva e formazione di ozono, eccetera), sia per identità socioeconomica (comunità montane, aree non direttamente gravitanti su Torino).

In via preliminare si è quindi deciso di suddividere la provincia in zone che avessero caratteristiche di maggiore omogeneità rispetto alla qualità dell'aria, e significative per i destinatari dell'informazione che si intende fornire. Una prima suddivisione si è basata sulla proposta di nuova zonizzazione regionale elaborata da ARPA nel 2011 per conto di Regione Piemonte, mostrata in Fig. 2 e riproposta nell'immagine seguente, che si articola nell'agglomerato torinese esteso a tutti i comuni serviti dall'azienda di trasporto GTT (rosso), a una fascia di pianura (verde), una collinare (azzurro) e una montana (indaco).

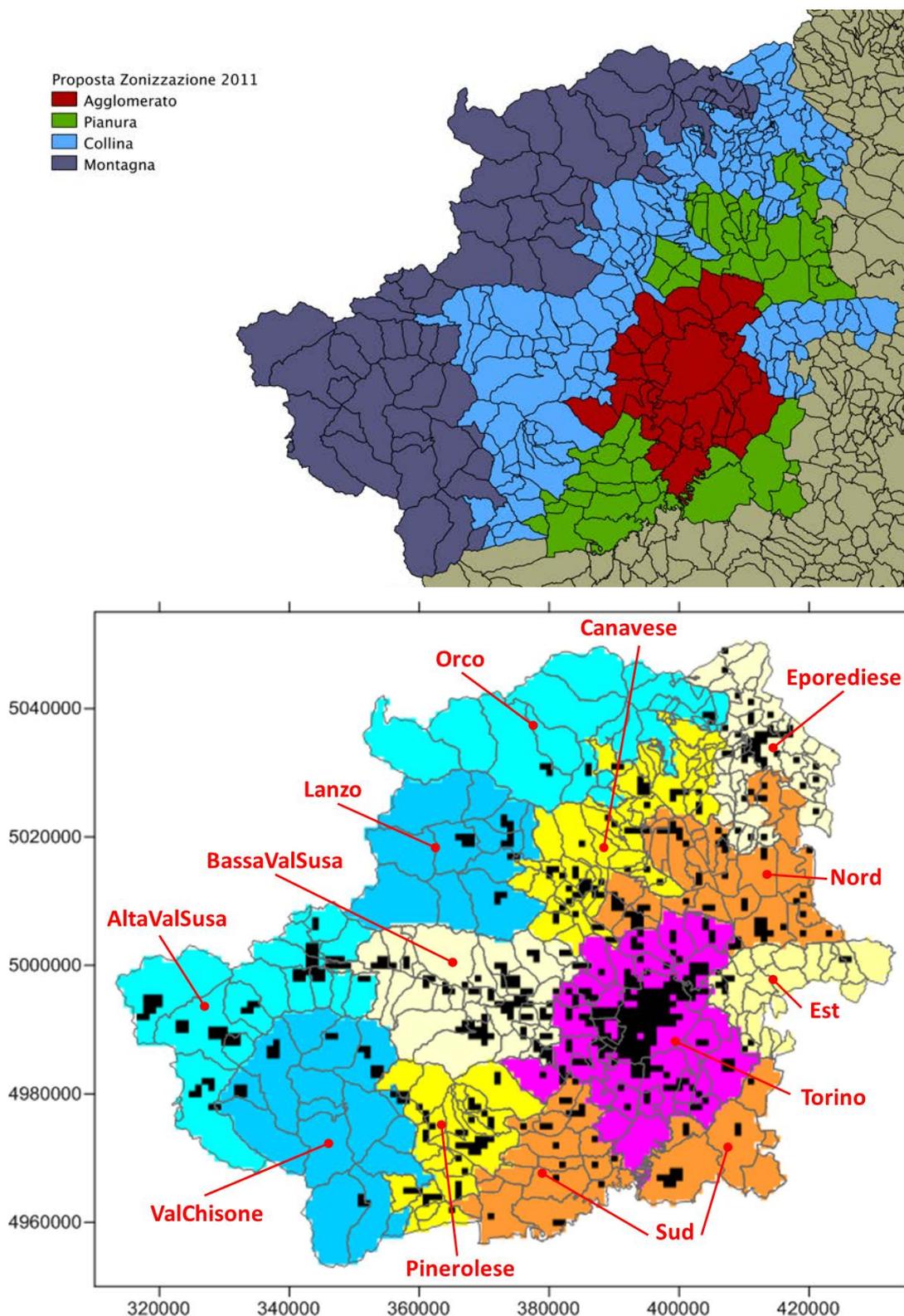


Fig. 85: Nuova zonizzazione regionale (in alto) e conseguente suddivisione preliminare in zone per l'indice di qualità dell'aria (in basso).

Queste fasce sono poi state ulteriormente divise seguendo un criterio geografico, per ottenere zone più circoscritte e con un'identità riconoscibile. La suddivisione è illustrata in basso nella Fig. 85. La fascia di pianura è stata distinta in due zone a nord e a sud dell'agglomerato torinese, la fascia collinare in quattro zone prealpine (Eporediese, Canavese, bassa Valsusa e Pinerolese) oltre alla zona di colline a est di Torino, e quella montana in quattro zone, che seguono l'andamento delle valli principali (valli dell'Orco, Soana e Chiusella; valli di Lanzo; alta Valsusa; valli Chisone, Germanasca e Pellice).

A partire dalle uscite del sistema modellistico applicato al dominio provinciale su grigliato a 1 km di risoluzione, si è calcolato quindi l'indice di qualità dell'aria su ciascuna delle zone individuate con il metodo già usato per Torino.

Il calcolo dell'IQA attuale sull'area metropolitana di Torino prevede che dei campi di concentrazione calcolati si considerino solamente i valori nei punti griglia che ricadono sulle aree urbanizzate, individuate a partire da mappe di uso del suolo: solo le celle del dominio di calcolo in cui prevale l'edificato (vale a dire nelle quali l'edificato copre più del 50% della superficie) sono utilizzate per determinare l'indice, mentre le altre sono scartate. Questo approccio, basato sull'esigenza di fornire un'informazione che caratterizzi i luoghi dove la popolazione vive e lavora, risulta a maggior ragione cruciale nel caso delle zone esterne alla città, dove la disomogeneità fra l'urbanizzato e il resto del territorio è ancora più marcata, fino ad arrivare al caso limite delle valli alpine, dove la superficie antropizzata è una parte minima del territorio in termini di superficie. Se quindi da un lato è indispensabile selezionare i punti griglia in modo appropriato perché l'IQA risultante sia rappresentativo, dall'altro rimane una dose di arbitrarietà nella scelta, che dovrà necessariamente essere diversa a seconda della zona considerata, per la forte differenza nella densità degli agglomerati urbani. A tal proposito la Fig. 85 mostra in nero le celle di calcolo definite come urbanizzate, ottenute con il criterio di una percentuale minima di copertura, calcolata a partire dalla base dati CORINE 2006 a 100 m di risoluzione: sulla zona di Torino quelle con più del 50% di uso del suolo civile o industriale, sulle zone di pianura (arancione) quelle con più del 30%, sulle zone di collina (giallo) quelle con più del 20%, e sulle zone di montagna (azzurro) quelle con più dell'1%.

Una volta individuati i punti griglia da considerare, per ciascuna zona si calcolano gli indicatori di legge giornalieri sulle concentrazioni di PM₁₀, NO₂, O₃ simulate in quei punti (rispettivamente la media, il massimo e il massimo della media mobile su 8 ore), per poi confrontare il valore medio ottenuto su tutta la zona con i limiti vigenti, in termini di percentuale rispetto al valore limite (50 µg/m³ per il PM₁₀, 200 µg/m³ per il NO₂ e 120 µg/m³ per l'ozono). L'indice di qualità dell'aria è infine determinato come il massimo fra i tre valori percentuali così ottenuti. Giorno per giorno è così possibile classificare la qualità dell'aria delle zone secondo una scala in funzione del valore di IQA, come da Tab. 61.

Tab. 61: Classificazione dell'IQA.

IQA	<50%	50%-70%	70%-100%	100%-200%	>200%
Classe	1	2	3	4	5

La suddivisione preliminare in zone appena descritta è stata discussa con la Provincia di Torino e ARPA Piemonte, arrivando a ipotizzare definire una nuova configurazione delle zone, accorpando in parte quelle di Fig. 85: le nuove zone mantengono pressoché inalterata la divisione fra le aree montane e il resto del territorio, mentre le aree collinari sono unite alle adiacenti porzioni di pianura e ai comuni dell'agglomerato torinese esteso (area GTT) che non ricadono nell'agglomerato ristretto su cui è calcolato l'IQA di Torino. Ne risultano tre zone montane:

- valli di Lanzo, Orco, Soana e Chiusella,
- alta Valsusa,
- valli Chisone, Germanasca e Pellice,

indi:

- la zona collinare a est di Torino con l'aggiunta dei comuni collinari dell'agglomerato esteso,
- tutto il nord torinese unito al Canavese ed Eporediese,
- il sud unito al Pinerolese,
- la bassa Valsusa unita ai comuni occidentali dell'agglomerato esteso,

e infine:

- la zona dell'IPQA torinese attuale.

Oltre alla ridefinizione delle zone, anche il procedimento di calcolo dell'indice di qualità dell'aria subisce una modifica: anziché considerare solo alcune celle come urbanizzate a seconda che la frazione di uso del suolo edificato sia al di sopra di una certa soglia, si pesano con un fattore percentuale pari a tale frazione le concentrazioni di tutte le celle comprese nella zona di interesse.

La nuova suddivisione in zone per l'IQA è mostrata in Fig. 86, in cui le celle urbanizzate sono colorate di un grigio tanto più scuro quanto più la percentuale di uso del suolo si avvicina al 100%.

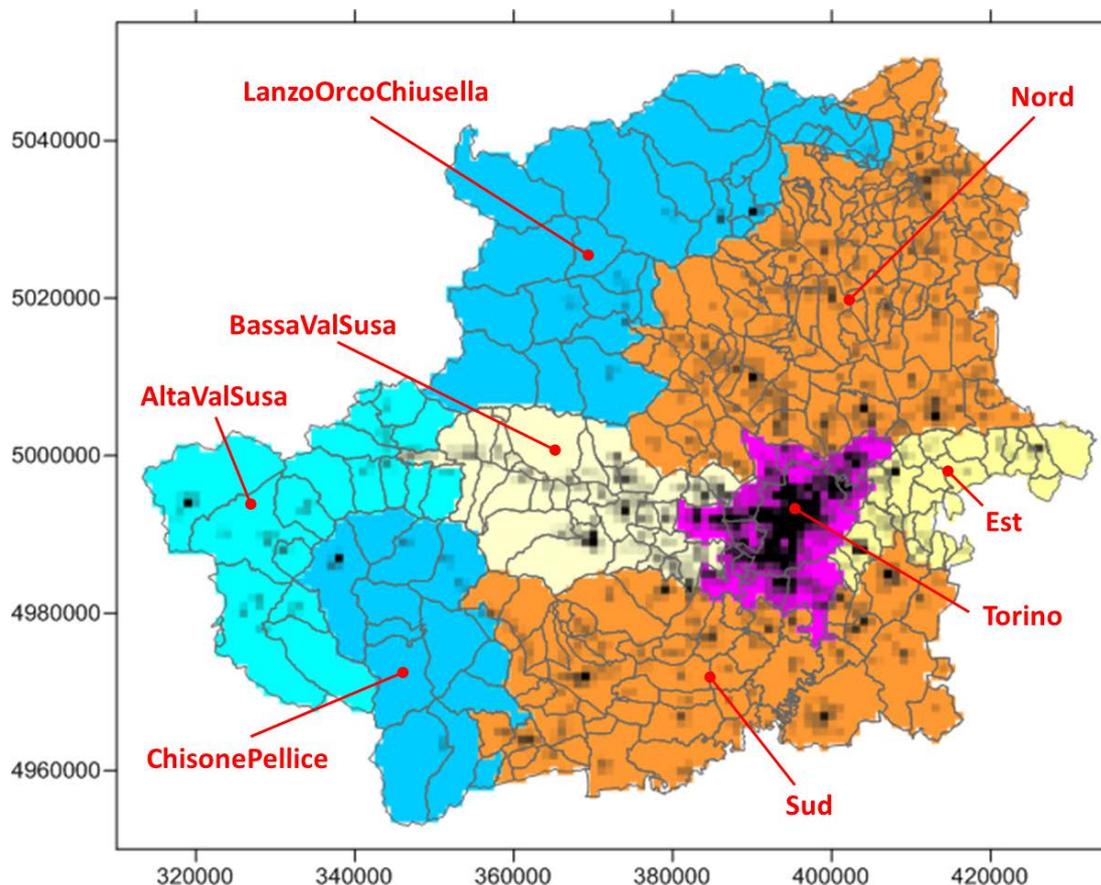


Fig. 86: Suddivisione in zone per il calcolo dell'indice di qualità dell'aria: proposta definitiva.

Una volta calcolati gli IQA sulle diverse zone con il metodo descritto, per valutare quanto gli indici siano rappresentativi nei singoli comuni, è stata confrontata la distribuzione annuale dell'indice di ciascuna area con quella di ciascuno dei comuni che la compongono. Come termine di paragone sono stati utilizzati i dati di IQA comunale prodotti da ARPA Piemonte, che giornalmente li stima a partire dalla simulazione a 4 km di risoluzione sull'intera regione, con assimilazione dei dati misurati nelle stazioni di monitoraggio. Con questa scelta si considera che i campi in questione rappresentino quanto sia attualmente disponibile di più aderente alla realtà riguardo alla qualità dell'aria in provincia di Torino.

La Fig. 87 mostra le differenze comune per comune fra le medie annuali dell'IQA calcolato da ARPA Piemonte (simulazione a 4 km + assimilazione dati) e quello calcolato sulla base della simulazione a 1 km, mentre la Fig. 88 mostra le corrispondenti differenze fra le medie annuali delle classi di IQA come definite in Tab. 61. I confini in nero marcato evidenziano la suddivisione nelle zone descritte sopra.

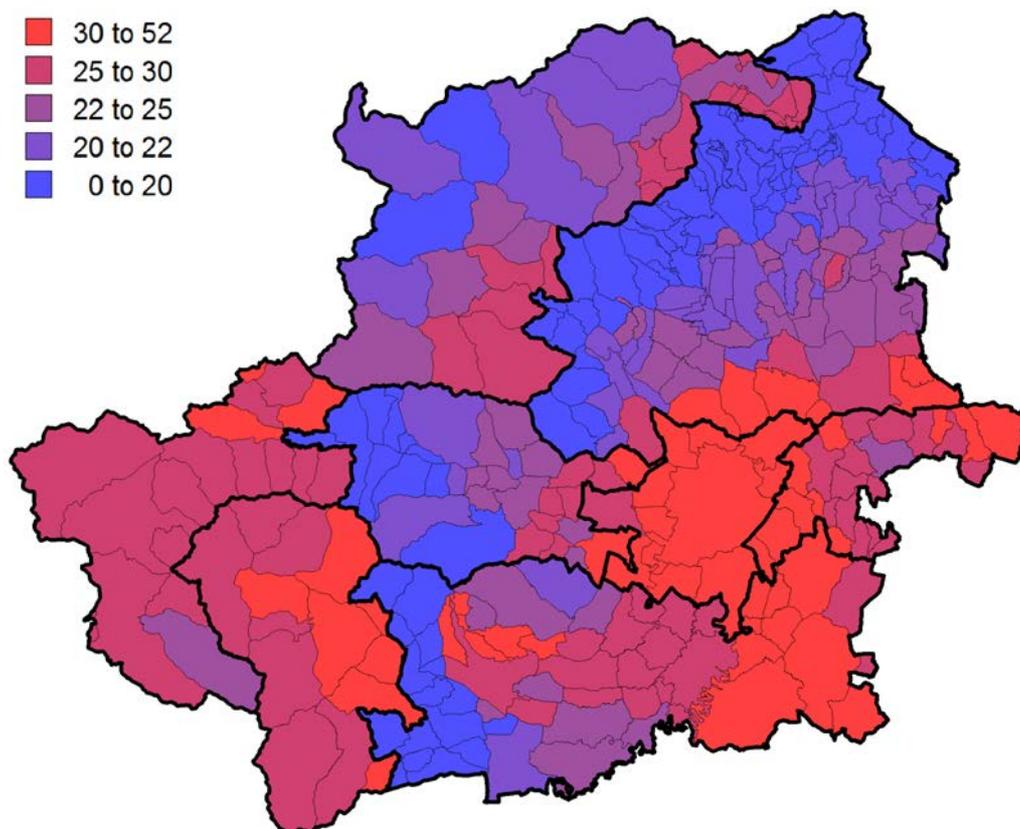


Fig. 87: *Mappa delle differenze comunali fra le medie annuali degli IQA giornalieri ("4km+misure" – "1km")*

Dall'esame delle figure si nota che nonostante le discrepanze in diverse zone della provincia, enfatizzate dalle scale di colore, le medie annuali degli IQA e delle classi calcolate basandosi sulle due fonti sono coerenti, in particolare nella zona collinare dove non differiscono per più del 20% del limite di legge, corrispondente a circa mezza classe.

Le maggiori differenze fra gli IQA dalle due fonti si hanno da una parte in corrispondenza dell'area metropolitana torinese fino a sud (Carmagnola) e a est (Rondissone) e nei pressi di Pinerolo, dall'altra sui comuni delle zone montane, in particolare quelli confinanti con le zone di pianura. Nel primo caso la discrepanza può essere ricondotta alla sottostima da parte del modello dei valori di particolato misurati nelle centraline, che concorrono a determinare il campo di concentrazione da cui si ricavano gli IQA di ARPA Piemonte. Questa sottostima è particolarmente estesa in inverno, quando l'indice di riferimento è quasi sempre quello legato alla media giornaliera del PM10, il cui livello misurato si pone tipicamente intorno al limite di legge, con frequenti superamenti anche significativi nelle zone urbane.

La sottostima degli indicatori nelle zone di montagna (fino al 50% del limite di legge o circa una classe di differenza) non pare immediatamente spiegabile. Una interpretazione è che la diversa risoluzione delle due simulazioni potrebbe portare un inquinante con carattere meno locale come il PM10 a essere descritto dalla simulazione su griglia più lasca con una concentrazione media in aree remote più simile a quella delle aree antropizzate, a differenza della simulazione su griglia fine, che riesce a distinguerle più chiaramente, soprattutto su terreno complesso. Il fatto di pesare le concentrazioni con un uso del suolo non completamente concentrato sulle aree urbane potrebbe poi portare a un effetto di amplificazione dei livelli della simulazione a 4 km rispetto a quella a 1 km.

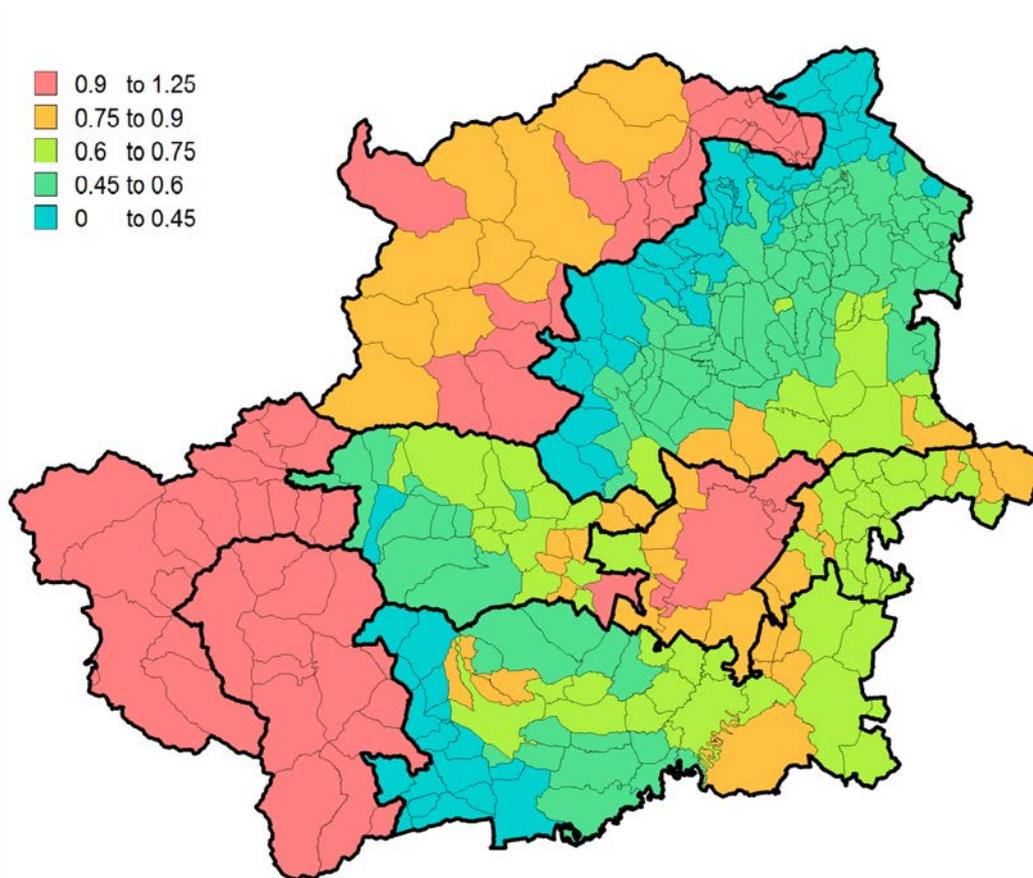


Fig. 88: Mappa delle differenze comunali fra le medie annuali delle classi giornaliere di IQA (“4km+misure” – “1km”)

Investigando che cosa succederebbe se le zone montane fossero aggregate con le corrispondenti zone di pianura, il calcolo dell'IQA e delle classi corrispondenti mostra come l'effetto di sottostima risulta eliminato in quelle aree, dal momento che la percentuale di territorio urbanizzato è molto minore rispetto alla pianura e di conseguenza i pesi usati per i punti griglia interessati sono più piccoli.

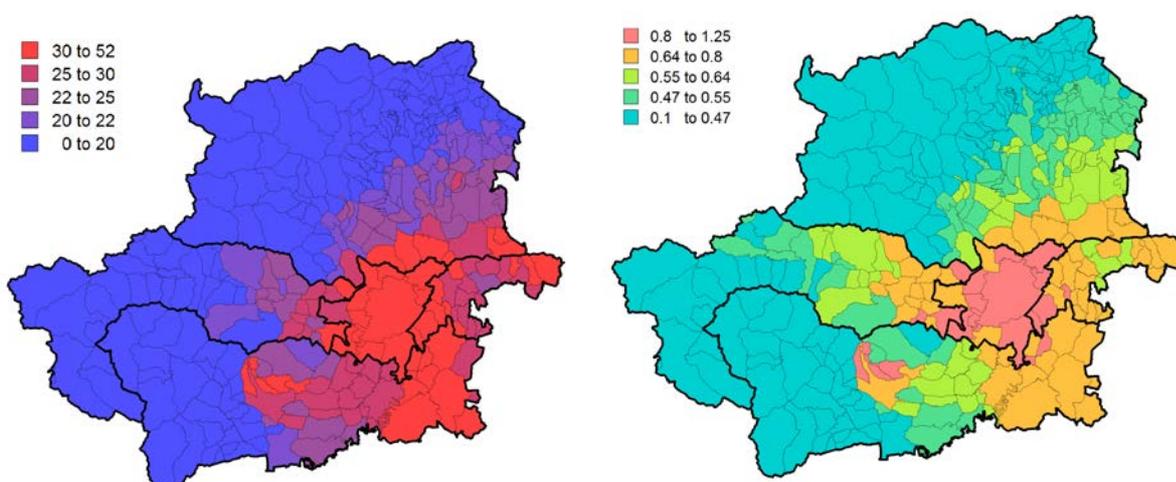


Fig. 89: Mappe delle differenze comunali (4km+misure – 1km) con le zone montane accorpate a quelle di pianura

Per avere un ulteriore riscontro sulla significatività degli indici di qualità dell'aria risultanti sulle diverse zone, è stato infine calcolato l'IQA a partire dai dati misurati nelle centraline di monitoraggio di ARPA Piemonte presenti sul territorio della provincia, con l'intento di confrontarlo con quello della zona in cui la centralina è situata. Questo confronto può essere a priori poco indicativo, dal momento che per sua natura l'indice si riferisce a un'area vasta e

fornisce un'informazione media nello spazio, mentre i valori di concentrazione misurati sono in generale sempre meno rappresentativi della realtà man mano che ci si allontana dal punto di campionamento. Questo è tanto più vero al di fuori dell'area metropolitana, dove il tessuto urbano si fa meno omogeneo, e ci si aspetta quindi che il campo di concentrazione in zone che comprendono sia agglomerati urbani sia aree remote possa avere una variabilità più marcata rispetto a quella torinese, dove invece l'edificato è prevalente. Infine allontanandosi da Torino la densità di stazioni si riduce molto, essendo a disposizione i dati delle seguenti quattro: Ivrea – Liberazione (zona Nord), Susa – Repubblica (zona Bassa Valsusa), Pinerolo – Alpini (zona Sud), Carmagnola – Miró (zona Sud), quest'ultima peraltro classificata da traffico. Pur con le considerazioni appena fatte, il confronto è tuttavia interessante, proprio per evidenziare la diversa rappresentatività dei due approcci.

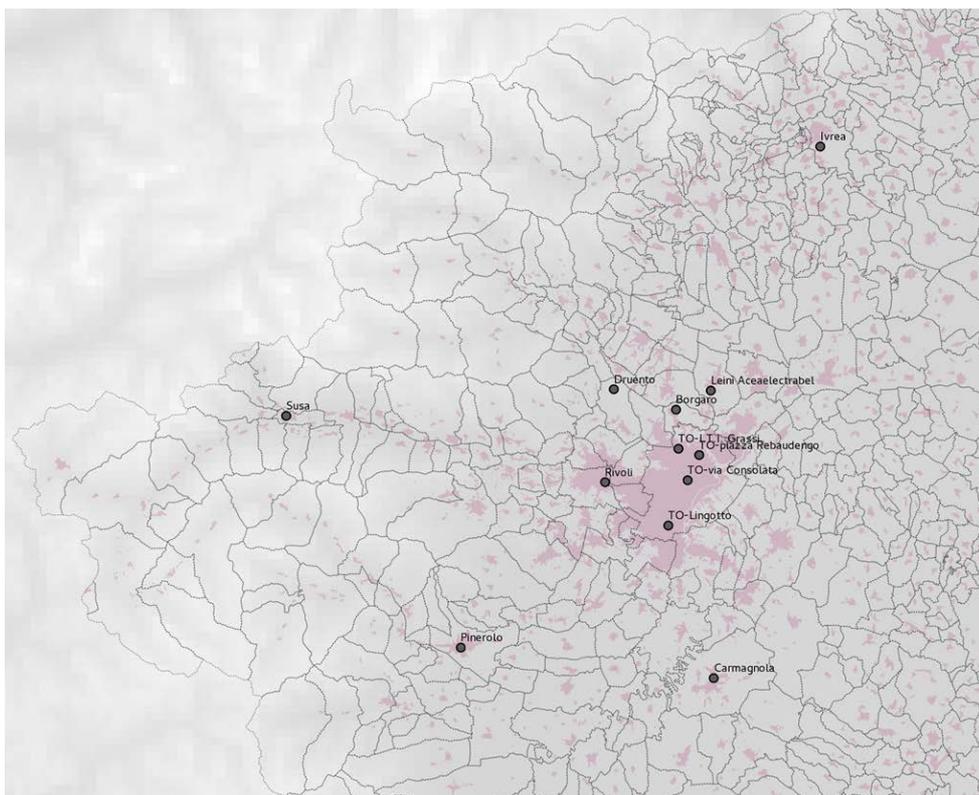


Fig. 90: Centraline di monitoraggio ARPA nella provincia di Torino.

Le figure che seguono mostrano le distribuzioni delle classi di IQA giornaliere calcolate per le diverse zone a partire dalla simulazione a 1 km, accostate a quelle ricavate dai dati misurati corrispondenti usando lo stesso algoritmo (massimo dei tre indici percentuali rispetto ai valori limite di PM₁₀, NO₂, O₃), e le tabelle di contingenza per le medesime classi (Fig. 96-Fig. 98). Osservando i confronti sui dati dell'intero anno (Fig. 91), si nota un migliore accordo nelle postazioni che si potrebbero definire pedemontane (Susa e Pinerolo), pur con una sottostima dei valori di picco, mentre nelle altre due stazioni le distribuzioni a campana ottenute con i dati calcolati sono poco confrontabili, vista la prevalenza di occorrenze della classe 1 rilevata a Ivrea e la distribuzione approssimativamente costante riscontrata a Carmagnola.

Confrontando le distribuzioni stagionali (Fig. 92, Fig. 93, Fig. 97, Fig. 98), nei mesi invernali si conferma la sottostima generalizzata dell'indice, legata ai valori di PM₁₀ che in quella stagione è l'inquinante più critico. In estate invece, quando l'indice è prevalentemente guidato dall'andamento dell'ozono, si ha una sovrastima a Ivrea: essendo la centralina ubicata in zona suburbana, essa potrebbe essere poco rappresentativa delle ampie zone rurali coperte dalla zona "Nord" considerata per il confronto, dove invece ci si attende una significativa formazione di ozono. Si ha invece una sottostima nelle stazioni pedemontane (Susa e Pinerolo), situate in zone ("Bassa Valsusa" e "Sud") dove le celle che pesano di più nella determinazione dell'indice sono quelle più vicine all'area metropolitana torinese e quindi più urbanizzate: in quelle celle ci si aspetta un livello più basso di ozono per la maggiore vicinanza ad elevate emissioni di ossidi di azoto. La sovrastima riscontrata a Carmagnola è probabilmente legata al fatto che la centralina, pur non essendo in un'area fortemente urbanizzata, è classificata da traffico, con conseguenti bassi valori di ozono, consumato dall'NO emesso dai veicoli.

Gli andamenti giornalieri della differenza fra le classi misurate e quelle calcolate (Fig. 94) confermano le considerazioni fatte sulle distribuzioni.

Come riferimento, si riportano anche i confronti con le misure sull'agglomerato torinese (Fig. 95), in cui l'indice misurato è determinato facendo la media dei valori, se disponibili, registrati nelle 8 stazioni di Borgaro, Druento, Leinì, Rivoli, TO-Consolata, TO-Grassi, TO-Lingotto, TO-Rebaudengo. I risultati si presentano simili a quelli ottenuti a Susa, con sottostima invernale del PM10 ed estiva dell'ozono, quest'ultima probabilmente da attribuirsi all'eccessivo consumo di ozono, simulato dal modello, da parte delle emissioni di ossidi di azoto.

Le analisi effettuate mostrano come, al fine della definizione di un indice per la comunicazione sintetica della qualità dell'aria sulle rimanenti aree del territorio provinciale, gli accorpamenti esplorati dei comuni in zone costituiscano insieme non meno omogenei al loro interno di quanto sia l'agglomerato torinese attualmente impiegato. Ciò accade in particolar modo per le aree di pianura e collina; sulla fascia montana le differenze all'interno delle zone risultano invece superiori. Queste aree peraltro sono in genere meno affette da episodi critici di inquinamento, se si escludono casi circoscritti a realtà specifiche (es. Susa).

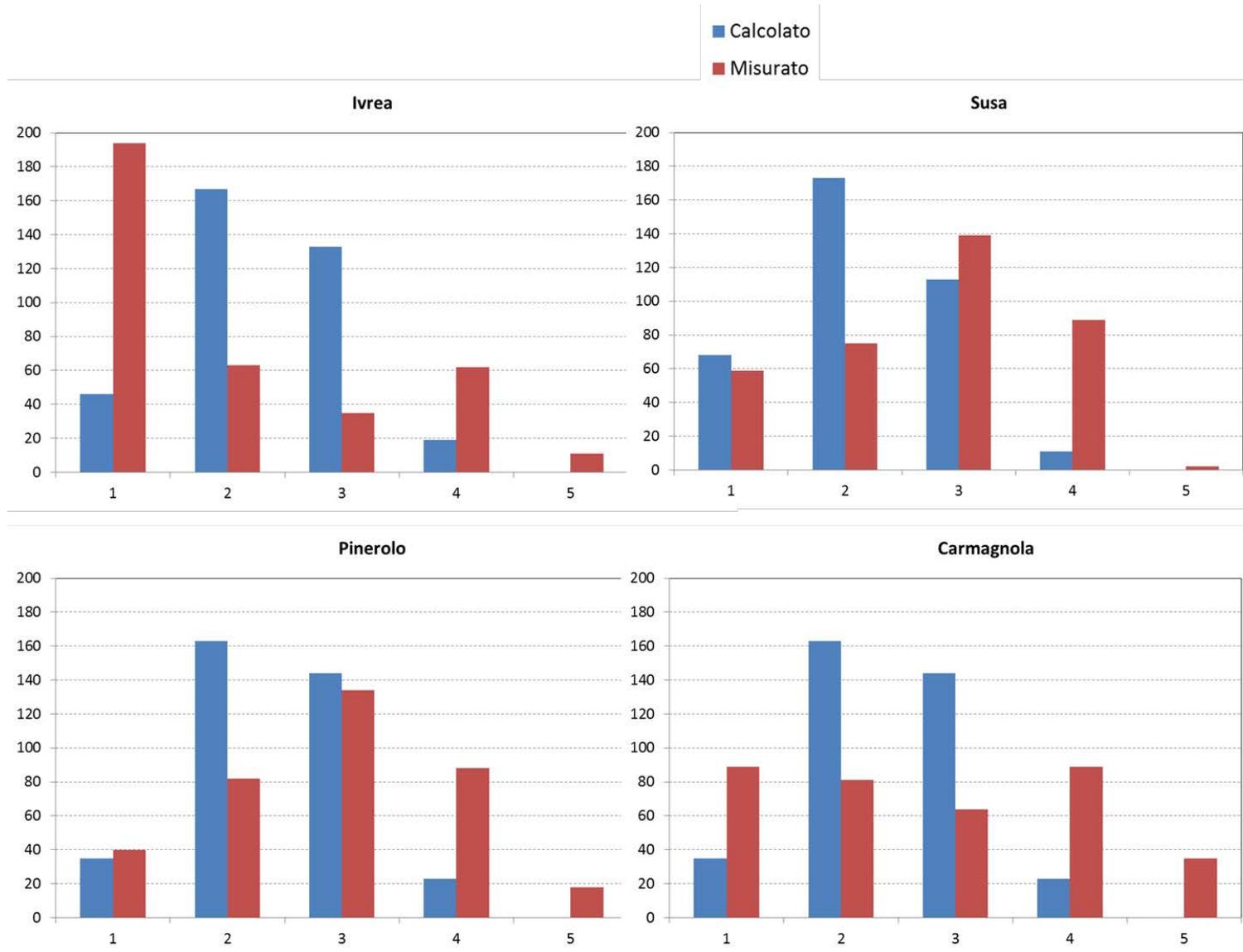


Fig. 91: Frequenza annuale delle classi di IQA nelle stazioni fuori dall'area metropolitana torinese (blu: valore per zona, dalla simulazione a 1 km; rosso: misure alle stazioni)

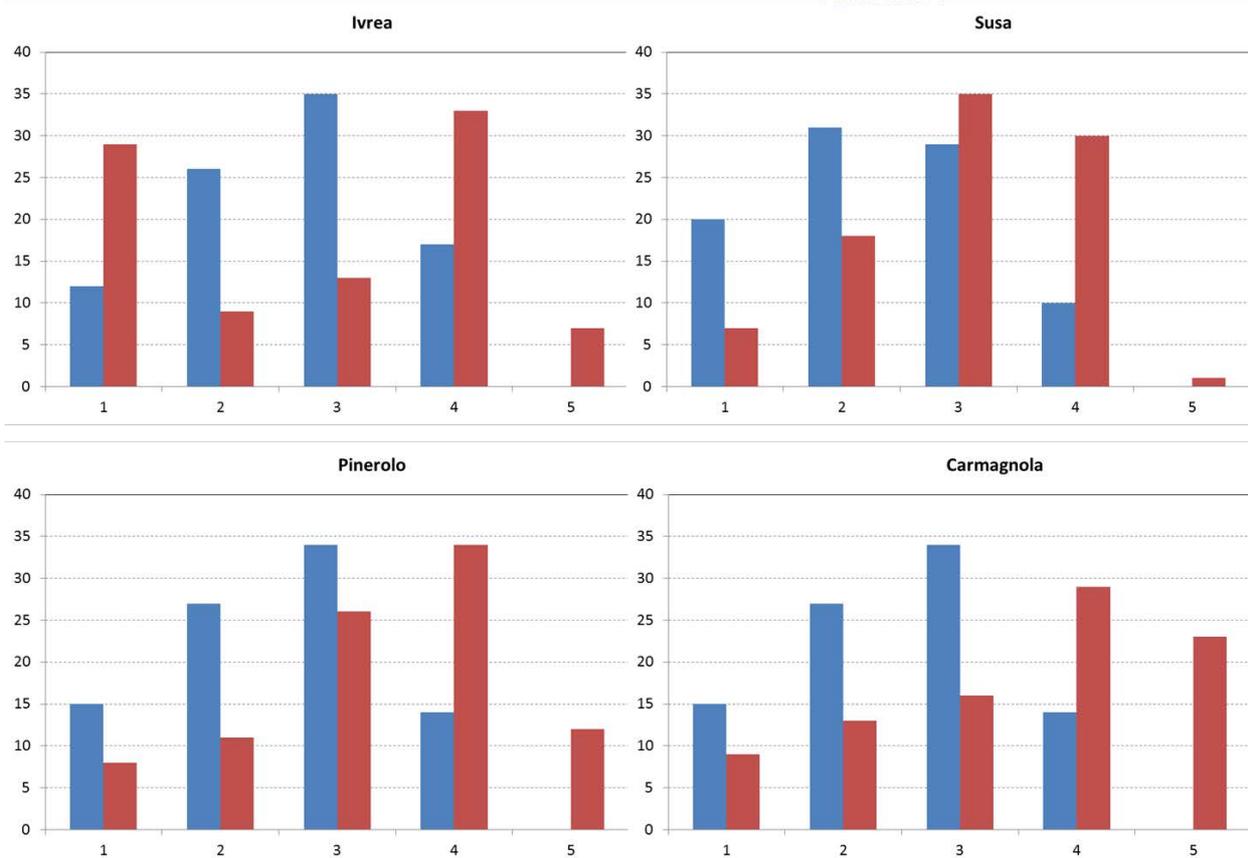


Fig. 92: Frequenza invernale delle classi di IQA (gennaio-febbraio-marzo). Blu: calcolato per zona, rosso: misurato alla stazione

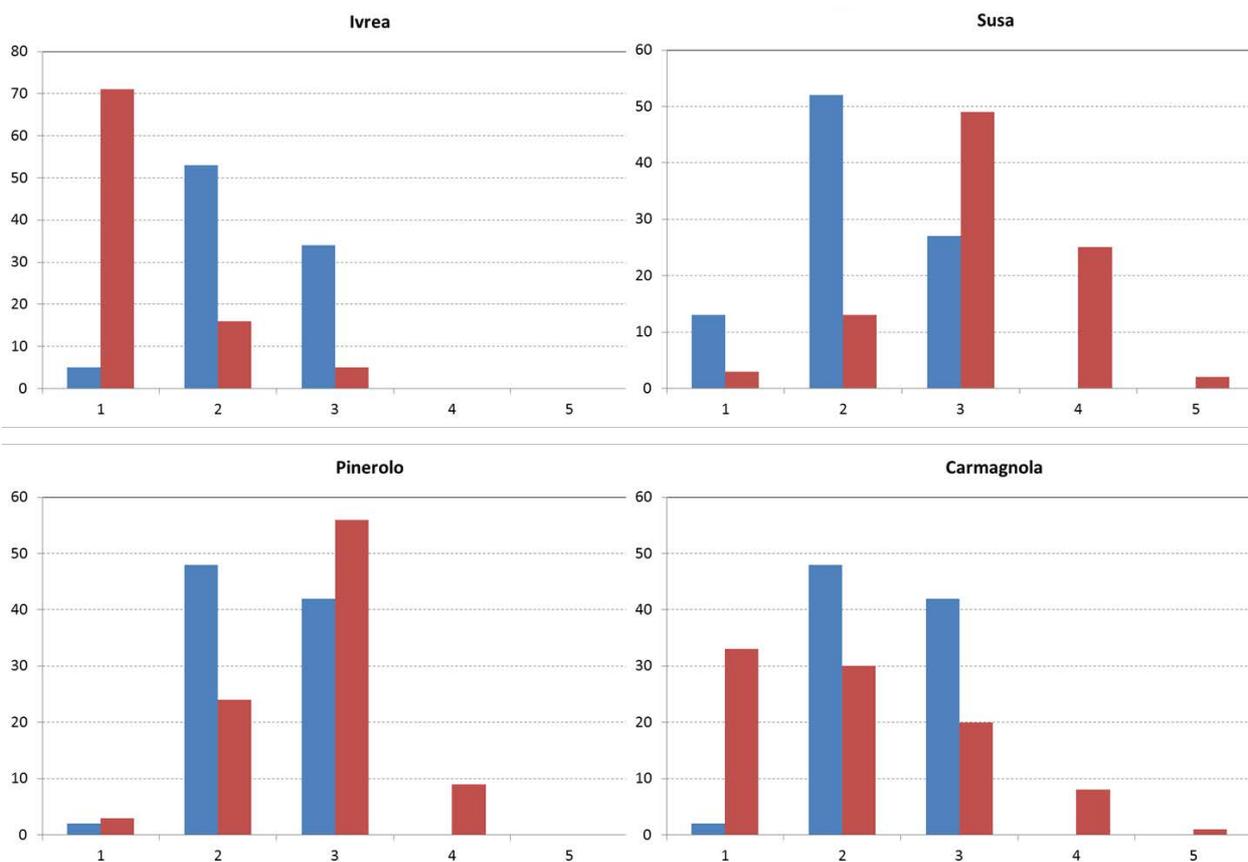


Fig. 93: Frequenza estiva delle classi di IQA (luglio-agosto-settembre). Blu: calcolato per zona, rosso: misurato alla stazione

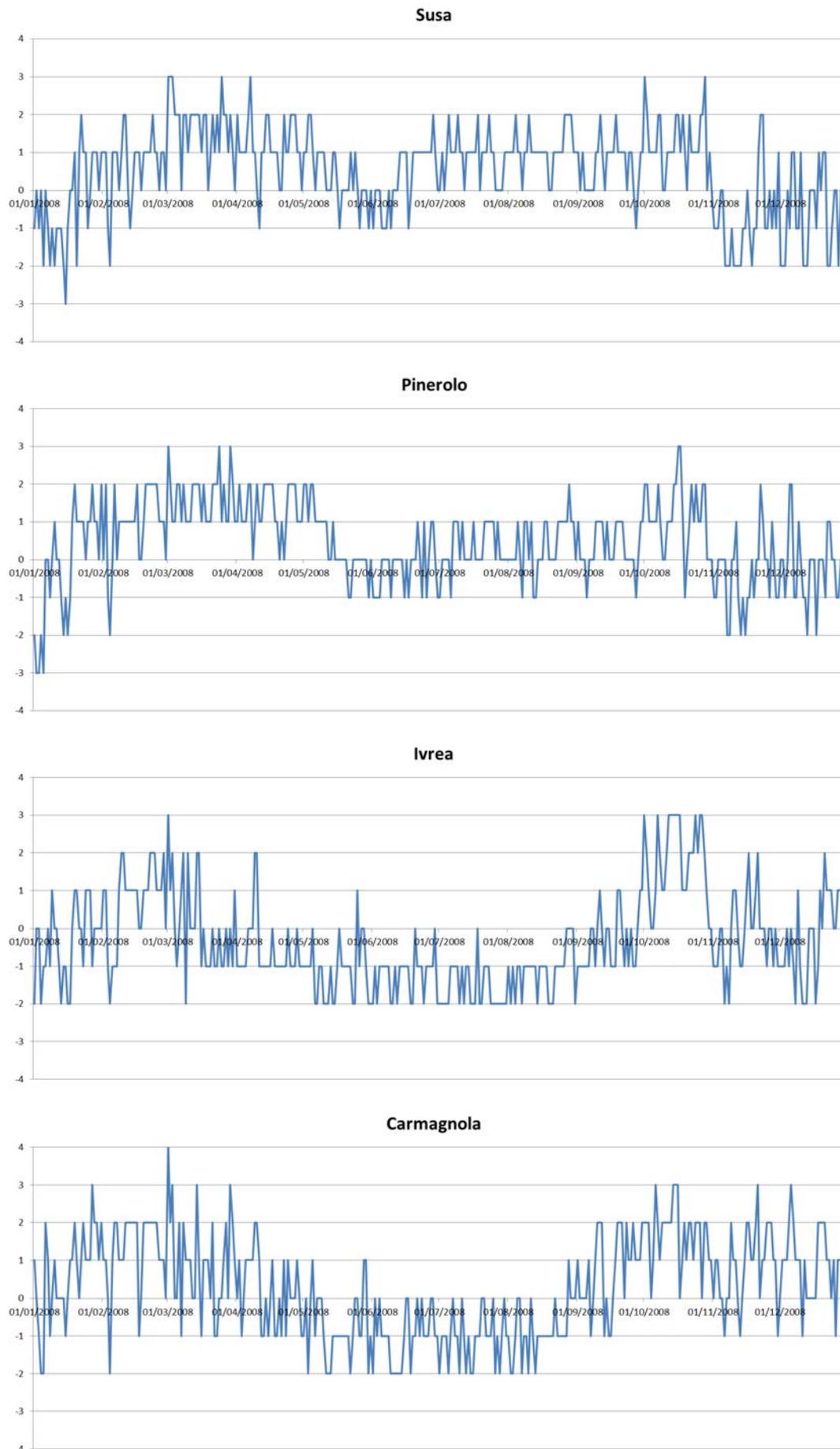


Fig. 94: Differenze giornaliere fra le classi misurate e calcolate

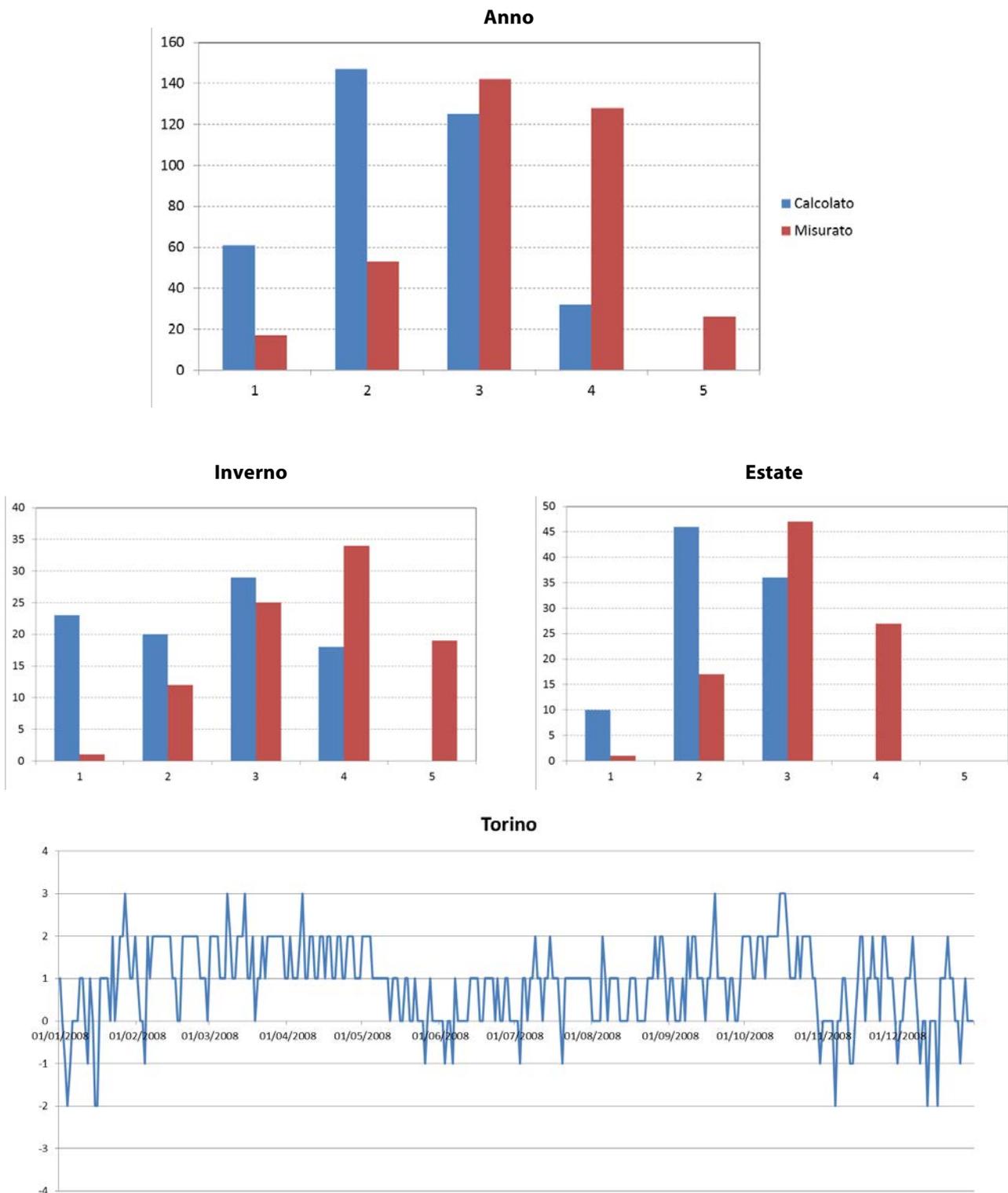


Fig. 95: Frequenze annuali e stagionali e differenze giornaliere (misurato – calcolato) nell'agglomerato di Torino

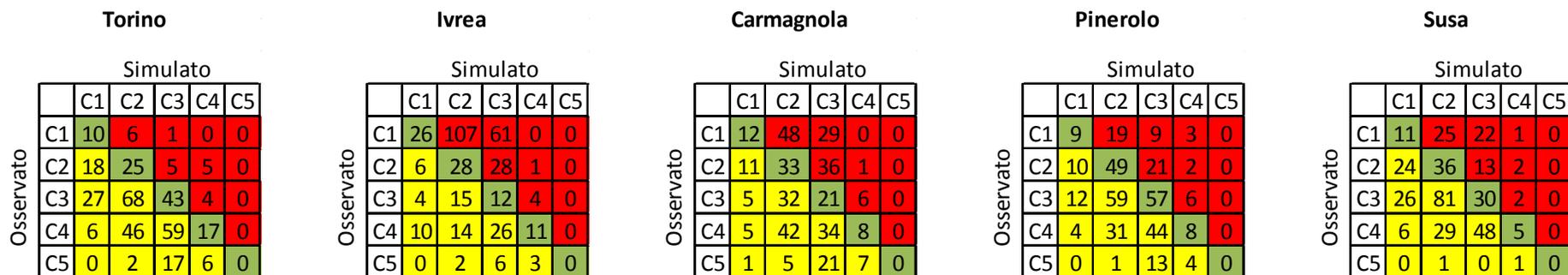


Fig. 96: Tabelle di contingenza per le classi di IQA (anno)

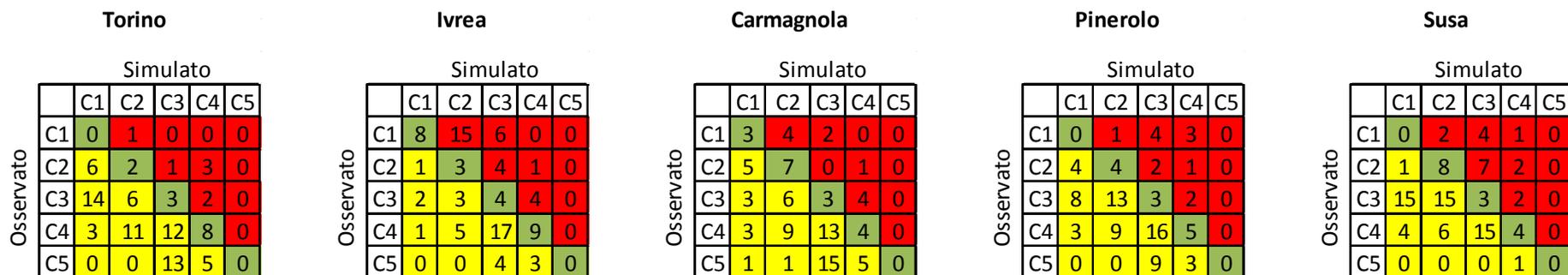


Fig. 97: Tabelle di contingenza per le classi di IQA (gennaio-febbraio-marzo)

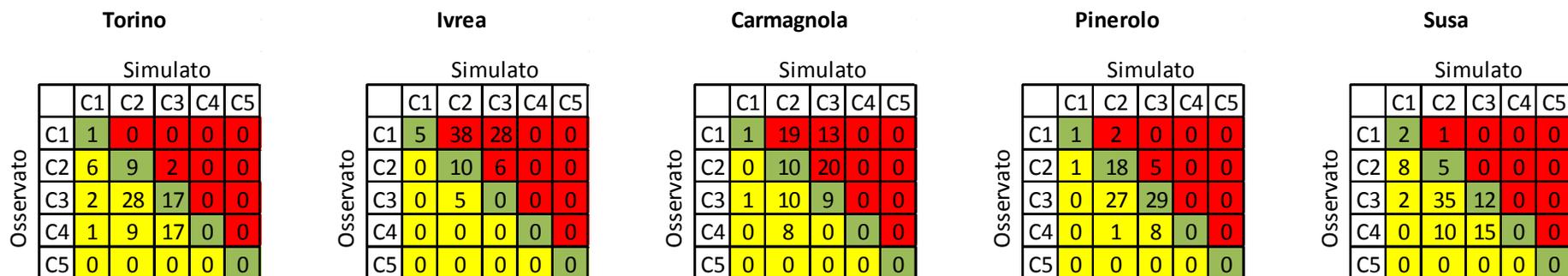


Fig. 98: Tabelle di contingenza per le classi di IQA (luglio-agosto-settembre)

5 Conclusioni e prospettive

Il progetto si proponeva di valutare i benefici che si possono ottenere nella simulazione modellistica della qualità a scala locale (1 km) accompagnando la discesa di scala con un'ottimizzazione dell'input emissivo, in una prospettiva di inventario provinciale.

L'attività di aggiornamento sulle **sorgenti industriali**, con la definizione di fattori di emissione specifici per ogni impianto analizzato, è confluita nella definizione di un database MS-ACCESS che permette la consultazione delle caratteristiche di impianto e un dimensionamento immediato delle sorgenti negli anni successivi al 2008, sulla base di dati di produzione o di consumo. Su questo fronte, sarebbe auspicabile, da una parte, una piena integrazione con il database che attualmente gestisce l'iter e gli adempimenti autorizzativi presso la Provincia e, dall'altra, l'evoluzione verso uno strumento che consenta la definizione di scenari e l'esportazione di file di input emissivi utilizzabili direttamente dal sistema modellistico.

La nuova stima delle emissioni della **combustione non industriale** ha messo in luce differenze notevoli a livello comunale per il gas naturale, dovute all'utilizzo del combustibile erogato e non ripartito con variabili proxy (superfici riscaldate, popolazione residente). La disponibilità di nuove informazioni regolarmente raccolte dai comuni più popolosi aderenti al Patto dei Sindaci suggerisce la transizione verso un metodo misto per la stima delle emissioni di questo comparto, limitando l'uso di variabili proxy ai comuni più piccoli che rappresentano quote di consumo residuale. Sul fronte della biomassa, l'utilizzo di informazioni sul parco di impianti di combustione ha restituito una stima più attendibile e più adatta alla definizione di scenari energetici futuri. Anche in questo caso, resta cruciale la scelta della variabile proxy da utilizzare per la ripartizione del consumo provinciale, che al momento è rappresentata dalle superfici riscaldate mutate dal censimento ISTAT 2001. Indagini specifiche, anche attraverso il canale scolastico, potrebbero consentire una definizione più realistica dei fattori di utilizzo dei dispositivi nelle diverse zone (area metropolitana, pianura, collina, montagna) e anche della penetrazione della legna in aree tradizionalmente escluse.

L'approccio bottom-up ha restituito emissioni probabilmente sottostimate del **traffico**, evidenziando una notevole sensibilità di questo metodo alla scelta dei parametri quali la velocità di percorrenza sugli archi e le caratteristiche del parco circolante. La possibilità di disporre di informazioni relative alla sola mobilità privata, quali quelle contenute nel grafo provinciale, ha introdotto una certa arbitrarietà nella stima delle emissioni della mobilità commerciale, che costituiscono una percentuale importante delle emissioni complessive. In particolare, riguardo alla stima delle emissioni del traffico urbano diffuso in un territorio così vasto e con caratteristiche di spostamenti non sistematici così diverse, sarebbe opportuno disporre di un grafo multi-modale per differenziare le aree in cui è grande l'offerta di mezzi pubblici. Stante la rilevanza delle emissioni da traffico, anche nella prospettiva dell'utilizzo di modelli di dispersione a risoluzione maggiore o ibridi, è necessario uno sforzo maggiore nella direzione di fonti di informazione più solide e specifiche, quale il ricorso ai dati acquisiti da telecamere in città e tutor fuori città per la conoscenza dei parchi circolanti e delle velocità medie.

Una stima più dettagliata delle emissioni di ammoniaca dal **settore zootecnico** non sembra invece portare apprezzabili benefici nella ricostruzione della qualità dell'aria a scala locale. Per la rilevanza nella formazione della frazione secondaria del particolato, sarebbe opportuno però affinare la stima delle emissioni di ammoniaca non legate all'agricoltura, sia per quanto riguarda le attività suscettibili di politiche di riduzione (trasporti, industria, rifiuti, ecc.) che per quelle umane o naturali, che si concentrano in aree diverse da quelle agricole, dove nella descrizione attuale le emissioni di ammoniaca sono quasi assenti.

Sebbene sia stata prestata una grande attenzione alla spazializzazione e alla modulazione delle emissioni considerate, dal punto di vista del pre-processamento delle emissioni da fornire in input al modello sono auspicabili i seguenti ulteriori miglioramenti nel prossimo futuro:

- trattazione dinamica del plume rise delle sorgenti puntuali tenendo in considerazione temperatura e direzione del vento istantanea;
- predisposizione degli input emissivi di tutte le sorgenti (dunque anche diffuse e lineari) su griglia tridimensionale, per permettere la differenziazione delle diverse tipologie di emissioni (es. riscaldamento, traffico, attività produttive) in termini di altezza media del punto di emissione in atmosfera;

- trattazione dinamica del riscaldamento (in funzione del campo di temperatura) e della risospensione (in funzione del campo di precipitazione), in questo progetto elaborati solo in termini metodologici.

Per valutare l'effetto delle modifiche sulla simulazione modellistica, sono state analizzate tre simulazioni di durata annuale: la simulazione a scala regionale di Arpa Piemonte (4 km, VAQ08), la discesa di scala ad 1 km con stesso input emissivo da inventario regionale (DVQ08 di Arpa Piemonte) e la simulazione ad 1 km con inventario 'ottimizzato' su scala provinciale (AERA). Per evidenziare separatamente l'effetto delle modifiche ai singoli comparti emissivi sono stati preliminarmente effettuati dei test di durata mensile (uno estivo ed uno invernale).

I risultati dei **test sui diversi comparti emissivi** mostrano in sintesi come la nuova stima delle emissioni della combustione non industriale porti ad un miglioramento nella riproduzione dei valori misurati, generalizzata all'intero territorio provinciale, mentre la revisione delle sorgenti industriali ha effetti circoscritti a pochi siti di misura (es. Torino Lingotto), posti più in prossimità delle sorgenti localizzate su cui si è agito. Per quanto riguarda il traffico, la trattazione delle emissioni a partire dal grafo lineare evidenzia un generale peggioramento, particolarmente evidente proprio nei siti di misura di traffico della città di Torino, mentre appaiono limitati miglioramenti nelle stazioni della prima cintura. Il test specifico condotto sulla frazione di NO₂ direttamente emesso dai veicoli mostra una più realistica riproduzione dei picchi orari di concentrazione nelle ore di punta dei mesi invernali. La revisione delle emissioni di ammoniaca associate alla gestione dei reflui zootecnici, con una definizione più puntuale delle aziende più impattanti sul territorio provinciale, una migliore definizione dei profili temporali delle attività di stabulazione, spandimento e stoccaggio e una più precisa attribuzione alle superfici agricole, non conduce a variazioni apprezzabili nelle concentrazioni di PM₁₀ nei periodi di test.

Per quanto riguarda invece i **run annuali**, il confronto con i dati rilevati dalle centraline di monitoraggio indica come, seppur in presenza di una generale sottostima, in particolare per il parametro PM₁₀, la sola discesa di scala non porti necessariamente ad un miglioramento univoco della descrizione modellistica, in particolare all'estremità dell'area metropolitana, dove a risoluzione più lasca sono presenti in parte le emissioni di Torino. Complessivamente, l'insieme delle modifiche apportate alle emissioni conduce ad una migliore descrizione delle concentrazioni nei siti di fondo, urbano e suburbano rispetto alla sola discesa di scala, in particolare nei siti esterni all'area metropolitana. Nei siti di traffico urbano, invece, si evidenzia un peggioramento rispetto alla semplice discesa di scala, dovuto al ridimensionamento notevole delle emissioni di tutti gli inquinanti derivante dalla stima del traffico a partire dal grafo disponibile presso la Provincia, già evidenziata nelle simulazioni di test; si sottolinea tuttavia l'importanza di una descrizione di dettaglio di tale settore, per correlare in modo verosimile la distribuzione delle concentrazioni nello spazio con i cambiamenti legati alle politiche e alle misure sulla mobilità.

La riproduzione modellistica nelle concentrazioni orarie di biossido di azoto mostra una sottostima dei valori di picco collegati ai flussi di traffico e in generale nelle concentrazioni diurne. Su questo fronte è auspicabile una migliore trattazione delle reazioni fotolitiche, sia utilizzando degli schemi di calcolo dei ratei di fotolisi che tengano conto degli effetti delle particelle di aerosol e gassose presenti in atmosfera, come per esempio il modulo TUV già implementato nel modello FARM ma non utilizzato per questo studio, sia tenendo conto degli effetti 'medi' della canopy urbana (presenza di edifici di varia altezza, rispetto alla larghezza delle strade) sulla radiazione solare rispetto al caso di campo libero.

La tipologia di modello adottata, pur consentendo una completa trattazione della chimica non consente di spingersi alle scale richieste per la riproduzione delle concentrazioni registrate in un sito da traffico, che sono invece rappresentative delle concentrazioni presenti a qualche decina di metri dall'asse stradale. Nell'ottica di integrazione tra misura e modelli delineata dalla Direttiva Europea 2008/50/EU, anche ai fini della progressiva riduzione delle centraline di monitoraggio e dell'ottimizzazione delle reti, è auspicabile l'evoluzione verso un sistema modellistico a multiscale di tipo ibrido che permetta l'individuazione di criticità di tipo hot-spot di traffico.

L'evoluzione verso un sistema di questo tipo non può però prescindere da una trattazione delle emissioni da traffico del tipo 'bottom-up', su grafo lineare anche in ambito urbano, e quindi dall'integrazione di questo approccio di stima delle emissioni con la tradizionale stima 'top-down' degli inventari utilizzati per la valutazione modellistica della qualità dell'aria su scala regionale.

6 Bibliografia

- AERA/ALCOTRA (2012a), "AZIONE 4.2 – Risultati dell'armonizzazione delle emissioni di riscaldamento autonomo con il legno", Settembre 2012.
- Amato F., Schaap M., Denier van der Gon H.A.C., Pandolfi M., Alastuey A., Keuken M., Querol X. (2012) Effect of rain events on the mobility of road dust load in two Dutch and Spanish roads. *Atmospheric Environment* 62, 352-358.
- AMMT, Agenzia Mobilità Metropolitana Torino (2006), "Indagine sulla mobilità delle persone e qualità dei trasporti", http://www.mtm.torino.it/05_mobilita/05a_indagini/indagini_imq2006.html
- Angelino E., De Martini A., Peroni E. and Lanzani G., "Ammonia in Northern Italy: measures and modeling scenarios", *Proceed. AIR QUALITY 2012*, Athens 19-23 March 2012.
- Aria technologies (2008), "SWIFT – Diagnostic Wind Field Model", Rapporto ARIA/2008.02.
- Berger, J., Denby, B. (2011) A generalised model for traffic induced road dust emissions. Model description and evaluation. *Atmospheric Environment* 45 (22), 3692-3703.
- Carlaw, D.C. and K. Ropkins, (2012), "openair — an R package for air quality data analysis", *Environmental Modelling & Software* 27–28, 52-61, 2012.
- Caserini S., Gaifami M. e Moretti M., (2011), "Stima delle percorrenze di automobili, mezzi leggeri, mezzi pesanti e motocicli in funzione dell'età", http://groupware.sinanet.isprambiente.it/expert_panel/library/ept16/caserini_percorrenze, Expert Panel Emissioni da Trasporti, 20-21 giugno 2011, Milano.
- Clarisse L., Clerbaux C., Dentener F., Hurtmans D., Coheur P. (2009), "Global Ammonia distribution derived from infrared satellite observations", *Nat. Geosc.* 2, 479-483.
- CSST (2001), "MT .Model – Integrated system of mathematical models for the support to the decisions of planning of the traffic and the transport", CSST Report, Torino, 2001.
- Denby, B. R. (2011), "Guide on modelling Nitrogen Dioxide (NO₂) for air quality assessment and planning relevant to the European Air Quality Directive", ETC/ACM Technical Paper 2011/15.
- EEA (2011), "The application of models under the European Union's Air Quality Directive: A technical reference guide", Technical Report No 10/2011.
- EPA (2011), "AP 42 Section 13.2.1 Paved Roads", Update January 2011.
- Finardi S. (2003), "Costruzione di una base dati meteorologici sulla Provincia di Torino con l'ausilio di modellistica numerica", Rapporto ARIANET R2003.
- Flesch T.K., Wilson J.D., Harper L. A., Todd R. W., Cole N. A. (2007), "Determining ammonia emissions from a cattle feedlot with an inverse dispersion technique", *Agricultural and Forest Meteorology* 144, 139–155.
- Fracastoro G. V., Crocetta A. (2012), "Indagine sull'utilizzo di dispositivi termici a fonti energetiche rinnovabili in provincia di Torino", Report RENERFOR, Provincia di Torino/Politecnico di Torino, Settembre 2012.
- GTT, Gruppo Torinese Trasporti (2008), "Il Bilancio di sostenibilità, gestione ambientale 2008", (http://www.comune.torino.it/gtt/gruppo/bil_sost/06_ambientale.pdf)
- Klimont Z., Cofala J., Bertok I., Amann M., Heyes C. and Gyrfas F. (2002), "Modelling Particulate Emissions in Europe: A Framework to Estimate Reduction Potential and Control Costs", Interim Report IR-02-076.
- Matta E., Facchini M. C., Decesari S., Mircea M., Cavalli F., Fuzzi S., Putaud J.-P., and Dell'Acqua A., "Mass closure on the chemical species in size-segregated atmospheric aerosol", *Atmosf. Chem. Phys.*, 3, 623-637, 2003.
- Nagl C., Moosmann L., Grice S., Stedman J. And van den Hout D. (2010), "NO₂ WORKSHOP BRUSSELS 14-15 APRIL 2010 – Extended Minutes", Rep. ENV.C.3/FRA/2009/0008.
- Nanni A., Radice P. e Smith P. (2009) "TREFIC (Traffic Emission Factors Improved Calculation) User's guide", Rapporto ARIANET R2009.19.

- Ntziachristos L. e Samaras Z. (2009), "Exhaust emissions from road transport", EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook 2009.
- Omstedt, G., Bringfelt, B., Johansson, C. (2005) A model for vehicle-induced non-tailpipe emissions of particles along Swedish roads. *Atmospheric Environment* 39 (33), 6088-6097.
- Pallavidino L., Prandi R., P. Costa M., Nanni A., Bertello A., Bracco E., Pavone F., (2011), "Top-down vs. bottom-up approach in delineating traffic role in air quality scenarios", Proceedings of HARMO14 – 14th International Conference on Harmonisation within atmospheric dispersion modeling for regulatory purpose.
- Pay, M.T., Jimenez-Guerrero, P., Baldasano, J.M. (2011) Implementation of resuspension from paved roads for the improvement of CALIOPE air quality system in Spain. *Atmospheric Environment* 45 (3), 802-807.
- Perron et al. (2010), Composition and sources of particulate matter in an industrialised Alpine valley. *Atmospheric Chem. Phys. Discussion* 10, 9391-9340.
- Piazzalunga, A., Anzano, M., Collina, E., Lasagni, M., Lollobrigida, F., Pannocchia, A., et al. (2012), Contribution of wood combustion to PAH and PCDD/F concentrations in two urban sites in Northern Italy, *Journal of Aerosol Science* (in press).
- Politecnico di Torino/Enea (2012), "Identificazione del parco impianti territoriale degli utilizzi energetici di biomassa legnosa forestale", Rapporto Renerfor 2.1.E, Marzo 2012.
- Prandi R., Pallavidino L., Radice P. e Brusasca G. (2010), "Modellistica della qualità dell'aria nell'area metropolitana torinese (CIG 0418162631) - Primo avanzamento", Rapporto ARIANET R2010.21.
- Provincia di Torino/Arpa Piemonte (2009a), "Uno sguardo all'aria – Anno 2008". Luglio 2009.
- Provincia di Torino (2009b), "Il Regolamento Regionale 10/R e la gestione dei reflui zootecnici: Vademecum per le imprese agricole", Settembre 2009.
- Provincia di Torino (2010), "Settimo Rapporto sull'Energia", Novembre 2010.
- Rexeis, M., Hausberger, S. (2009) Trend of vehicle emission levels until 2020 e prognosis based on current vehicle measurements and future legislation. *Atmospheric Environment* 43, 4689-4698.
- Schaap, M., Manders, A.M.M., Hendriks, E.C.J., Cnossen, J.M., Segers, A.J.S., Denier van der Gon, H.A.C., Jozwicka, M., Sauter, F.J., Velders, G.J.M., Matthijssen, J., Builtjes, P.J.H. (2009) Regional Modelling of Particulate Matter for the Netherlands. Netherlands Research Program on Particulate Matter. Report 500099008. www.pbl.nl.
- Torriani L., Debernardi A. e Ferrara E. (2012), "Sviluppo del modello di simulazione del traffico provinciale (modulo trasporto privato)", Rapporto intermedio, Febbraio 2012.
- Zanini G., Monforti F., Ornelli P., Pignatelli T., Vialeto G., Brusasca G., Calori G., Finardi S., Radice P., Silibello C. (2004) The MINNI project. Proceedings of the 9th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Garmisch-Partenkirchen, June 2004 .
- Zanini G., Mircea M., Briganti G., Cappelletti A., Pederzoli A., Vitali L., Pace G., Marri P., Silibello C., Finardi S., Calori G., (2010) Modeling Air Quality over Italy with MINNI Atmospheric Modeling System: from Regional to Local Scale. ITM - NATO/SPS International Technical Meeting on Air Pollution Modelling and its Application. Torino, 27 September - 01 October, 2010.