

Scenari di mobilità alla scala urbana: modellazione e stima degli impatti sulla qualità dell'aria

Andrea Piccoli, Valentina Agresti, Nicola Luciano, Elena De Angelis

2023

Progetto Mobilità sostenibile e interazione con il sistema energetico

Piano Triennale di Realizzazione 2022-2024 della Ricerca di Sistema Elettrico Nazionale



Accordo di programma 2022-2024 con il Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica per le attività di ricerca e sviluppo di interesse generale per il sistema elettrico nazionale.

Progetto Mobilità sostenibile e interazione con il sistema energetico

Work Package WP 1 - Analisi integrata e strategie di sviluppo della mobilità sostenibile in Italia

Linea di Attività LA 1.04 - Valutazione degli effetti ambientali di scenari di transizione ecologica della mobilità 2023

Codice identificativo RT-2.07-1.04-3

Titolo: Scenari di mobilità alla scala urbana: modellazione e stima degli impatti sulla qualità dell'aria

Autori: Andrea Piccoli, Valentina Agresti, Nicola Luciano, Elena De Angelis

Verificatori: Guido Pirovano

Approvatori: Michele de Nigris, Filippo Colzi

Tipologia di documento: RAPPORTO

Data di emissione: 29/12/2023

Note: prima emissione

© Copyright 2023 by Ricerca sul Sistema Energetico-RSE S.p.A.

Contributo/i liberamente utilizzabile/i a condizione che venga chiaramente e visibilmente citata la società titolare.

Per la tutela dell'ambiente, prima di stampare questo documento pensa bene se è veramente necessario.



INDICE

INDICE	3
SOMMARIO.....	4
1 - INTRODUZIONE	5
2 - MIGLIORAMENTI E AGGIORNAMENTI AL SISTEMA MODELLISTICO ALLA SCALA URBANA	7
2.1 Contributo del progetto LIFE REMY al miglioramento della catena modellistica	9
2.1.1 Emissioni da risospensione del traffico stradale	10
2.1.2 Set-up modellistico dello scenario	11
2.1.3 Risultati 12	
2.2 La simulazione esplicita del traffico all'interno della catena modellistica	14
2.3 Applicazione preliminare della Modellistica CFD	16
2.3.1 Potenzialità della modellistica CFD nelle analisi della qualità dell'aria alla scala urbana	16
2.3.2 Empty Fetch	18
2.3.3 Edificio isolato – CEDVAL A1-1	20
2.3.4 Conclusioni	24
3 - STUDIO DI IMPATTO SULLA QUALITÀ DELL'ARIA DI UNO SCENARIO DI MOBILITÀ ALLA SCALA URBANA	26
3.1 Scenario di mobilità sostenibile nel Comune di Milano	26
3.1.1 Lo scenario caso base 2030	26
3.1.2 Lo scenario Zero Emission Zone	27
3.2 Risultati	28
3.2.1 Gli effetti degli scenari sulle emissioni del traffico stradale	28
3.2.2 Gli effetti degli scenari sulla concentrazione di inquinanti atmosferici	30
4 - STIMA DELL'ESPOSIZIONE DELLA POPOLAZIONE ALL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO	37
4.1 Un modello per la stima dell'esposizione dinamica	37
4.2 Applicazione del modello UNDYNE al caso studio di Milano	38
4.3 Risultati	38
4.3.1 Caso Base 2017	38
4.3.2 Scenario Zero Emission Zone 2030	44
5 - CONCLUSIONI	47
6 - BIBLIOGRAFIA	49
7 - APPENDICE	53
7.1 Catena modellistica ibrida con metodologia bottom-up per la trattazione delle emissioni del traffico stradale	53
7.2 – Modulazione dinamica della popolazione nel modello UNDYNE	54
8 - ACRONIMI	58



SOMMARIO

L'obiettivo principale dell'attività ricerca è la valutazione degli effetti dell'applicazione di politiche di mobilità sostenibile sulla qualità dell'aria in un'area urbana e contestualmente lo sviluppo di strumenti modellistici adeguati, in grado di fornire risposte accurate e dettagliate alla scala spaziale d'interesse. In questo rapporto vengono presentati tre elementi migliorativi del sistema modellistico. Il primo riguarda le attività svolte nell'ambito del progetto europeo LIFE-REMY, in particolare i risultati relativi alla stima delle emissioni da risospensione del traffico stradale, che costituisce ad oggi una delle fonti di maggiore incertezza nella valutazione del ruolo del trasporto stradale sulla qualità dell'aria. Successivamente sono presentate due attività preliminari, relative all'introduzione di nuovi modelli nel *set-up* modellistico attualmente sviluppato e in uso. Il primo è dedicato all'accurata simulazione dei flussi di traffico cittadino ed il secondo finalizzato a migliorare la modellazione ad alta risoluzione spaziale della dispersione degli inquinanti in contesti urbani. Prosegue anche l'attività di analisi e valutazione di scenari mediante la simulazione di uno scenario che simula una *Zero Emission Zone* (ZEZ) nel centro di Milano (attuale AREA C) nel 2030 e i suoi effetti sulle emissioni e la qualità dell'aria. Oltre al divieto di circolazione dei veicoli nel centro cittadino, lo scenario ha tenuto conto anche di altri aspetti, ad esempio, l'evoluzione del parco circolante che ha comportato una significativa riduzione delle emissioni rispetto al caso base 2017 (84% NOx, 28% il PM2.5). A queste riduzioni si è aggiunto poi l'effetto della ZEZ, che ha contribuito all'ulteriore riduzione delle emissioni da traffico (2,2% NOx, 0,9% PM2.5), seppure in misura più contenuta e in maniera più localizzata. Analogamente alle emissioni, anche per le concentrazioni di inquinanti la riduzione stimata per lo scenario ZEZ è stata migliorativa in modo marginale e localizzato e il contributo principale è derivato dalle variazioni al settore dei trasporti (circa il 54% per NO2 e il 35% per PM2.5). Infine, per completare le valutazioni di impatto degli scenari, è stata sviluppata una metodologia per stimare il grado di esposizione della popolazione all'inquinamento atmosferico, tenendo conto degli effettivi spostamenti delle persone. È stato dimostrato come tale metodo abbia migliorato la stima dell'esposizione rispetto al tradizionale approccio statico.

Keywords: emissioni, mobilità, modello, qualità dell'aria, scenario di mobilità, traffico stradale, zona emissioni zero.



1 - INTRODUZIONE

Il presente studio contiene i risultati di una parte della Linea di Attività sul tema della valutazione degli effetti ambientali di scenari di transizione ecologica della mobilità, dal punto di vista della qualità dell'aria. Il contesto più ampio è quello del secondo anno del Piano Triennale di Realizzazione (PTR) 2022-2024 del progetto 2.7 "Mobilità sostenibile e interazione con il sistema energetico". Lo scopo dell'attività di ricerca qui presentata è lo sviluppo e l'applicazione di strumenti modellistici, atti a stimare l'impatto di politiche di mobilità sostenibile sulla qualità dell'aria e sulla salute delle persone in quanto l'inquinamento atmosferico è considerato dall'agenzia europea per l'ambiente (EEA – *European Environmental Agency*) come il più grande rischio ambientale per la salute umana [1]. In particolare, l'EEA ha stimato che in Europa nel 2021 più del 97% delle persone residenti in aree urbane è esposto a concentrazioni di PM_{2.5} superiori al valore guida indicato dall'Organizzazione Mondiale per la Sanità (WHO - *World Health Organization*) [2]. Poiché le emissioni da traffico stradale contribuiscono in modo ingente al deterioramento della qualità dell'aria nelle città, compresa l'esposizione alle polveri sottili prima citata ([3], [4]), urge studiare i potenziali effetti di mitigazione di una mobilità urbana meno inquinante, al fine di offrire ai *policy maker* soluzioni concrete ed efficaci. Pertanto in RSE lo studio dell'impatto di scenari di mobilità ed elettrica, si focalizza soprattutto sulle aree urbane dove i dati sulla qualità dell'aria sono allarmanti.

Le attività presentate nel rapporto sono la naturale prosecuzione degli studi presentati nei precedenti rapporti di Ricerca di Sistema [5], [6] e ruotano attorno al perfezionamento e all'applicazione della catena modellistica multi-scala sviluppata in RSE, aggiornata e perfezionata nel corso degli anni [7]. La simulazione dei processi fisici e chimici atmosferici in un contesto è abbastanza complicata in quanto è imprescindibile dai fenomeni ad ampia scala spaziale, dalle condizioni meteorologiche locali e dalla simulazione accurata delle emissioni antropogeniche e biogeniche. Per far fronte a tutti questi aspetti, negli ultimi anni le attività di questo filone di ricerca si sono concentrate principalmente su due aspetti:

- Lo sviluppo di una catena modellistica il cui nucleo centrale è il modello ibrido Euleriano-Lagrangiano CAMx-LPiG (Comprehensive Air Quality Model with Extensions – Linear Plume in Grid), basato su una serie di domini di studio innestati in grado di tenere conto della fenomenologia complessa dell'area urbana senza trascurare il contesto circostante;
- La simulazione accurata e ad alta risoluzione delle emissioni del trasporto su strada con approccio *bottom-up* in ambito urbano [5], [6], [8], [9].

Queste attività modellistiche a scala urbana hanno trovato applicazione sulla città di Milano, area di particolare interesse visti i gravi problemi di inquinamento atmosferico che la caratterizzano. In particolare modo, per uno studio dell'istituto ISGlobal (*Barcelona Institute for Global Health*) [10], Milano risulta una delle città con il più alto numero di morti evitabili attribuibili all'inquinamento atmosferico a livello europeo¹ (quinta per NO₂ e tredicesima per PM_{2.5} su 858 città e aree metropolitane studiate). I livelli di inquinamento della città di Milano sono dovuti sia all'alto livello di attività antropiche sia alla sua collocazione nel bacino padano, una tra le zone più inquinate d'Europa [11], [12], [13]. Per questi motivi la Città di Milano è un caso studio ideale per la simulazione di scenari di mobilità urbani. La realizzazione del caso studio è agevolata anche dalla collaborazione non onerosa in corso con l'Agenzia Mobilità Ambiente e Territorio (AMAT) del Comune di Milano.

Questo rapporto è composto da tre capitoli, ciascuno contenente aspetti specifici sulle attività svolte. Nel capitolo 2 sono descritte le attività di sviluppo che sono mirate al continuo miglioramento e aggiornamento della catena modellistica. Queste attività hanno l'obiettivo di ridurre le incertezze legate alla corretta ricostruzione delle concentrazioni di inquinanti in atmosfera che possono essere ricondotte a diverse cause, derivanti sia dall'accuratezza dei dati di

¹ <https://isglobalranking.org>



input al modello di qualità dell'aria che dall'approccio modellistico usato per la descrizione di determinati fenomeni. In particolare, sono trattati tre aspetti. Il primo riguarda le attività sulle incertezze nella redazione degli inventari emissivi svolte nell'ambito del progetto europeo LIFE REMY (*Reducing Emission Modelling uncertainty*²) cofinanziato dalla Ricerca di Sistema. Oltre alla presentazione delle attività che permetteranno di migliorare e aggiornare la catena modellistica, vengono presentati i risultati riguardanti le emissioni della risospensione stradale, un tema strettamente legato alla mobilità e già affrontato nelle precedenti annualità [5], [6]. Nell'ambito del progetto REMY si vuole proporre una metodologia di stima semplificata di queste emissioni, la cui mancanza negli inventari è causa di sottostima delle concentrazioni di particolato atmosferico. La seconda attività concerne le attività preparatorie per la simulazione del traffico da svolgersi in RSE con il modello VISUM. Se nelle scorse annualità di ricerca il grafo stradale con il traffico assegnato era stato fornito da AMAT, per avere una maggiore flessibilità nella gestione degli scenari di mobilità, il secondo e terzo anno di questo filone di ricerca hanno come obiettivo l'acquisizione di competenze sulla modellistica da traffico da parte di RSE, in modo tale da poter svolgere simulazioni ad hoc. La terza attività, di carattere esplorativo, descrive un primo approccio alla modellistica con strumenti CFD (*Computational Fluid Dynamics*). Tali modelli sono considerati lo stato dell'arte nella modellistica atmosferica ad alta risoluzione e rappresentano un termine di confronto molto interessante per verificare e aggiornare il sistema modellistico ibrido. Nel paragrafo 2.3 sono descritti i risultati di due casi studio per la verifica delle funzionalità dei codici CFD per la simulazione dei flussi atmosferici: l'*empty fetch* e il flusso attorno ad un edificio isolato. Nel capitolo 3 è presentato uno studio sugli impatti di uno scenario di mobilità sulle emissioni da traffico e sulle concentrazioni degli inquinanti atmosferici sostenibile per la città di Milano, realizzato utilizzando la catena modellistica ibrida. Lo scenario rappresenta un'evoluzione più accurata del lavoro presentato nella precedente annualità di ricerca e prevede la simulazione di una *Zero Emission Zone* nel 2030. La ZEZ figura tra gli obiettivi dell'Ambito 2 del Piano Aria Clima³(PAC) della città di Milano: "Milano connessa e altamente accessibile: una città che si muove in modo sostenibile, flessibile, attivo e sicuro". Il PAC è il Piano strategico del Comune di Milano per la riduzione dell'inquinamento atmosferico a tutela della salute e dell'ambiente. Il PAC rappresenta uno strumento sistemico con azioni integrate volte a produrre e potenziare strategie di adattamento, mitigazione e resilienza della città. Tra i suoi obiettivi principali, meritevoli di studio da parte di RSE vi sono: la riduzione delle emissioni dei gas climalteranti, il miglioramento della qualità dell'aria e la mitigazione del cambiamento climatico. Per lo svolgimento delle simulazioni si assume che i confini della ZEZ siano quelli della attuale *Low Emission Zone* (AREA C).

Infine, l'ultimo capitolo introduce l'elemento di novità dello studio, un nuovo modulo per la stima dell'esposizione dinamica della popolazione alla scala urbana che si aggiunge in coda alla catena modellistica e che permette di valutare anche gli impatti sanitari degli scenari in maniera sempre più accurata. Nei precedenti periodi di ricerca, si è sempre adottato un approccio statico all'esposizione in cui non venivano considerati gli spostamenti effettuati dalle persone in città nel corso della giornata. L'approccio statico, valido su contesti metropolitani o regionali, può risultare limitante se si scende di scala. Nel secondo anno del PTR si è applicato il modello per l'esposizione dinamica UNDYNE (*Urban Dynamic Exposure model*) [14]. Il modello utilizza un approccio TMA (*time-microenvironment-activity*) per la stima degli spostamenti della popolazione e consente una valutazione più accurata dell'esposizione.

² <https://liferemy.eu/>

³ <https://www.comune.milano.it/aree-tematiche/ambiente/aria-e-clima/piano-aria-clima>



2 - MIGLIORAMENTI E AGGIORNAMENTI AL SISTEMA MODELLISTICO ALLA SCALA URBANA

Il sistema modellistico ibrido (euleriano-lagrangiano) sviluppato da RSE nel corso degli anni è uno strumento realizzato ad hoc per valutare gli impatti sulla qualità dell'aria e sulla salute umana di ipotetici scenari di mobilità sostenibile dalla scala locale a quella nazionale [15].

Il *set-up* modellistico permette di stimare le concentrazioni degli inquinanti atmosferici sia a livello regionale che a scala urbana con un maggiore grado di dettaglio rispetto all'approccio basato solo su modelli euleriani, utilizzato tradizionalmente in questo genere di applicazioni. Generalmente, il sistema modellistico viene implementato su una serie di domini computazionali innestati che permettono di valutare l'evoluzione della qualità dell'aria e della conseguente esposizione a risoluzione crescente. Nel caso specifico delle applicazioni condotte nell'ambito del presente progetto, la struttura dei domini di calcolo (Figura 2.1) permette di valutare la qualità dell'aria alla scala nazionale (ITA) e nella città Metropolitana di Milano (MIL) rispettivamente con 4 km e 1 km di risoluzione spaziale orizzontale. Grazie al modello ibrido appositamente sviluppato in RSE è stato possibile i 50 m di risoluzione nel centro urbano (URB). A prescindere dalla risoluzione spaziale, la risoluzione temporale delle simulazioni è pari a 1 ora.

Nell'ambito della presente annualità è stato aggiunto anche un ulteriore dominio, denominato POV (Po Valley), che costituisce una porzione del dominio ITA. Tale dominio è stato definito per poter effettuare analisi aggiuntive focalizzate solo sulla scala del bacino padano, che rappresenta una delle aree con i più elevati tassi di inquinamento atmosferico in Europa [11] [12], [13], caratterizzata da peculiarità meteorologiche e orografiche che rendono difficile la dispersione di inquinanti [16].

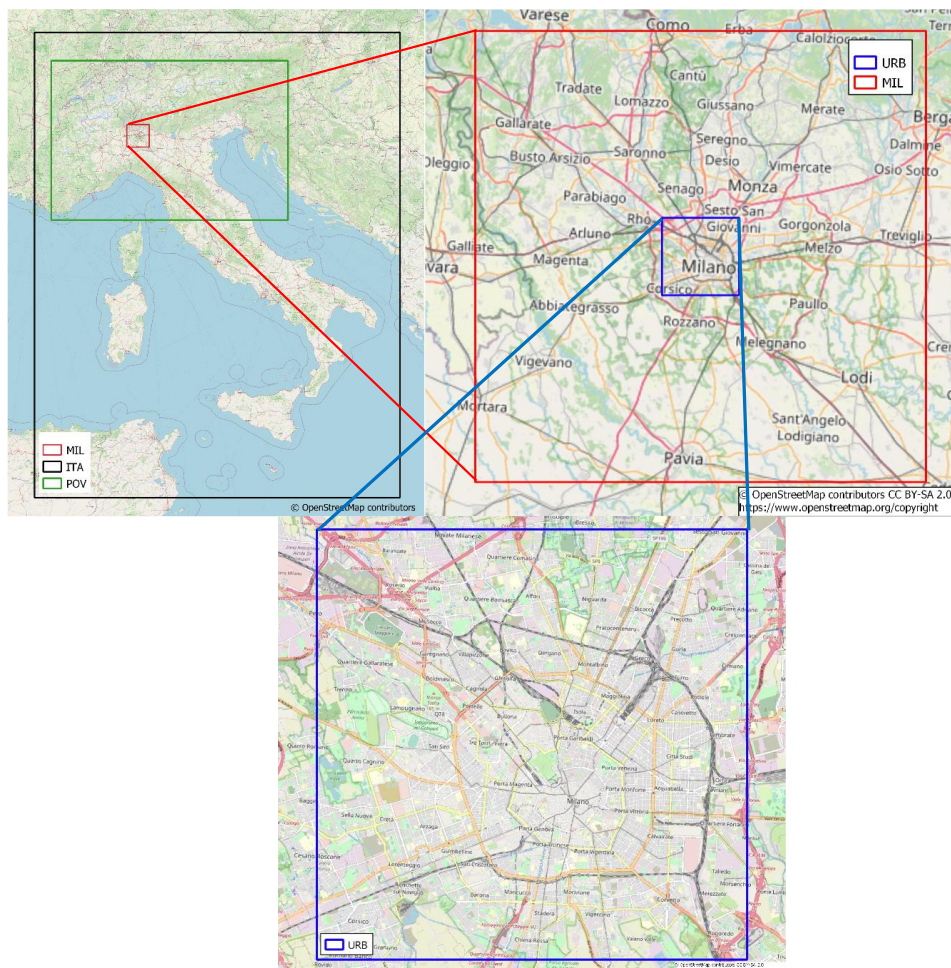


Figura 2.1 – Sistema di domini computazionali innestati ITA (linea nera), POV (linea verde), MIL (linea rossa) e URB (linea blu) utilizzati che compongono il sistema modellistico.

La catena modellistica è composta da quattro parti tra loro opportunamente connesse, il cui nucleo centrale è composto dal modello ibrido per la qualità dell'aria euleriano-lagrangiano CAMx-LPiG [5], [9], [17]. Più dettagliatamente, i moduli sono i seguenti:

1. Un modello da traffico.
2. Un modello emissivo con approccio *bottom-up* per quanto riguarda le emissioni da traffico stradale.
3. Un modello ibrido per la qualità dell'aria.
4. Un modulo di impatto per la stima degli effetti sanitari.

Il continuo miglioramento della catena modellistica, sia in termini di input che di aggiornamenti modellistici, è fondamentale per valutare in maniera robusta i benefici in termini di riduzioni di concentrazioni di inquinanti in caso di implementazione di scenari di mobilità. Una conoscenza dei fattori di incertezza legati alla modellistica della qualità dell'aria permette di fare una valutazione degli scenari più accurata. In questo capitolo si vogliono mettere in luce alcune delle fonti di incertezza legate alla modellistica e come, nell'attività di ricerca della presente annualità, siano state approfondite. Le difficoltà di un modello di qualità dell'aria nel ricostruire correttamente le concentrazioni di inquinanti in atmosfera possono essere ricondotte a diverse cause, legate sia alla modellistica meteorologica usata in *input* che alle procedure di stima delle emissioni (es. fattori di emissioni, fattori di attività, profili di modulazione temporale,



distribuzione spaziale e speciazione chimica) e all'approccio modellistico usato per la descrizione di determinati fenomeni. In seguito verranno analizzati alcuni di questi aspetti.

2.1 Contributo del progetto LIFE REMY al miglioramento della catena modellistica

Il progetto LIFE REMY (*Reducing Emission Modelling uncertainty*), cofinanziato dalla Ricerca di Sistema, è un progetto LIFE di tipo "preparatorio", che affronta quindi specifiche esigenze per lo sviluppo e l'attuazione della politica e della legislazione ambientale dell'Unione Europea. In particolare, la *mission* di REMY è quella di fornire supporto per la compilazione degli inventari delle emissioni che hanno un ruolo cruciale nella modellazione della qualità dell'aria. L'obiettivo principale del progetto è fornire raccomandazioni aggiornate, complete e armonizzate per aiutare chi si occupa di modellistica della qualità dell'aria nella riduzione delle incertezze legate ai processi emissivi. REMY vuole inoltre contribuire a una migliore elaborazione, implementazione e valutazione dei piani di qualità dell'aria e delle tecniche di *source apportionment*⁴ nell'ambito della direttiva europea sulla qualità dell'aria.

Le attività hanno lo scopo di analizzare come le incertezze legate alla descrizione incompleta e imprecisa delle fonti emissive, così come di alcuni processi atmosferici chiave che influenzano l'intensità delle emissioni, generano, di conseguenza, una ricostruzione modellistica errata delle concentrazioni degli inquinanti in atmosfera. Tali errori influenzano la capacità dei modelli di valutare la qualità dell'aria e di progettare piani e misure per affrontare l'inquinamento atmosferico.

I risultati del progetto riguardano diversi settori emissivi, incluso il settore dei trasporti su strada e della mobilità. Le analisi effettuate, i dataset generati e i miglioramenti modellistici suggeriti dai risultati di REMY verranno introdotti nella catena modellistica attualmente in uso. Gli argomenti affrontati nell'ambito di REMY che avranno diretto impatto sulle attività della ricerca di sistema si possono classificare in:

1. Revisione di fattori di emissione e livelli di attività: attività sperimentali e ricerche bibliografiche hanno portato a proporre la revisione o una nuova stima dei fattori di emissione di alcune attività cardine negli inventari emissivi. Oltre al riscaldamento residenziale (emissioni legate agli impianti a gas e a pellet), attività commerciali (emissioni dei forni a legna delle pizzerie), un ruolo importante hanno avuto anche le emissioni da risospensione del trasporto su strada. Nel paragrafo 2.1.1 si riporta la metodologia e i risultati ottenuti nell'ambito del progetto REMY, che sono coerenti con le stime ottenute con una diversa metodologia nell'ambito della ricerca RdS degli scorsi anni.
2. Spazializzazione delle emissioni: uno dei prodotti del progetto è un applicativo⁵ che crea dei campi emissivi ad alta risoluzione usando dati pubblici europei (inventario EMEP). Questo permette di avere degli *input* completi per i modelli di qualità dell'aria anche quando gli inventari locali/regionali non sono accessibili o risultano incompleti e inadatti alla modellistica di chimica e trasporto. Questi campi emissivi sono stati valutati per il dominio della pianura padana e di Milano, confrontandoli con quelli ottenuti dagli inventari locali attualmente in uso e validando le concentrazioni calcolate dal modello di chimica e trasporto. Si sono rivelati essere una soluzione promettente per i casi in cui gli inventari locali non sono accessibili o risultano incompleti e inadatti alla modellistica della qualità dell'aria. Un esempio di applicazione nella presente LA è quello del caso studio modellistico sulla Campania e l'area

⁴ Metodologie di attribuzione delle fonti, utilizzate per identificare e quantificare il contributo di diverse sorgenti emissive alla qualità dell'aria di un determinato ambiente.

⁵

https://vis.liferemy.eu/?_gl=1*pua4lb*_ga*MTkwMTQoNjExMy4xNjcoNjM1NjI4*_ga_LN5NTV2EHZ*MTcxNjIxMzgOS4zOC4xLjE3MTYyMTQ5ODQuMC4wLjA



metropolitana di Napoli [19] per il quale gli inventari ad alta risoluzione sono stati utilizzati per la simulazione delle variabili emissive nell'area di studio.

3. Modellazione dei processi di emissione e formazione dell'aerosol organico: i CTM (*Chemical Transport Models*) tendono a sottostimare le concentrazioni di aerosol organico a causa di diversi fattori legati sia agli stessi inventari emissivi (che ad esempio non includono la stima di composti organici a volatilità intermedia – *intermediate volatile organic compounds*, IVOC), sia a semplificazioni modellistiche. Il progetto LIFE REMY ha permesso di testare una metodologia di stima dei composti organici a volatilità intermedia, che include anche le emissioni dei motori a combustione interna alimentati a diesel e benzina. La corretta stima di queste emissioni permette di ricostruire correttamente il contributo che il settore stradale ha nella formazione di aerosol secondario. Inoltre, uno dei prodotti del progetto è un aggiornamento del modulo di ripartizione degli aerosol organici secondari di CAMx (SOAP, *Secondary Organic Aerosol module*). Sia la stima degli IVOC che il nuovo SOAP verranno in futuro introdotti nella catena modellistica al fine di ottenere una descrizione meno incerta dei processi di emissione e formazione dell'aerosol organico.

2.1.1 Emissioni da risospensione del traffico stradale

Nell'ambito di questo rapporto, ci si vuole focalizzare sui risultati portati dal progetto REMY sullo studio delle emissioni da risospensione del settore stradale, che possono avere ricadute importanti nel presente progetto e nell'analisi di scenari di mobilità elettrica che non sono esenti da questo tipo di emissioni. Si stima che in ambito urbano questo fenomeno contribuisca alle concentrazioni di PM₁₀ quanto il totale delle emissioni di particolato primario allo scarico e da usura [18]. Una metodologia per la stima di queste emissioni è già stata proposta nei precedenti rapporti RdS [5]; si tratta di un approccio di tipo *bottom-up* particolarmente dettagliato adatto alla scala locale. Per la sua importanza, il tema è stato infatti ampiamente trattato anche nelle precedenti annualità di ricerca. Nel 2021 [5] è stata consolidata la catena modellistica che permette la stima delle emissioni da traffico con un approccio *bottom-up*, calcolando tutte le componenti delle emissioni da traffico, compreso il contributo della risospensione. Nel 2022 [6] tale approccio modellistico è stato applicato per valutare l'impatto sulla qualità dell'aria di scenari di mobilità sostenibile per la città di Milano, dove si è simulata una progressiva diminuzione di circolazione dei veicoli tradizionali a favore di quelli elettrici.

Il fenomeno della risospensione è dovuto al rilascio in atmosfera di particelle sottili, generalmente provenienti da superfici terrestri, come strade o terreni, a causa dell'azione del vento, del traffico veicolare, o di altre attività che agitano le particelle presenti sul suolo. Questo tipo di emissione è spesso associato alle attività urbane, in particolare al traffico veicolare che può sollevare polveri dalle strade.

È noto come il traffico stradale sia uno dei principali responsabili delle concentrazioni di particolato atmosferico. Mentre le emissioni allo scarico sono state fortemente ridotte negli ultimi decenni grazie allo sviluppo tecnologico e alle direttive europee, una frazione importante delle emissioni da traffico, ovvero quella da risospensione, abrasione e usura (*non-exhaust*), rimane incontrollata. Alcuni studi [20], [21] dimostrano come l'importanza relativa di queste emissioni stia aumentando e in alcuni casi stia diventando la sorgente locale dominante di emissioni di particolato primario nelle aree urbane. Le emissioni di tipo *non-exhaust* vengono stimate negli inventari emissivi, ad esempio quello della regione Lombardia INEMAR, senza però includere la risospensione dovuta alla circolazione del traffico veicolare e dunque sottostimando il contributo del traffico alle emissioni di PM primario, come dimostrano i risultati presentati nel rapporto RdS 2021 [5] dove si dimostra che i processi di risospensione da transito hanno un peso notevole nel bilancio totale delle emissioni di PM.

La quantificazione del contributo della risospensione si presenta come una sfida complessa in quanto coinvolge sia la stima dell'emissione che la descrizione dei processi fisici dispersivi. Questo

rende il processo di risospensione un aspetto difficile da gestire nei modelli di qualità dell'aria, in quanto affetto da diverse fonti di incertezza:

- I. La scarsa copertura geografica dei fattori di emissione disponibili e la caratterizzazione della loro dipendenza dalla tipologia dei veicoli;
- II. La difficile quantificazione della variabilità spaziale (tipo di strade) e temporale delle emissioni;
- III. L'influenza di molti parametri sul processo di dispersione: livello di pulizia della strada, stato della pavimentazione, temperatura, umidità, precipitazioni, clima.

Nell'ambito del progetto REMY (*Action A1*) sono state progettate due campagne sperimentali con l'obiettivo di stimare i fattori di emissione della risospensione nelle città di Milano e Barcellona. A Milano sono state applicate due metodologie in 5 strade della città, scelte sulla base della loro pavimentazione e del tipo di flotta veicolare che le percorre. I due approcci sono i seguenti:

1. Il profilo verticale di deposizione [22], [23], dove si utilizzano una serie di campionatori passivi cilindrici disposti in verticale per misurare il profilo verticale delle concentrazioni.
2. Metodo della stima del carico della risospensione (*road dust loading estimation method* [24])

In sintesi, le analisi sperimentali hanno portato ad individuare un solo fattore di emissione per il PM₁₀ a Milano, unico per tutte le tipologie di veicolo, pari a 21,4 mg/kmv, in linea con il range di variabilità risultante da altre campagne sperimentali effettuate in diverse città europee e riportate in letteratura [22], [23], [24]. La scelta di definire un unico fattore medio di emissione è dettata dal fatto che nelle abituali applicazioni non sono facilmente reperibili dati che permettono di caratterizzare, su domini estesi, le caratteristiche delle strade e del tipo di flotta veicolare che transita.

2.1.2 Set-up modellistico dello scenario

A partire dai risultati sperimentali e da analisi di letteratura è stato possibile implementare uno scenario di qualità dell'aria che ricostruisca il caso base 2017 includendo le emissioni da risospensione, trascurate sia dall'inventario regionale che da quelli nazionale ed europeo. L'obiettivo è valutare l'impatto della sottostima delle emissioni da risospensione sulla corretta ricostruzione delle concentrazioni di particolato atmosferico, soprattutto nelle aree urbane.

Lo scenario copre il dominio di studio del progetto REMY, il bacino padano a 4 km di risoluzione (POV), identificato come un sottodominio del dominio a scala nazionale ITA. Il set-up modellistico prevede un dominio innestato centrato sull'area metropolitana di Milano a 1 km di risoluzione (MIL). Il sistema di domini innestati è già stato rappresentato nella Figura 2.1, mentre i dettagli delle impostazioni modellistiche di CAMx sono riportati in Tabella 2.1.

Tabella 2.1 – Impostazioni modellistiche della simulazione con CAMx.

Anno di riferimento	2017
Input emissivo	INEMAR ₂₀₁₇ + stima risospensione (POV+MIL) +ISPRA ₂₀₁₅ (ITA/POV) +EMEP ₂₀₁₇ (dominio fuori Italia)
Input meteorologico	WRF ₂₀₁₇ [25]
Condizioni al contorno	CHIMERE [26]
Meccanismo chimico	CB6r5 [27]
Modulo termodinamico	ISORROPIA/RADM [28]
Modellistica organico	SOAP2.2 [29]
Dominio di calcolo	Domini innestati a due vie, risoluzione orizzontale di 4 (POV) e 1 km (MIL), 14 livelli verticali

A partire dal valore costante, precedentemente menzionato, la stima delle emissioni da risospensione adottate nello scenario è basata sulle seguenti assunzioni:

1. Il fattore di emissione del PM_{2.5} è ipotizzato pari al 24% del particolato totale, sulla base dei dati forniti dall'agenzia ambientale statunitense (US Environmental Protection Agency, EPA);
2. Le frazioni di carbonio elementare (EC) e di carbonio organico (OC) derivano da valori pubblicati in letteratura [21]: OC=19% ed EC=5%;
3. La stima dell'incremento di emissioni di PM₁₀, pari a +44% in Lombardia, si basa sui dati dell'inventario emissivo della regione Lombardia e si considera, in prima approssimazione, valida per tutte le regioni del bacino padano;
4. Il modello CAMx tratta EC ed OC come particolato fine. Nelle stazioni di monitoraggio da traffico il 25% dell'OC e il 16% dell'EC misurati sono frazione grossolana, quindi il profilo di speciazione di queste emissioni è stato adattato allocando parte dell'EC e dell'OC alla frazione *coarse*, che in CAMx è simulata da un'unica specie chimica (CPRM). Il profilo di speciazione risultante è riportato nella Tabella 2.2.

Tabella 2.2 – Profilo di speciazione del PM₁₀ associato alle emissioni da risospensione del traffico stradale. Tutte le specie riportate contribuiscono alla frazione fine (PM_{2.5}), tranne la specie CPRM relativa alla frazione coarse (PM coarse). La somma delle due frazioni costituisce il PM₁₀.

Specie CAMx	POA	PEC	NA	PCL	PNO ₃	PNH ₄	PSO ₄	FPRM	CPRM
Percentuale di PM ₁₀ [%]	17,28	4,45	0	0	0	0	0	2,27	76,00

2.1.3 Risultati

L'analisi dello scenario che include la risospensione è stata elaborata per l'intero dominio padano e per il dominio innestato dell'area milanese. Per brevità, qui si riporta un estratto dello studio per il dominio milanese, dove sono state validate le concentrazioni modellate da CAMx per lo scenario che include la risospensione con quelle misurate dalle centraline della rete di monitoraggio della qualità dell'aria, per l'anno 2017 (Figura 2.2). È stato fatto anche un confronto tra lo scenario e le concentrazioni stimate nel caso base (senza le emissioni da risospensione).

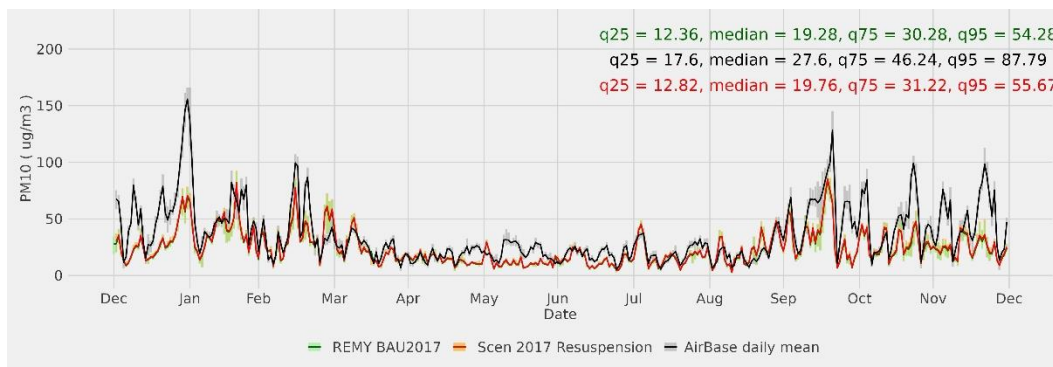


Figura 2.2 – Confronto della serie temporale delle concentrazioni di PM₁₀ nelle stazioni di monitoraggio del dominio MIL simulate nel caso base (verde), nello scenario che include la risospensione (rosso) e misurate dalle centraline (nero).

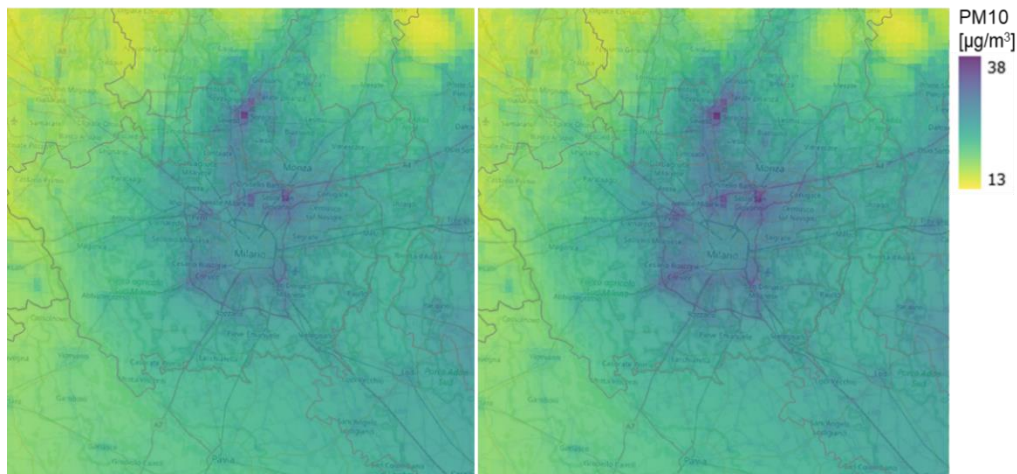


Figura 2.3 – Concentrazioni medie annue di PM₁₀ per il 2017 nel caso base (a sinistra) e nello scenario in cui è stato aggiunto il contributo emissivo della risospensione (a destra).

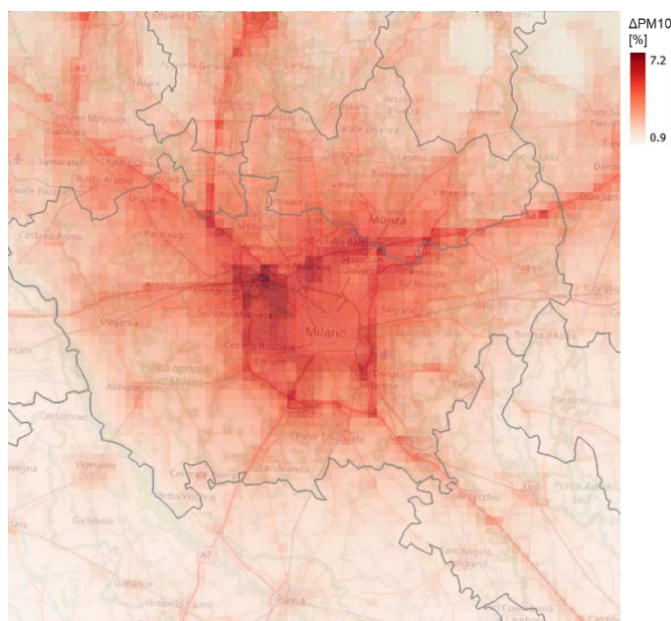


Figura 2.4 – Variazione percentuale delle concentrazioni di PM₁₀ sul dominio MIL dovuta alla stima delle emissioni da risospensione.

Una validazione generale, su tutti i siti di monitoraggio del dominio MIL, mostra un modesto miglioramento delle concentrazioni modellate, che incrementano il valore della mediana da 19,3 a 19,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, pari al 2,6%. Osservando gli indici statistici, le performance del modello migliorano riducendo il *bias* di 0,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e il *bias* normalizzato del 2,7%. Nelle mappe di concentrazione in Figura 2.3 si nota come il particolato tenda ad aumentare in corrispondenza della rete stradale. Infatti, la stima delle emissioni da risospensione porta ad un aumento delle concentrazioni proprio in corrispondenza dei principali assi viari (autostrade e tangenziali), arrivando ad incrementi del 7% nell'area nord-ovest di Milano. Questi risultati sono coerenti con lo studio pubblicato da RSE, basato sulle attività di ricerca RdS delle precedenti annualità [7], in cui la stima delle emissioni da risospensione è stata effettuata con un approccio dettagliato, quindi a partire dai dati del traffico veicolare e applicando dei fattori di emissione per tipologia di strada. Il dominio di studio, in questo caso, è l'area del comune di Milano, dove i risultati mostrano una variazione massima di concentrazione del PM₁₀ pari al 10,3%, coerente con i risultati mostrati in questo paragrafo.



L'approccio proposto da [7] include una stima *bottom-up* di tutte le emissioni del settore del traffico, mentre la stima di tali emissioni proposte nel progetto REMY derivano da un approccio semplificato basato su dati sperimentali e inventari preesistenti. Questo è di fatto in linea con l'obiettivo di REMY, che vuole dare indicazioni e supporto per la modellistica della qualità dell'aria proponendo anche soluzioni semplificate che possano colmare le lacune presenti negli inventari.

2.2 La simulazione esplicita del traffico all'interno della catena modellistica

Nel presente paragrafo vengono mostrati i primi passi dell'implementazione del modello da traffico VISUM che, a partire dal prossimo anno di ricerca, sarà operativo e costituirà il primo tassello della catena modellistica precedentemente sviluppata. Grazie alla catena completa sarà possibile estendere le capacità del sistema modellistico nel definire scenari di mobilità, sia in termini di composizione della flotta che di distribuzione spaziale e intensità dei flussi veicolari.

Nelle passate annualità del progetto di ricerca è stata creata una catena modellistica in grado di stimare le emissioni da traffico con metodologia *bottom-up*, a partire dalle simulazioni del traffico fornite da AMAT. Nell'Appendice 7.1 viene mostrato uno schema sintetico della catena modellistica ibrida *bottom-up*, offrendo una panoramica sulle connessioni tra il modello da traffico e il modello emissivo di tipo *bottom-up* e tra quest'ultimo e il modello di qualità dell'aria CAMx, corredato dal modulo ibrido LPiG.

Una volta completata la catena modellistica con il *software* VISUM, i principali punti di forza della catena modellistica saranno:

1. La simulazione diretta sia di un caso base che di diversi scenari di traffico urbano in modo tale da poter implementare misure di mobilità alla scala urbana con maggiore accuratezza e flessibilità;
2. La simulazione, delle sole emissioni del settore del trasporto stradale, con approccio *bottom-up* anziché *top-down*;
3. La simulazione della concentrazione di inquinanti ad alta risoluzione e con approccio a puff (CAMx-LPiG [8], [30]) di una selezione di strade caratterizzate da elevati livelli di traffico.

Finora sono stati analizzati una serie di scenari di tipo ambientale a partire dalla simulazione del traffico fornita da AMAT, ad esempio quelli riportati nel capitolo 3 del presente rapporto. Le analisi nate dalla simulazione del traffico AMAT hanno permesso di valutare il vantaggio introdotto da una più accurata trattazione dei flussi di traffico e delle conseguenti emissioni e sono risultate fondamentali anche per dei primi scenari di studio di *policy* di mobilità in abito urbano.

Per aggiungere flessibilità alla catena modellistica e per consentire analisi di scenario sempre più verosimili, si è pensato di dotarsi di un modello da traffico in modo tale da poter elaborare direttamente gli scenari di traffico e superare le limitazioni generate dall'utilizzo di dati statici.

In particolare, RSE ha acquistato la licenza del modello macroscopico VISUM, uno dei principali modelli macroscopici per la simulazione dei flussi di traffico. Per una più estesa descrizione della modellistica da traffico si rimanda all'Appendice 6.1 del rapporto 2021 [5].

VISUM è in grado di simulare i 4 stadi tipici della modellistica da traffico [31], di seguito elencati:

1. **Generazione degli spostamenti** - Il modello stima la domanda e offerta totale per zona e scopo dello spostamento per un periodo definito (ad esempio spostamenti verso il centro città (offerta) per motivi di studio (domanda) nella fascia oraria 08:00-09:00). L'output di questa fase è il numero totale di partenze e arrivi per zona.
2. **Distribuzione degli spostamenti** - Il modello collega le origini e le destinazioni generate al passo precedente, generando la matrice Origine-Destinazione (OD).
3. **Scelta modale** - Il modello divide gli spostamenti della matrice OD per modalità di trasporto (es. automobili, motocicli, trasporto merci pesanti, etc.).

4. **Assegnazione del traffico** - Il modello definisce il percorso per ogni spostamento all'interno del grafo stradale. Per questo stadio vengono utilizzati algoritmi per cercare i cammini minimi in termine di tempo di viaggio, il più comune dei quali è l'algoritmo di Dijkstra [32].

I primi tre *step* servono per creare una matrice OD suddivisa per modalità di trasporto specifica per l'area di studio. Questa matrice, calibrata per la città di Milano, sarà messa a disposizione da AMAT, grazie all'accordo di collaborazione stipulato tra i due enti. Di conseguenza il punto di partenza delle attività modellistiche in RSE sarà il quarto step, cioè la assegnazione del traffico agli archi stradali sul grafo stradale che verrà fornito sempre da AMAT.

A partire da questi dati, l'obiettivo del prossimo anno sarà ricostruire i flussi del caso base ed implementare nuovi scenari. In mancanza dei dati, durante questa annualità del triennio del progetto di ricerca è stato possibile svolgere soltanto delle azioni preliminari.

In particolare, è stata predisposta la catena modellistica precedentemente sviluppata all'inserimento dell'uscita del modello da traffico, elaborando degli script di collegamento tra il modello da traffico e il modello emissivo *bottom-up*. Questo è stato possibile grazie ad alcuni file di esempio, disponibili sul sito AMAT come:

- La rete stradale milanese;
- Le zone di origine della matrice OD;
- I dati di una matrice OD non calibrata ed aggiornata.

Innanzitutto, sono state rimodulate le zone della matrice OD a seconda delle esigenze specifiche del caso studio, ad esempio riducendo il dettaglio di informazioni nelle aree periferiche della città di Milano. In secondo luogo, si è proceduto con l'estensione a più modalità di trasporto (motocicli, mezzi commerciali leggeri, pesanti e medi) della matrice OD per la modalità automobile scaricata da sito AMAT. In questo caso la creazione di più matrici OD è servita solo per testare le capacità del modello VISUM e per ottenere un file di output di esempio del modello il più possibile simile a quello che sarà il risultato finale del lavoro di modellistica del traffico in Milano. Ne consegue che questi risultati sono da considerare preliminari e utili unicamente allo sviluppo e all'armonizzazione dei primi due moduli della catena modellistica.

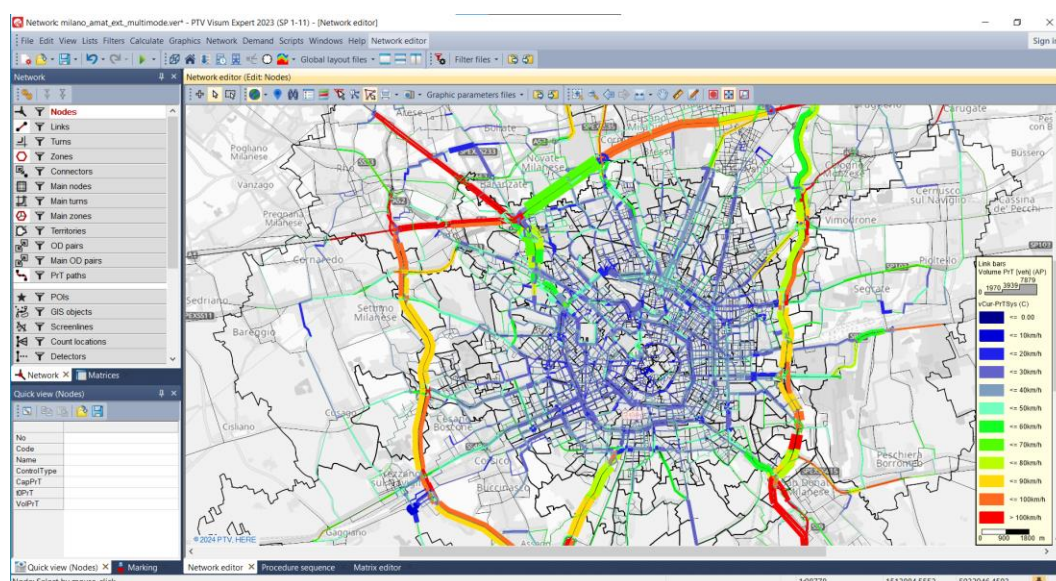


Figura 2.5 – Schermata del modello VISUM con il caso studio utilizzato per il collegamento del modello da traffico al modello emissivo.



Il passo successivo consiste quindi nell'assegnazione dei flussi di traffico. L'ultimo *step* di questo test riguarda l'esportazione della rete assegnata e la conversione nel formato *shapefile* richiesto dal modello emissivo HERMESv3_BU (*High-Elective Resolution Modelling Emission System version 3, Bottom-Up module*) [33].

L'esportazione della rete assegnata si effettua direttamente in VISUM, selezionando i campi di interesse per ogni arco stradale della rete:

- Nodo di origine;
- Nodo di destinazione;
- Velocità media di percorrenza;
- Volume di traffico per ogni modalità di trasporto.

In seguito, adattando lo script di collegamento tra il grafo assegnato AMAT e HERMESv3_BU è stato possibile convertire l'output di VISUM nel formato di ingresso del modello emissivo *bottom-up*.

Per completare il test, il file ottenuto è stato utilizzato in una simulazione del modello HERMESv3_BU per verificare la compatibilità tra il nuovo file creato ed il modello.

Queste attività preliminari di carattere implementativo, svolte con il modello di traffico, agevoleranno il lavoro di ricerca e sviluppo e l'applicazione sul caso studio di Milano, che sarà svolta in seguito.

Infine, l'analisi della dispersione di inquinanti nell'ambiente urbano può essere trattata con i modelli di qualità dell'aria a scala spaziale molto elevata (ad esempio CAMx-LPiG, presentato in [5]), ma che per essere applicati su domini ampi come un'intera area urbana richiedono l'adozione di opportune semplificazioni e approssimazioni algoritmiche.

2.3 Applicazione preliminare della Modellistica CFD

2.3.1 Potenzialità della modellistica CFD nelle analisi della qualità dell'aria alla scala urbana

La fluidodinamica computazionale è diffusamente impiegata per lo studio di fenomeni fluidodinamici nella parte più bassa dell'*Atmospheric Boundary Layer* (ABL), con applicazioni prevalenti nel contesto della dispersione di inquinanti. Lo studio di questi fenomeni nel contesto urbano rientra tra i cosiddetti "problemi di microscala" [34], per i quali i modelli CFD vengono impiegati in virtù della loro capacità di fornire informazioni su diverse variabili di flusso per l'intero dominio di calcolo con elevate risoluzioni spaziali e temporali, maggiori rispetto ad esempio a modelli Gaussiani [35]. Affinché le caratteristiche del flusso e la concentrazione di inquinanti siano correttamente simulati, i modelli CFD devono essere verificati e validati [36]. Il percorso di validazione di solito prevede la realizzazione di casi studio di complessità crescente per i quali siano disponibili anche dei dati osservati o studi di letteratura, che permettano di verificare che alcuni schemi e opzioni, che verranno utilizzati anche nei casi studio più complessi siano stati implementati e parametrizzati correttamente. Nel corso dei prossimi anni di ricerca, l'utilizzo della modellistica CFD sarà un punto fondamentale per procedere verso una ricostruzione sempre più accurata della fenomenologia dispersiva che caratterizza l'area urbana. Il limite sostanziale della modellistica CFD è determinato dall'ingente necessità di risorse di calcolo che non permette di applicarli ad un intero reticolo stradale, come nel caso di CAMx/LPiG, ma solo a piccole porzioni del tessuto urbano (una o poche strade). Per queste ragioni nell'ambito delle attività RdS, i modelli CFD verranno utilizzati prevalentemente come elemento di *benchmark* per il miglioramento del modello ibrido CAMx-LPiG, in virtù dell'elevata risoluzione spaziale a cui vengono eseguiti gli studi CFD e grazie alla descrizione fisica dettagliata dei processi alla scala di interesse che li caratterizza. Per le attività presentate in questo report, si è ricorso a modelli RANS (*Reynolds-Averaged Navier Stokes*), che continuano a rappresentare una valida alternativa a metodi più onerosi dal punto di



vista computazionale e si è scelto di optare per un modello di turbolenza a due equazioni. Questo approccio è molto diffuso e permette di predisporre analisi relativamente semplici e veloci [37]. È importante, tuttavia, verificare che il setup modellistico adottato non incorra in problemi tipici della simulazione dell'ABL con modelli RANS a due equazioni, ossia la disomogeneità orizzontale causata dall'inconsistenza tra le funzioni di parete e i modelli di turbolenza, che si manifesta con l'instaurarsi di variazioni orizzontali delle grandezze fluidodinamiche che non sono fisiche ma causate da un'errata modellazione della rugosità del terreno.

I casi utilizzati per la verifica e la validazione sono due e vengono di seguito brevemente descritti.

- **Empty fetch** - Consiste in un dominio vuoto e piatto, detto "*empty fetch*" in letteratura e schematizzato in Figura 2.6, in cui viene simulato un flusso che descrive uno strato limite atmosferico in condizioni neutre. I casi *empty fetch* sono molto utilizzati per verifica e validazione poiché la loro corretta simulazione garantisce che vengano rispettate le condizioni di omogeneità orizzontale dei profili verticali delle grandezze fluidodinamiche. Questa condizione è cruciale per far sì che i profili di queste grandezze non subiscano delle variazioni non-fisiche all'interno del dominio. Il mancato mantenimento dell'omogeneità orizzontale sarebbe evidentemente invalidante per la rappresentatività di qualsiasi simulazione e può verificarsi, se non vengono prese opportune misure modellistiche, poiché i codici CFD non sono ideati per simulare flussi esterni, come appunto i flussi atmosferici, ma per flussi confinati. Dunque, diverse soluzioni modellistiche, come le leggi di parete, sono sviluppate partendo da studi della seconda tipologia e non sono direttamente applicabili ai flussi tipici dello strato limite planetario. In questo studio vengono presentati i risultati di un caso *empty fetch* basato su Hargreaves & Wright [38], che hanno condotto studi specifici sull'utilizzo di modelli di turbolenza RANS per la simulazione dell'ABL.

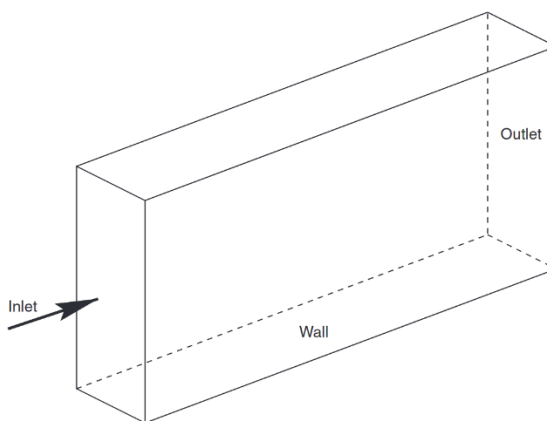


Figura 2.6 – Tipico dominio per un caso *empty-fetch*. Adattato da [38].

- **Flusso attorno ad un edificio isolato** - È un caso utilizzato per verificare gli effetti dell'interazione tra l'*atmospheric boundary layer* ed ostacoli solidi, come edifici. È un passaggio più avanzato rispetto al più semplice *empty fetch*, cruciale dato il focus del progetto legato agli ambienti urbani. Il caso scelto per lo studio descrive un edificio isolato, che rappresenta la conformazione più semplice di questa tipologia ma che garantisce una buona complessità di fenomeni fisici aggiuntivi rispetto al caso *empty fetch*. Il problema simulato è basato sul database CEDVAL [39], in particolare sul caso denominato "CEDVAL A1-1". Il database fornisce misure ottenute in galleria del vento ed è ampiamente utilizzato in letteratura per la validazione di modelli numerici di dispersione di inquinanti.

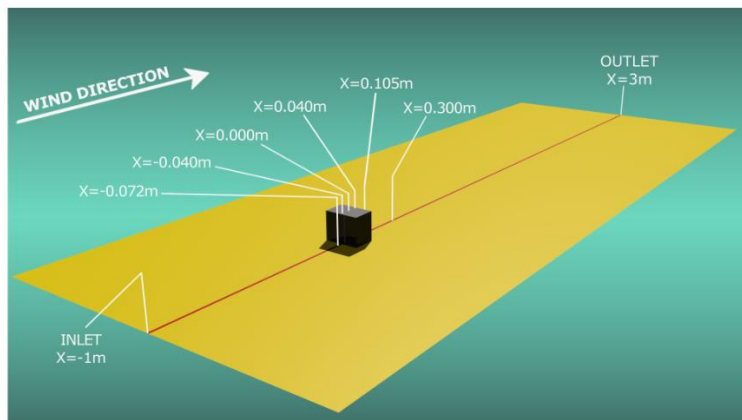


Figura 2.7 – Geometria della configurazione CEDVAL A1-1 [37].

Il software impiegato in questo studio è OpenFOAM [40], uno dei codici più utilizzati per la risoluzione di problemi CFD applicati al contesto degli *urban flow* [36]. OpenFOAM, oltre ad essere un software allo stato dell'arte e in attivo sviluppo, è distribuito con licenza GPLv3⁶ ed è dunque classificato come software gratuito. In aggiunta il codice sorgente è totalmente accessibile (*open source*) e questo permette di indagare opportunamente le impostazioni numeriche e modellistiche adottate, anche nell'eventualità dell'utilizzo di software CFD commerciali.

2.3.2 Empty Fetch

Il caso *empty fetch* riproduce il lavoro presentato da Hargreaves & Wright in [38] che costituisce uno dei casi presenti tra quelli per la verifica e la validazione dei modelli atmosferici in OpenFOAM⁷.

2.3.2.1 Modello numerico

Dominio e griglia di calcolo

Figura 2.8 mostra il dominio simulato per il caso *empty fetch* e la griglia di calcolo utilizzata per la discretizzazione. Le dimensioni del dominio sono $x = 5000$ m, $y = 100$ m e $z = 500$ m, orientate come in figura. Il dominio e la griglia di calcolo sono stati realizzati utilizzando ANSYS *Design Modeler* e ANSYS *Meshing* [41]. La griglia generata nella suite ANSYS è stata convertita nel formato necessario al calcolo con OpenFOAM tramite l'apposita utility di conversione *FluentMeshToFoam*⁸. La griglia è strutturata, composta esclusivamente da 125000 esaedri, e presenta un inaffittimento crescente lungo l'asse z all'approssimarsi al terreno, col il primo centro-cella posizionato a 0,40 m dal fondo del dominio. La griglia è invece uniforme lungo gli assi x e y .

⁶ <https://www.openfoam.com/documentation/licencing>

⁷ <https://develop.openfoam.com/Development/openfoam/tree/master/tutorials/verificationAndValidation/atmosphericModels/atmDownstreamDevelopment>

⁸ <https://www.openfoam.com/documentation/user-guide/4-mesh-generation-and-conversion/4.5-mesh-conversion>

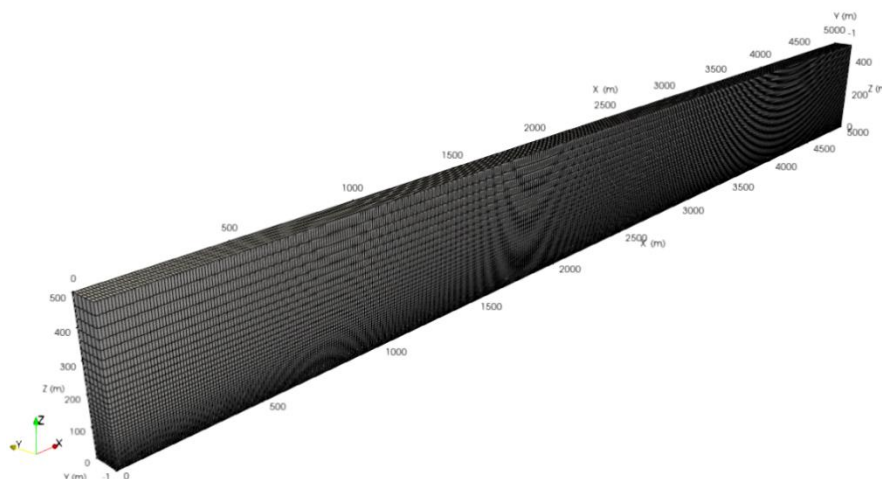


Figura 2.8 – Dominio e griglia di calcolo.

Equazioni di governo e condizioni al contorno

Le simulazioni CFD sono state realizzate con OpenFOAM v.2212. È impiegato il solutore simpleFoam, nell'ipotesi di stato stazionario. L'approccio RANS è impiegato per risolvere i bilanci di massa e quantità di moto nel dominio descritto. L'aria è trattata come fluido incomprimibile e in condizioni di aria secca, in accordo ad analoghi studi [42]. L'utilizzo di un approccio RANS richiede la scelta di un modello di chiusura della turbolenza, che è ricaduta sul modello k-ε standard al quale è stata apportata una modifica in una delle costanti del modello, facendo fede al lavoro di Hargreaves & Wright. Per le condizioni al contorno in ingresso si è fatto ricorso alla classe atmBoundaryLayer, appositamente sviluppata e testata in OpenFOAM per gestire condizioni al contorno che descrivano lo strato limite planetario a partire dagli studi di [38], [43] che generalizzano i profili verticali delle variabili fluidodinamiche di Richards & Hoxey [44]. Per il terreno è stata impostata una condizione di *no slip* ($U = 0 \text{ m/s}$), sulle superfici laterali si è usata la condizione di simmetria, mentre per l'*outlet* (la regione di uscita del fluido nel dominio di calcolo) una condizione di flusso libero a gradiente nullo. Sulla parete sommitale del dominio per la condizione al contorno della velocità è imposto uno *shear stress* costante pari a $\rho \cdot u^{*2}$, come suggerito da Richards & Hoxey e da Hargreaves & Wright [38], [44]. I valori delle grandezze fluidodinamiche caratteristiche dell'ABL sono riportati in Tabella 2.3. Nello specifico, sono indicati i valori di:

- Altezza di riferimento, *reference height*, z_{ref} : altezza dal suolo a cui viene fornita la velocità di riferimento u_{ref} ;
- Velocità media di riferimento del vento, *reference mean wind speed*, u_{ref} : velocità media del vento riferita all'altezza z_{ref} ;
- Lunghezza della rugosità aerodinamica, *aerodynamic roughness height*, z_o : l'altezza dal suolo a cui la velocità media del vento è zero, tenendo conto della rugosità del terreno.

Altezza di spostamento, *displacement height*, d : altezza a cui la velocità media del vento è zero, tenendo conto di ostacoli di grandi dimensioni quali edifici o vegetazione. Le grandezze indicate vengono impiegate all'interno del modello per definire i profili verticali delle variabili fluidodinamiche, quali velocità del vento ed energia cinetica turbolenta, in accordo alla formulazione della classe atmBoundaryLayer.

Tabella 2.3 – Grandezze fluidodinamiche [38].

Grandezza	Valore	Grandezza	Valore
Reference height	$z_{ref} = 6 \text{ m}$	Reference mean wind speed	$U_{ref} = 10 \text{ m/s}$
Aerodynamic roughness height	$z_o = 0,01 \text{ m}$	Displacement height	$d = 0 \text{ m}$

2.3.2.2 Risultati

Figura 2.9 mostra i profili verticali di u_x in diversi punti del dominio. Tali profili sono confrontati con i profili analitici calcolati secondo la teoria di Richards & Hoxey [44] e con i profili ricavati dallo studio di Hargreaves & Wright [38] indicati a diverse distanze dall'ingresso del flusso nel dominio. I valori della velocità agli estremi del dominio sono indicati sia sulla faccia del dominio ("patch") che nel centro cella della fila di celle ad essa adiacente ("cell"). Dai profili di velocità è possibile osservare come venga conservata l'omogeneità orizzontale attraverso il dominio, nonché la consistenza con i profili di Richards & Hoxey e Hargreaves & Wright. Ciò garantisce che il setup modellistico utilizzato è idoneo alla simulazione di un ABL in campo aperto in condizioni di stabilità neutra e non genera disomogeneità non fisiche dei profili verticali delle variabili fluidodinamiche.

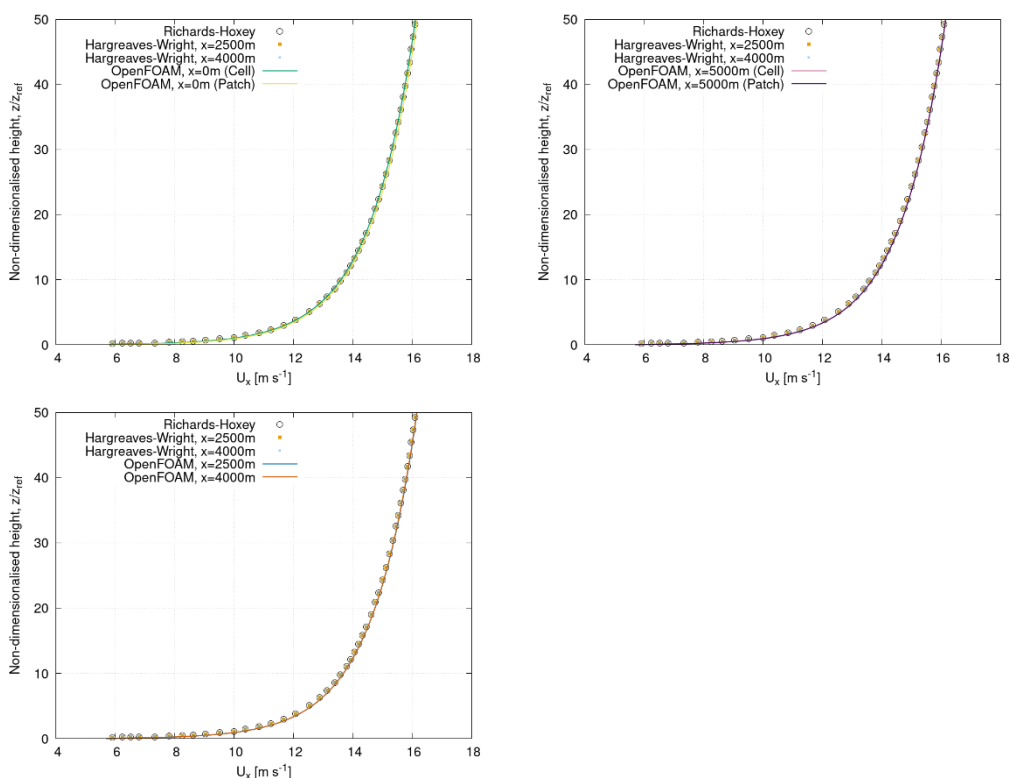


Figura 2.9 – Profilo verticale di u_x in diversi punti del dominio, confrontato con i profili analitici di Richards & Hoxey e i profili ottenuti da Hargreaves&Wright.

2.3.3 Edificio isolato – CEDVAL A1-1

Il caso descritto in questa sezione analizza un ABL interagente con un ostacolo solido che rappresenta un singolo edificio isolato. Questa configurazione rappresenta un caso studio molto diffuso nella simulazione dell'ABL in ambiente urbano e fa riferimento al test case CEDVAL A1-1 sviluppato in galleria del vento dall'*Environmental Wind Tunnel Laboratory* dell'Istituto

Meteorologico dell'Università di Amburgo [39]. I dati del database CEDVAL sono pubblicamente accessibili e sono diffusamente utilizzati per verifica e validazione di modelli numerici.

2.3.3.1 Modello numerico

Dominio e griglia di calcolo

Il dominio simulato è mostrato in Figura 2.10. La geometria dettagliata dell'ostacolo è mostrata in Figura 2.11, in cui è riportata sia la geometria dell'ostacolo reale che quella dell'ostacolo scalato per gli studi condotti in galleria del vento. L'operazione di scalatura viene effettuata per permettere di studiare problemi reali su dimensioni geometriche ridotte e compatibili con gli apparati sperimentali tipicamente disponibili. L'operazione di scalatura deve interessare tanto le dimensioni geometriche quanto le grandezze fisiche, come il numero di Reynolds, tra le quali deve essere garantita opportuna consistenza. La conformazione del problema è tale da permettere di studiare metà del dominio, facendo passare un piano di simmetria al centro dell'ostacolo e parallelo all'asse maggiore del dominio. L'edificio ha lunghezza $L=0,1$ m, larghezza $W=0,15$ m e altezza $H=0,125$ m. L'origine del sistema di riferimento è collocata al centro della faccia inferiore dell'edificio, con il verso dell'asse verticale z indirizzato in alto e l'asse x che punta nella direzione del flusso. L'*inlet* (la regione di ingresso del fluido nel dominio di calcolo) del dominio computazionale è posizionata a $x=-1$ m, l'*outlet* è a $x=3$ m. Le dimensioni del dominio sono $x = 4,0$ m, $y = 0,75$ m e $z = 1,0$ m. Queste dimensioni seguono i requisiti indicati nelle linee guida dell'Architectural Institute of Japan AIJ [45]. Per il calcolo è generata una griglia strutturata di circa 1.2 milioni di celle esaedriche, con infittimento crescente all'approssimarsi al terreno. La griglia della faccia di *inlet* è visibile in Figura 2.12. L'immagine è ottenuta da ParaView v.5.10.0 [46].

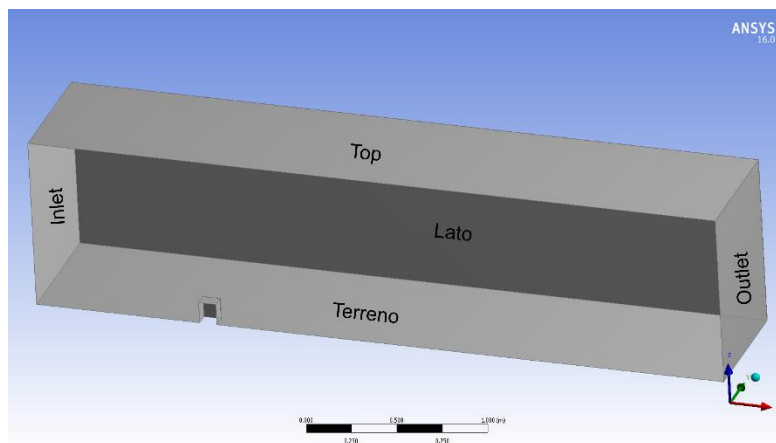


Figura 2.10 – Dominio simulato (il piano di simmetria è nascosto per agevolare la visualizzazione).

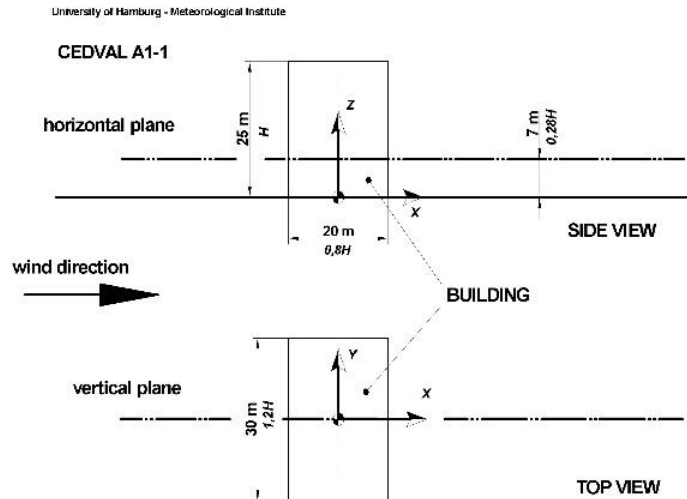


Figura 2.11 – Geometria dell’ostacolo non scalato. Le dimensioni del modello testato sono tali che $H=0,125m$. [Istituto Meteorologico, Univर्सit di Amburgo, database CEDVAL].

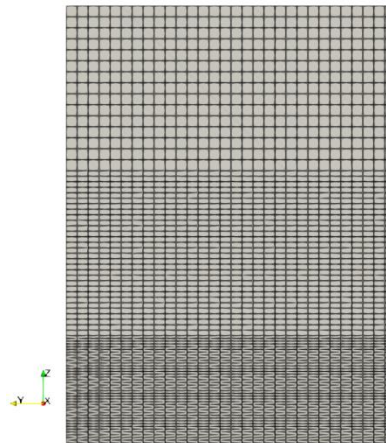


Figura 2.12 – Griglia di calcolo della faccia di *inlet*.

Equazioni di governo e condizioni al contorno

Le simulazioni CFD sono state realizzate con OpenFOAM v.2.2.12. È impiegato il solutore simpleFoam, nell’ipotesi di stato stazionario. L’approccio RANS è impiegato per risolvere i bilanci di massa e quantità di moto nel dominio descritto. L’aria è trattata come fluido incomprimibile e in condizioni di aria secca, in accordo ad analoghi studi [42]. Il *setup* modellistico impiegato ricalca quello descritto e testato per il caso *empty fetch*, a cui si rimanda per i dettagli. I valori delle grandezze fluidodinamiche caratteristiche dell’ABL sono riportati in Tabella 2.4 e fanno riferimento alle condizioni specificate nei dati del database CEDVAL. Il significato delle grandezze è dettagliato nell’analisi dei dati di Tabella 2.3.

Tabella 2.4 – Grandezze fluidodinamiche (CEDVAL A1-1 [39]).

Grandezza	Valore	Grandezza	Valore
Reference height	$z_{ref} = 0,500 \text{ m}$	Reference mean wind speed	$u_{ref} = 6 \text{ m/s}$
Aerodynamic roughness height	$z_o = 0,0007 \text{ m}$	Displacement height	$d = 0 \text{ m}$

2.3.3.2 Risultati

In questa sezione vengono analizzati i risultati della simulazione per il caso CEDVAL A1-1. I campi simulati sono confrontati con i dati misurati in corrispondenza di sette posizioni assiali, la cui collocazione è mostrata in Figura 2.13 rispetto al dominio intero (ossia il dominio di calcolo esteso tramite una funzione specchio).

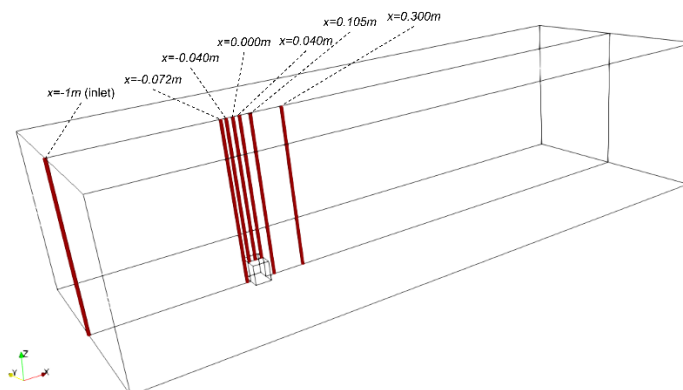


Figura 2.13 – Vista del dominio completo e del posizionamento delle linee in corrispondenza delle quali è effettuata la comparazione tra dati misurati e modello. Tutte le linee giacciono sul piano di simmetria del dominio ($y=0m$).

Figura 2.14 mostra il profilo verticale della componente orizzontale della velocità (u_x) in diverse posizioni assiali lungo il dominio e propone il confronto tra dati sperimentali del database CEDVAL e il profilo simulato. È possibile osservare una corrispondenza accurata tra i profili simulati e i dati sperimentali in quasi tutte le posizioni assiali. Il profilo di ingresso della velocità ($x=-1m$) è correttamente ricostruito dalle condizioni al contorno imposte. Il profilo in prossimità dell'ostacolo ($x=-0,072m$) simula correttamente la zona di ricircolo alla base dell'edificio. Lo stesso è valido per i profili di velocità nelle tre posizioni sulla sommità dell'edificio ($x=-0,40m$, $x=0,00m$, $x=0,40m$). La zona di ricircolo a valle dell'edificio è correttamente simulata nella zona immediatamente a valle dell'ostacolo, $x=0,105m$, mentre la velocità è leggermente sottostimata più a valle, $x=0,300m$.

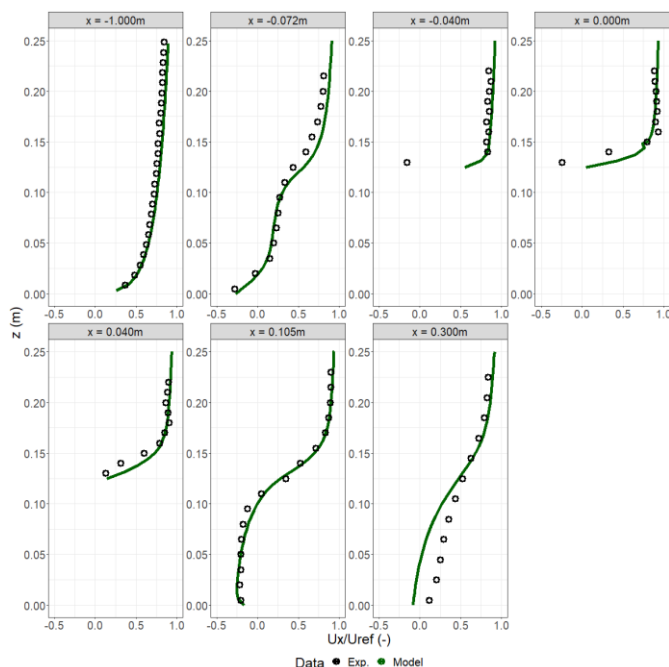


Figura 2.14 – Profilo verticale della componente orizzontale della velocità (u_x) scalata rispetto ad U_{ref} in diverse posizioni assiali lungo il dominio per $y=0m$. Confronto tra dati sperimentali e profilo simulato.

Figura 2.15 mostra una sezione 2D del campo tridimensionale di u_x . Si osservano chiaramente le zone di flusso indisturbato lontano dal terreno e dall'ostacolo, dove $u_x \approx U_{ref}$. Sono anche visibili due zone caratteristiche di un ABL che impatta un ostacolo isolato, e cioè la zona di ricircolo a monte e a valle dell'ostacolo. Queste due zone sono di solito inerentemente non-stazionarie e dunque rappresentano delle aree che vengono ricostruite con difficoltà dai modelli RANS in ragione dell'operazione di media temporale su cui si basano. L'analisi dei profili di Figura 2.15 mostra che il modello impiegato in questo studio riesce a predire in maniera sufficientemente accurata la loro morfologia.

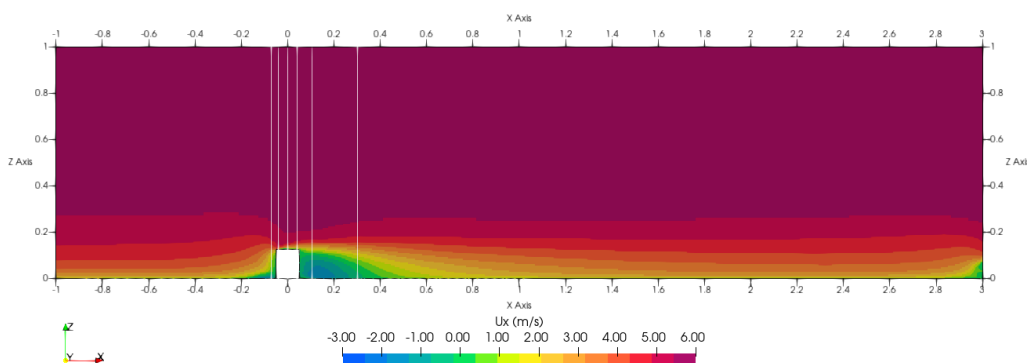


Figura 2.15 – Sezione 2D del campo tridimensionale di u_x . La sezione si riferisce al piano di simmetria del dominio ($y=0m$). In bianco le linee di comparazione su cui sono estratti i profili di Figura 2.14.

2.3.4 Conclusioni

La simulazione dello strato limite atmosferico su terreni complessi come i contesti urbani è un punto cruciale per la corretta valutazione dei campi di moto e della dispersione di inquinanti. Una buona capacità predittiva è fondamentale per giungere a conclusioni affidabili che possano essere supportare i processi decisionali di pianificazione. In questo contesto, negli ultimi anni la ricerca e lo stato dell'arte hanno impiegato, con crescente successo, simulazioni CFD con approccio RANS.



I risultati presentati in questo paragrafo hanno mostrato che è possibile sfruttare modellistica CFD con modelli RANS per la corretta predizione dei campi di moto in campo aperto e in presenza di edifici isolati in presenza di uno strato limite atmosferico. Il setup modellistico ottenuto dalla combinazione del software gratuito e *open source* OpenFOAM [40] e del software commerciale ANSYS [47] è stato testato con successo nel contesto della simulazione dello strato limite atmosferico. Il risultato positivo di questa sperimentazione ha permesso di identificare una configurazione modellistica che può essere utilizzata per la simulazione della dispersione di inquinanti in contesti urbani con risoluzione e accuratezza migliori rispetto ai modelli attualmente impiegati negli studi di qualità dell'aria.



3 - STUDIO DI IMPATTO SULLA QUALITÀ DELL'ARIA DI UNO SCENARIO DI MOBILITÀ ALLA SCALA URBANA

3.1 Scenario di mobilità sostenibile nel Comune di Milano

In questo capitolo viene definito e analizzato uno scenario di mobilità sostenibile per il comune di Milano. Lo scenario analizzato prevede l'istituzione di una *Zero Emission Zone* nella città di Milano, una zona dove solo mezzi elettrici possono accedere. Lo scenario ZEZ recepisce alcuni degli obiettivi del Piano Aria Clima⁹ (PAC) della città di Milano, un insieme di misure ideate allo scopo di migliorare la qualità dell'aria e mitigare i cambiamenti climatici. In particolare, il PAC è stato adottato con delibera del Consiglio Comunale n. 79 del 21/12/2020 [48]. L'istituzione di una *Zero Emission Zone* nel centro cittadino è infatti uno degli obiettivi di medio periodo (entro il 2030) dell'ambito 02 del PAC "Milano connessa e altamente accessibile".

Per simulare in modo accurato gli effetti dell'istituzione di una ZEZ al 2030, dobbiamo anche considerare gli effetti della naturale evoluzione delle emissioni antropogeniche e comparare l'effetto della ZEZ sia con la situazione attuale (caso base 2017) che con la sua attualizzazione al 2030, a meno dell'intervento sulla ZEZ (caso base 2030). Per questo motivo si comparano le seguenti simulazioni:

1. BAS17: caso base 2017.
2. BAS30: caso base 2030.
3. ZEZ30: scenario ZEZ al 2030

3.1.1 Lo scenario caso base 2030

Il primo passo per la simulazione dello scenario di mobilità sostenibile è la proiezione degli inventari emissivi al 2030. I fattori di riduzione delle emissioni da applicare alle emissioni per l'Italia¹⁰ ed i paesi confinanti sono stati derivati grazie al progetto GAINS-Europe (*Greenhouse Gas - Air Pollution Interactions and Synergies*) [49] coordinato da IIASA (*International Institute for Applied Systems Analysis*). Da GAINS-Europe è possibile scaricare le proiezioni dei totali emissivi annuali nazionali dal 2010 al 2030, che descrivono l'evoluzione delle emissioni antropogeniche derivanti dall'applicazione dei *National Air Pollution Control Programmes and Projections* (NAPCP). Le proiezioni sono state create da IIASA per la seconda edizione del report europeo *Clean Air Outlook* [50]. Le NAPCP sono i programmi dove gli stati membri dell'Unione Europea dichiarano come intendono rispettare le riduzioni delle emissioni promesse nella direttiva europea 2016/2284/UE del 14/12/2016 *National Emissions reduction Commitments* (NEC) [51]. Le azioni di riduzione delle emissioni utilizzate da IIASA per proiettare le emissioni al 2030 sono quelle proposte dagli stati membri della Unione Europea (UE) nel 2019.

I totali emissivi sono usati come punto di partenza per riscalare le emissioni e sono disponibili per NO_x, VOC, SO₂, NH₃, PM₁₀ e PM_{2.5}. A seconda dell'inventario emissivo utilizzato, si è selezionato il formato di classificazione dei settori emissivi più appropriato tra quelli disponibili in GAINS-Europe. Il formato di classificazione GNFR (*Gridded Nomenclature For Reporting*) è utilizzato per la parte di dominio esterna ai confini italiani, dove viene impiegato l'inventario europeo EMEP [52]. La classificazione SNAP (*Selected Nomenclature for Air Pollution*) è utilizzata per riscalare le emissioni dell'inventario nazionale italiano ISPRA [53] e per l'inventario regionale lombardo INEMAR [54]. Per le emissioni del dominio MIL è stata effettuata un'ulteriore divisione

⁹ <https://www.comune.milano.it/aree-tematiche/ambiente/aria-e-clima/piano-aria-clima>

¹⁰ GAINS Europe fornisce stime di riduzione delle concentrazioni a scala Nazionale. Ne consegue che ad eccezione del settore "trasporto su strada" le riduzioni delle emissioni sono uguali sia per Milano che per il resto del territorio nazionale.

della categoria trasporto su strada, utilizzando le informazioni disponibili in GAINS-Europe riportate nel formato UNFCCC-CRF (*United Nations Framework Convention on Climate Change - Common Reporting Format*). Il modello emissivo utilizzato per effettuare la proiezione delle emissioni è diverso a seconda dell'inventario di partenza, in particolare il modello HERMESv3_GR [55] è stato utilizzato per EMEP, mentre sMOKEv3.5 [56] è stato implementato per INEMAR e ISPRA.

I totali emissivi di GAINS-Europe sono disponibili con un intervallo di 5 anni dal 2015 al 2030. Per calcolare i coefficienti di riduzione per gli inventario EMEP e INEMAR (anno di riferimento 2017), si è ipotizzato un trend lineare del totale emissivo tra il 2015 e il 2020. Dall'interpolazione di questi due valori si è ottenuta una stima del totale per il 2017. Infine, per ogni combinazione di settore emissivo, inquinante e nazione, sono stati calcolati i fattori di riduzione come il rateo tra il totale emissivo per l'anno di riferimento dell'inventario (2015 o 2017) e il totale stimato per il 2030.

Nella città di Milano, le emissioni da traffico sono state calcolate usando la catena modellistica *bottom-up* che collega l'output di un modello da traffico con il modello emissivo *bottom-up* HERMESv3_BU. Per simulare le emissioni da traffico per il 2030, si è ipotizzato che i km percorsi dai veicoli circolanti a Milano rimangano costanti. Questo significa che la sola causa del cambiamento delle emissioni è l'aggiornamento del parco circolante. Per calcolare il totale emissivo del traffico urbano per lo scenario 2030 sono state adottate le seguenti ipotesi:

- Implementazione delle restrizioni alla circolazione pianificate per la *Low Emission Zone* AREA C.
- Introduzione ed evoluzione delle restrizioni per la nuova zona a traffico limitato AREA B. AREA B è una nuova LEZ che copre buona parte del comune Milanese introdotta nel 2019.
- Aggiornamento del parco circolante nel resto del territorio comunale secondo le stime AMAT. Il nuovo parco circolante è una previsione del rinnovo del parco circolante al 2030.
- Aggiornamento del parco veicolare dell'azienda di trasporto pubblico locale ATM (Azienda Trasporti Milanese), tramite l'implementazione del piano *Full Electric* di ATM. Il piano ha come scopo la completa elettrificazione della flotta per il 2030.

Le proiezioni del parco veicolare sono state fornite da AMAT.

3.1.2 Lo scenario Zero Emission Zone

Le emissioni per lo scenario ZEZ₃₀ sono le medesime di quello descritte per lo scenario BAS₃₀, eccetto per le emissioni da traffico stradale nella città di Milano. Come brevemente spiegato ad inizio capitolo, lo scopo dello scenario ZEZ₃₀ è valutare gli effetti della sostituzione nel centro cittadino della *Low Emission Zone* AREA C con una più restrittiva *Zero Emission Zone*.

Le ipotesi e le misure considerate per la definizione della nuova ZEZ sono le seguenti:

1. Le automobili di residenti e categorie di utenti con accesso libero ad AREA C¹¹ sono convertite a mezzi elettrici.
2. La quota di auto a combustione interna che entreranno in AREA C nel 2030 tramite pagamento del pedaggio sarà rimossa da AREA C. Ne consegue che il traffico interno alla nuova ZEZ sarà inferiore a quanto simulato nel caso base 2030. La quota di veicoli rimossi tengono conto dell'evoluzione del parco circolante milanese per il 2030.
3. I mezzi per trasporto merci circolanti in AREA C sono convertiti in mezzi elettrici.
4. I motocicli circolanti in AREA C sono convertiti in mezzi elettrici.

La frazione di veicoli a combustione rimossi dalla nuova ZEZ corrisponde al 40% del traffico automobilistico interno ad AREA C. Il volume medio del traffico al di fuori della nuova ZEZ rimane invece invariato.

¹¹ <https://www.comune.milano.it/aree-tematiche/mobilita/area-c/area-c-calendario-divieti>

3.2 Risultati

3.2.1 Gli effetti degli scenari sulle emissioni del traffico stradale

In Tabella 3.1 sono riportati i totali emissivi di NO_x e PM_{2,5} per il dominio ITA. Le emissioni sono divise per tipologia (puntuale o areale), specie inquinante e regione. Con It si indica le emissioni delle fonti presenti in Italia, mentre Eu raggruppa tutte le emissioni degli altri paesi del dominio ITA.

Tabella 3.1 – Totali emissivi per il 2017 e per l'inventario proiettato al 2030 calcolate per il dominio ITA e differenze relative. It: Italia, Eu: Altri paesi europei e del nord Africa contenuti nel dominio ITA.

Tipo	Regione	Inquinante	2017 (t)	2030 (t)	Differenza
Areali	It	NO _x	6,36E+05	2,43E+05	-61,8%
Areali	Eu	NO _x	1,39E+06	7,15E+05	-48,6%
Puntuali	It+Eu	NO _x	5,27E+05	2,51E+05	-52,3%
Totali	It+Eu	NO _x	2,55E+06	1,21E+06	-52,6%
Area	It	PM _{2.5}	1,52E+05	5,65E+04	-62,8%
Area	Eu	PM _{2.5}	1,51E+05	9,17E+04	-39,3%
Puntuale	It+Eu	PM _{2.5}	9,89E+04	2,92E+04	-70,5%
Totale	It+Eu	PM _{2.5}	4,02E+05	1,77E+05	-55,9%

Si prevede una forte riduzione delle emissioni al 2030 rispetto ai totali del 2017. La frazione Eu delle emissioni registra valori inferiori in quanto alle regioni nordafricane del dominio non è stato applicato alcun coefficiente di riduzione. Le emissioni totali stimate di entrambi gli inquinanti al 2030 sono ridotte poco più del 50%. Le stesse informazioni sono riportate in Tabella 3.2 per il dominio MIL, solamente per le emissioni areali. Dal totale emissivo sono rimosse le emissioni stradali per la città di Milano che sono calcolate separatamente con il modulo *bottom-up*.

Tabella 3.2 – Emissioni totali per il 2017 e emissioni totali stimate al 2030 calcolati per il dominio MIL.

Tipo	Regione	Inquinante	2017 (t)	2030 (t)	Differenza
AREA	MIL	NO _x	4,24E+04	1,63E+04	-61,6%
AREA	MIL	PM _{2.5}	5,38E+03	2,44E+03	-54,6%

Le riduzioni di NO₂ stimate per il 2030 sono simili al caso italiano per le emissioni areali, mentre per il PM_{2.5} la riduzione stimata è l'8% inferiore rispetto al valore nazionale. Infine, si può anche confrontare le emissioni da traffico simulate per la città di Milano. In questo caso, oltre alle emissioni del caso base 2030, sono disponibili anche le emissioni per lo scenario ZEZ₃₀. Le riduzioni delle emissioni da traffico stradale di NO_x e PM_{2.5} per lo scenario BAS₃₀ sono mostrate in Figura 3.1. Le riduzioni stimate per gli NO_x sono molto elevate, sia come massimo (90%) che come minimo (74%). Per il PM_{2.5} le riduzioni sono più contenute, con una riduzione massima del 34%. Per entrambi gli inquinanti sono stimate riduzioni superiori in AREA B, la nuova zona a traffico limitato della città di Milano che nel 2017 non era attiva. Gli effetti della nuova ZTL che ha imposto restrizioni all'accesso dei veicoli più inquinanti sono evidenti se si comparano i risultati della simulazione per AREA B e AREA C. Per i NO_x la minima riduzione è stimata per AREA C, dato che il parco circolante al 2017 conteneva già una quota minore di veicoli più inquinanti rispetto al resto della città. Nel caso del PM_{2.5}, il minimo tasso di riduzione stimato si verifica in corrispondenza delle tangenziali est e ovest, dove non sono attive restrizioni alla tipologia di veicoli circolanti nemmeno al 2030. Inoltre, per le autostrade una quota importante dell'emissioni di materiale particolato non è originato allo scarico; ad esempio per il PM₁₀ si stima che tra il 55%



e il 65% delle emissioni di PM₁₀ siano dovute alla risospensione. Visto che tale frazione, insieme anche al resto delle emissioni non allo scarico, non è influenzata dal rinnovamento del parco circolante, gli effetti dello scenario sono necessariamente limitati. La riduzione media delle emissioni da traffico in Milano è del 84% per gli NO_x e del 28% per il PM_{2.5}.

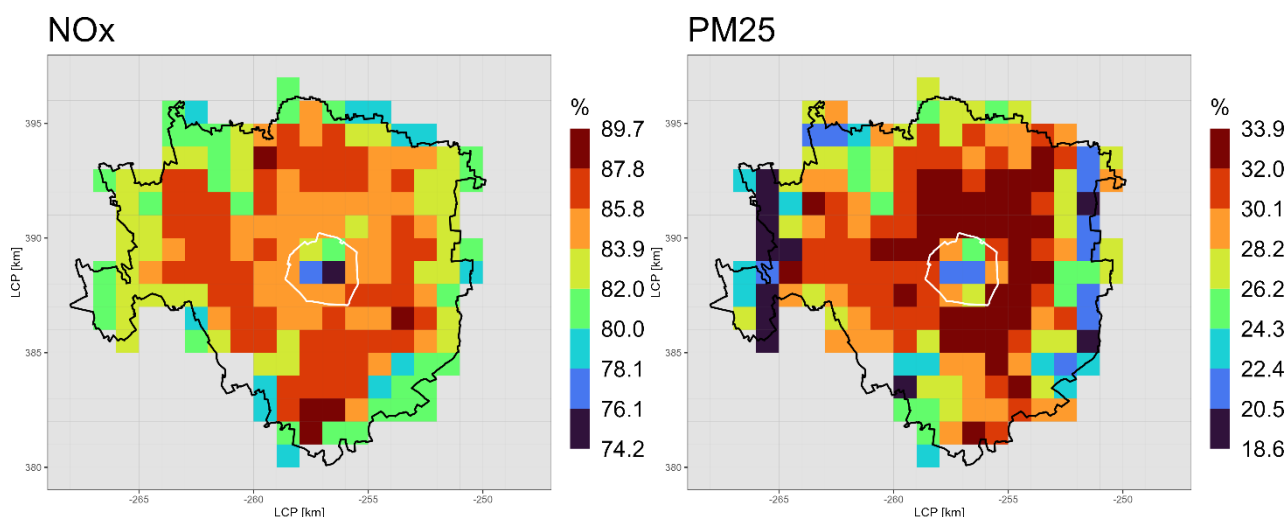


Figura 3.1 – Riduzioni delle emissioni da traffico di NO_x e PM_{2.5} per la città di Milano per lo scenario BAS₃₀ confrontati con il caso base 2017. I confini del comune sono riportati in nero, mentre in bianco sono mostrati i confini di AREA C/ZEZ.

Le emissioni per lo scenario ZEZ₃₀ sono le stesse della simulazione BAS₃₀ fatta eccezione per le celle del dominio che ricadono all'interno di AREA C, dove si simula l'introduzione della nuova ZEZ. Le differenze tra ZEZ₃₀ e BAS₃₀ sono presentate in Figura 3.2. Per le celle del modello interamente contenute nella nuova ZEZ si stimano forti riduzioni sia di NO_x che PM_{2.5}. La completa elettrificazione del parco circolante elimina completamente le emissioni di NO_x nelle celle della ZEZ, ma vista la risoluzione della griglia di calcolo, solo due celle sono interamente incluse nella ZEZ. Data la limitata superficie destinata alla nuova ZEZ, le riduzioni medie per la città sono del 2,2% per i NO_x e del 0,9% per il PM_{2.5}.

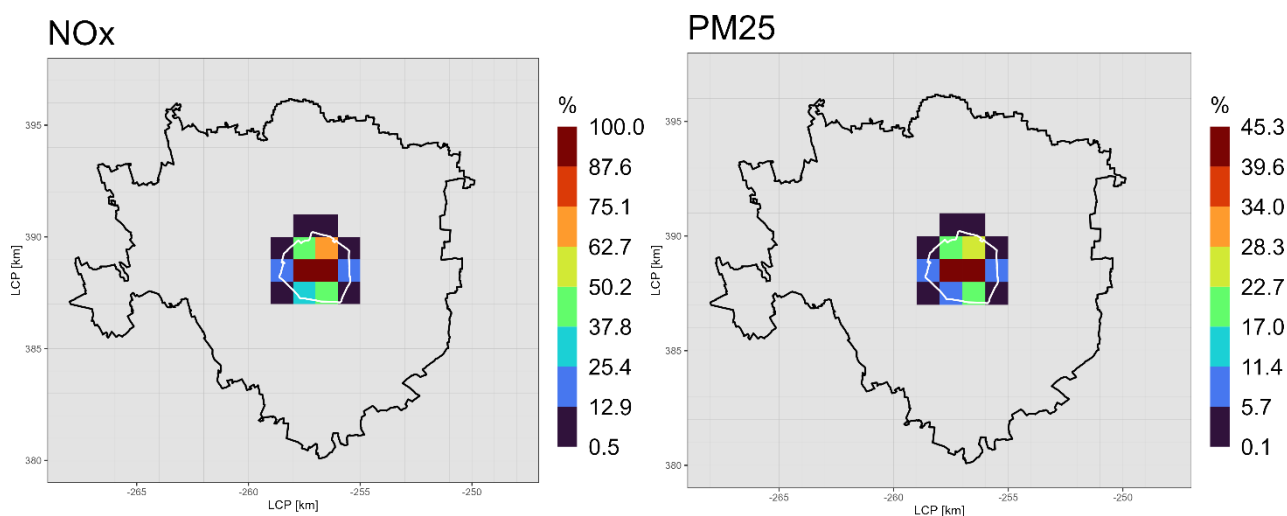


Figura 3.2 – Riduzioni delle emissioni da traffico di NO_x e PM_{2.5} per la città di Milano per lo scenario ZEZ₃₀ confrontati con lo scenario BAS₃₀. I confini del comune sono riportati in nero, mentre in bianco sono mostrati i confini di AREA C/ZEZ.



Analizzando il peso delle riduzioni del settore del trasporto su strada introdotte dallo scenario ZEZ rispetto alle emissioni totali di tutti i settori emissivi per lo scenario BAS30, troviamo che la riduzione massima delle emissioni nella ZEZ è di circa il 17% sia per i NOx che per il PM2.5.

3.2.2 Gli effetti degli scenari sulla concentrazione di inquinanti atmosferici

I risultati in termini di concentrazioni delle simulazioni della qualità dell'aria si concentrano su un sottoinsieme del dominio MIL centrato sulla città di Milano, in quanto il focus dell'analisi è l'area urbana. Come per le emissioni, inizialmente vengono mostrati i risultati per lo scenario base al 2030 BAS30 per NO2 (Figura 3.3) e PM2.5 (Figura 3.4). Nelle figure sono mostrate in alto le concentrazioni medie annuali del caso base 2017 e dello scenario, mentre nel pannello principale è presentata la mappa delle differenze tra le due simulazioni. La scala di colore per le concentrazioni medie annue è la stessa per entrambi gli scenari mostrati. Le riduzioni sono calcolate tramite la seguente formula:

$$Red_{i,j} = \frac{Base_{i,j} - Scen_{i,j}}{Base_{i,j}} \% \quad 3.1$$

Per il biossido d'azoto si stimano forti riduzioni percentuali della concentrazione media annua, con valori superiori al 54% per gran parte dell'area urbana, compresa tra un massimo di 59% ed un minimo di 50%. In termini di concentrazione assoluta, la riduzione si traduce in riduzioni dell'ordine dei 12-17 ppb. Nel caso del particolato fine, il pattern delle riduzioni mostra valori più costanti, in larga parte nell'intervallo 35%-38%, con valori verso il fondo scala nella zona sudest della città. Di conseguenza, anche analizzando le differenze in termini assoluti, si registrano valori che cambiano poco tra i due estremi, con un intervallo di $1,2 \mu\text{g m}^{-3}$ ($9,4 \mu\text{g m}^{-3}$ - $10,6 \mu\text{g m}^{-3}$).

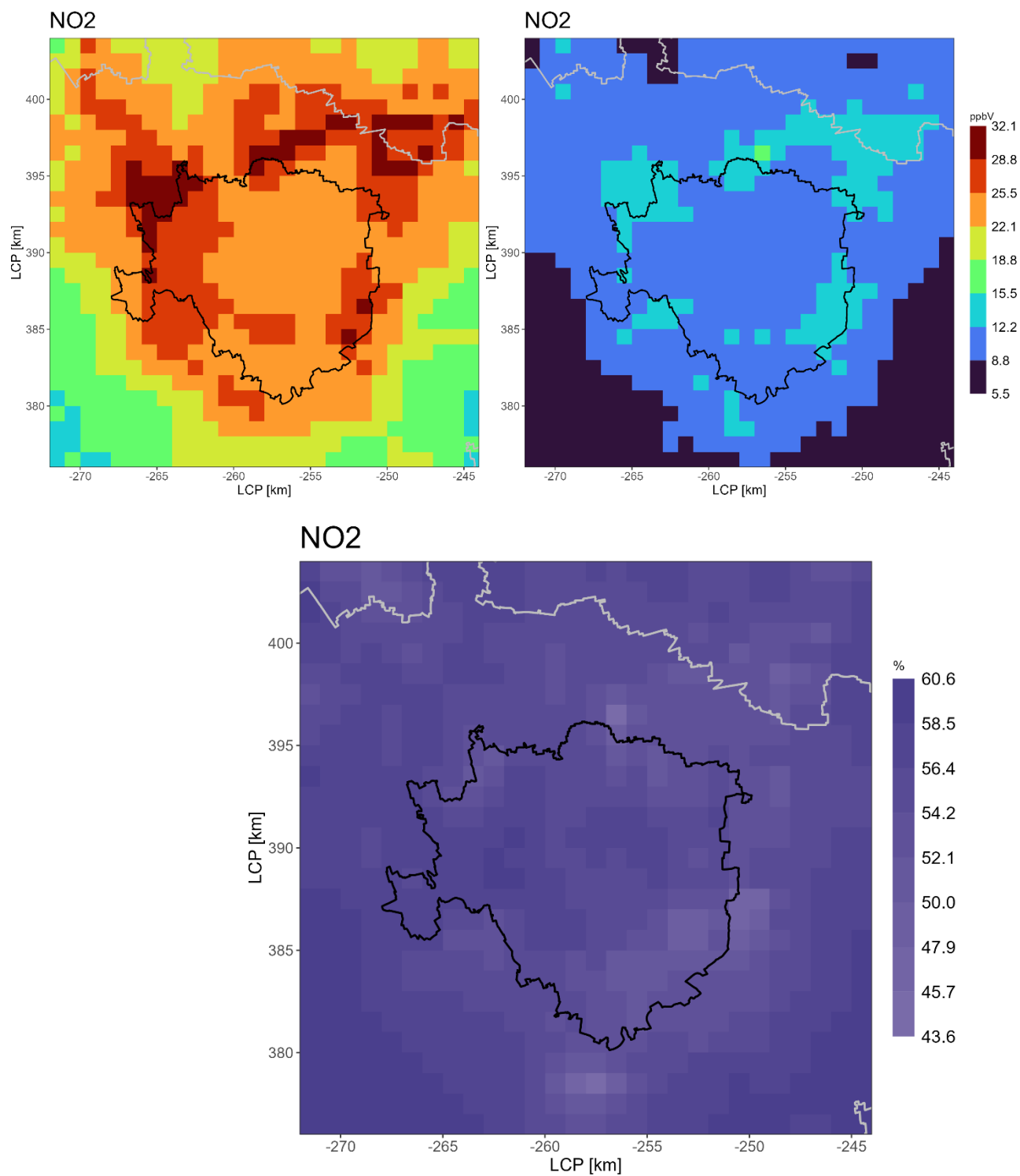


Figura 3.3 – Concentrazione media annuale di NO₂ per il caso base 2017 (BAS₁₇, alto a sinistra), caso base 2030 (BAS₃₀, alto a destra) e riduzione tra i due scenari (basso).

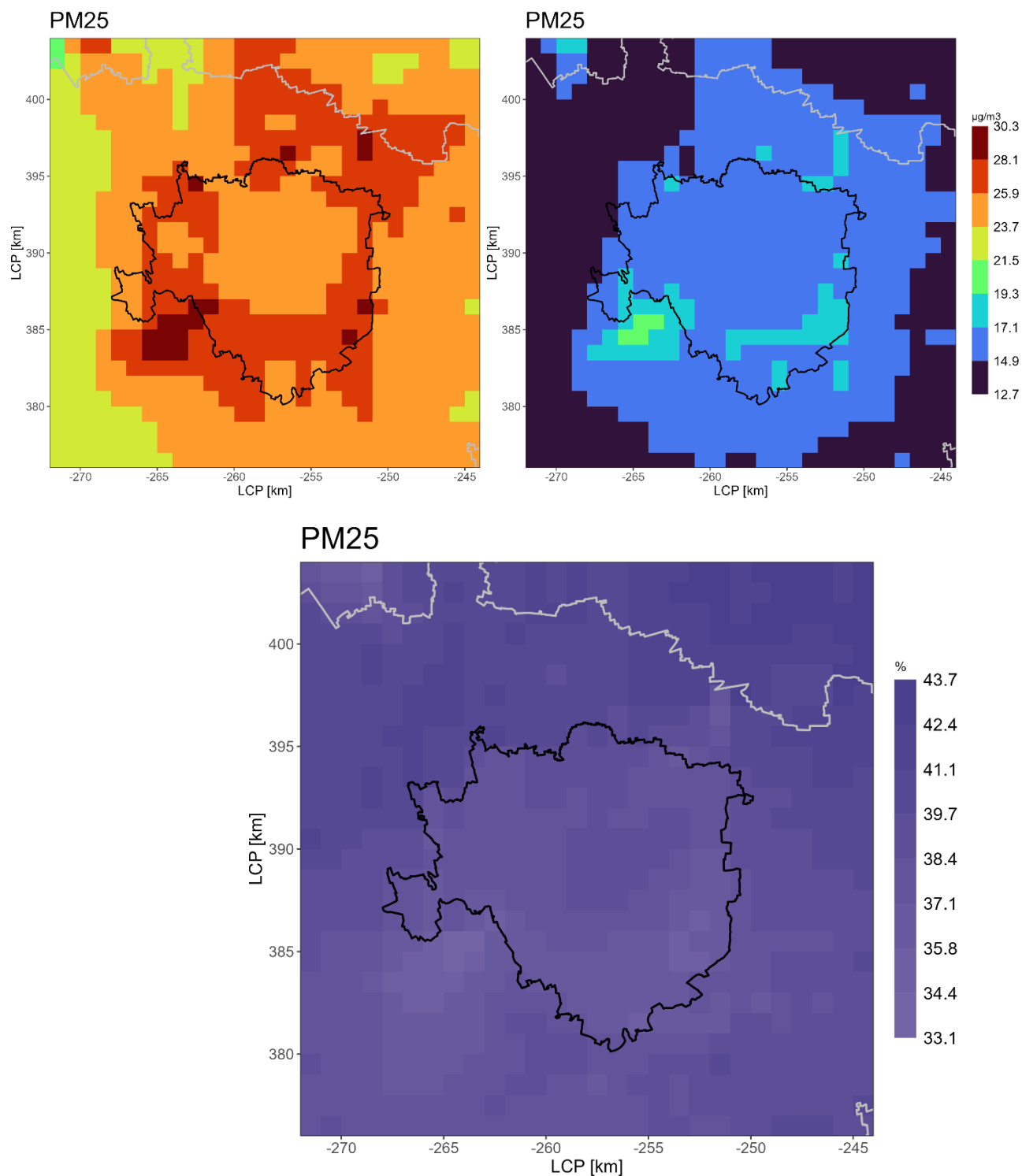


Figura 3.4 – Concentrazione media annuale di PM_{2.5} per il caso base 2017 (BAS17, alto a sinistra), caso base 2030 (BAS30, alto a destra) e riduzione tra i due scenari (basso).

La riduzione introdotta dallo scenario ZEZ₃₀ rispetto al BAS₃₀ è raffigurata in Figura 3.5, sempre per NO₂ e PM_{2.5}. Viste le considerazioni sulla riduzione delle emissioni dello scenario ZEZ₃₀



mostrate in Figura 3.2, la diminuzione della concentrazione simulata è limitata, sia in termini spaziali (gli effetti sono limitati quasi esclusivamente all'area interessata dalla nuova ZEZ) che in termini di valori di concentrazione. Il valore aggiunto prodotto dall'esclusione delle auto a combustione dal centro città è al massimo del 2,26% per NO₂ e 0,68% per il PM_{2.5}. Comparando l'effetto sulle concentrazioni di NO₂ tra i due scenari, gli effetti della ZEZ sono nell'ordine del 1,5%-1,8% delle riduzioni di concentrazione stimate nello scenario BAS₃₀.

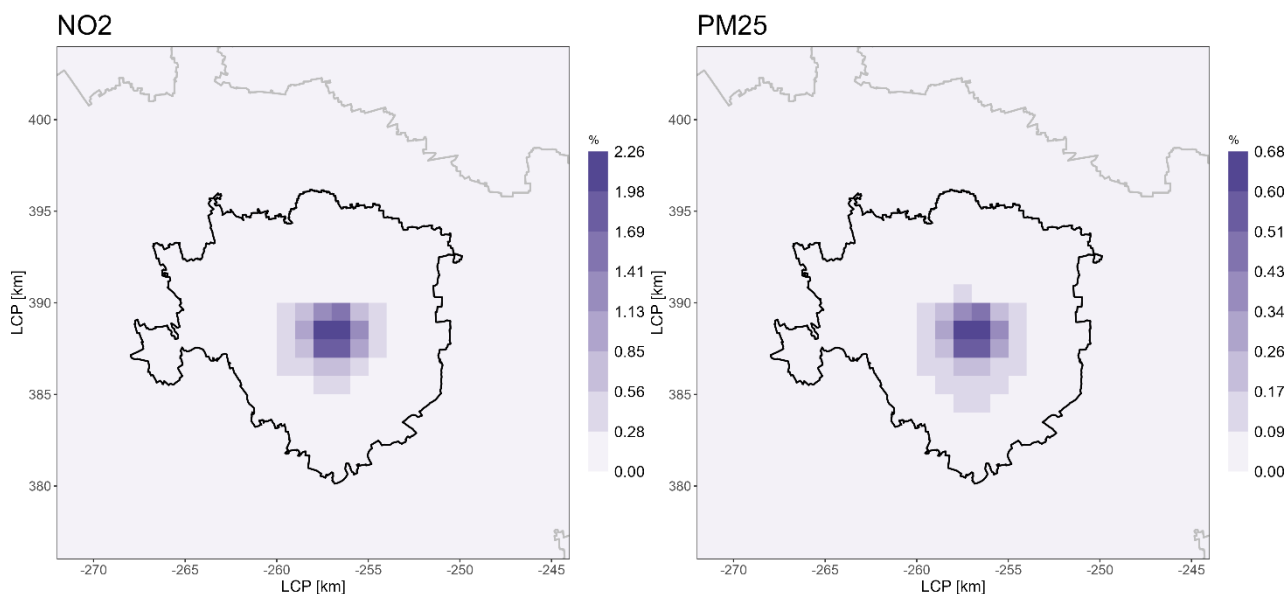


Figura 3.5 – Riduzione delle concentrazioni tra gli scenari BAS₃₀ e ZEZ₃₀ per NO₂ e PM_{2.5}.

Grazie al modulo ibrido LPiG è possibile estendere l'analisi degli effetti dello scenario di mobilità sostenibile alla scala della strada (50 m) per le vie principali del centro città di Milano. In questo caso il confronto è effettuato per la simulazione ZEZ₃₀ con il caso base 2017 (BAS₁₇). Le mappe di concentrazione annua per BAS₁₇ e ZEZ₃₀ e la mappa delle riduzioni di concentrazioni sono riportate in Figura 3.6 per NO₂ e Figura 3.7 per PM_{2.5}. L'effetto più evidente dello scenario è la scomparsa all'interno della ZEZ del gradiente di concentrazione dovuto agli archi stradali. Se altrove un minimo di incremento stradale è ancora visibile, all'interno della ZEZ l'eliminazione della combustione del veicolo ha tolto la fonte emissiva degli NO₂. Le riduzioni massime sono stimate per gli archi stradali, in particolare a nord ed ovest del reticolo stradale simulato. Le riduzioni del PM_{2.5} sono invece più omogenee, con solo il 3,7% a dividere la riduzione massima e minima nel dominio analizzato. Come visto nella sezione 3.2.1, la riduzione delle emissioni da traffico stradale è superiore al resto degli altri settori per NO₂ (84% vs 61%) mentre è inferiore per il particolato fine (28% vs 55%). Ne segue che anche l'impatto della singola sorgente sulla riduzione è differente nei due casi: per NO₂ si registra un gradiente di riduzione delle concentrazioni in prossimità degli archi stradali simulati mentre per il PM_{2.5} non si registra alcun gradiente nelle riduzioni delle concentrazioni. Da questa analisi risulta evidente come per il PM_{2.5} il solo rinnovamento del parco circolante sia di poco impatto vista la grande componente delle emissioni non derivanti dalla combustione, che possono essere ridotte solo diminuendo in modo significativo il numero dei veicoli e le loro percorrenze.

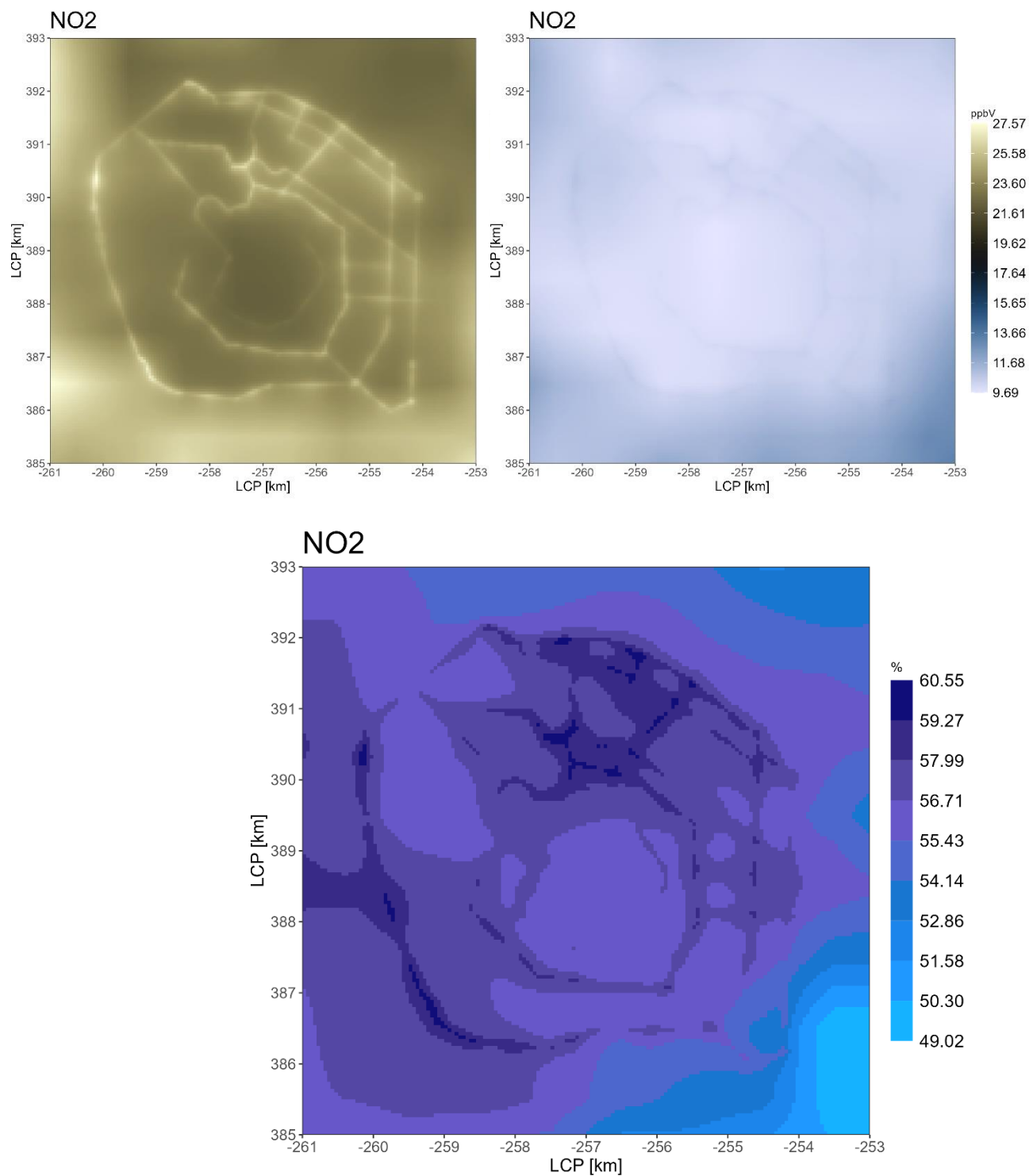


Figura 3.6 – Concentrazione media annuale di NO₂ per il caso base 2017 (BAS₁₇, alto a sinistra), caso base 2030 (BAS₃₀, alto a destra) e riduzione tra i due scenari (basso) simulato con il modulo LPiG.

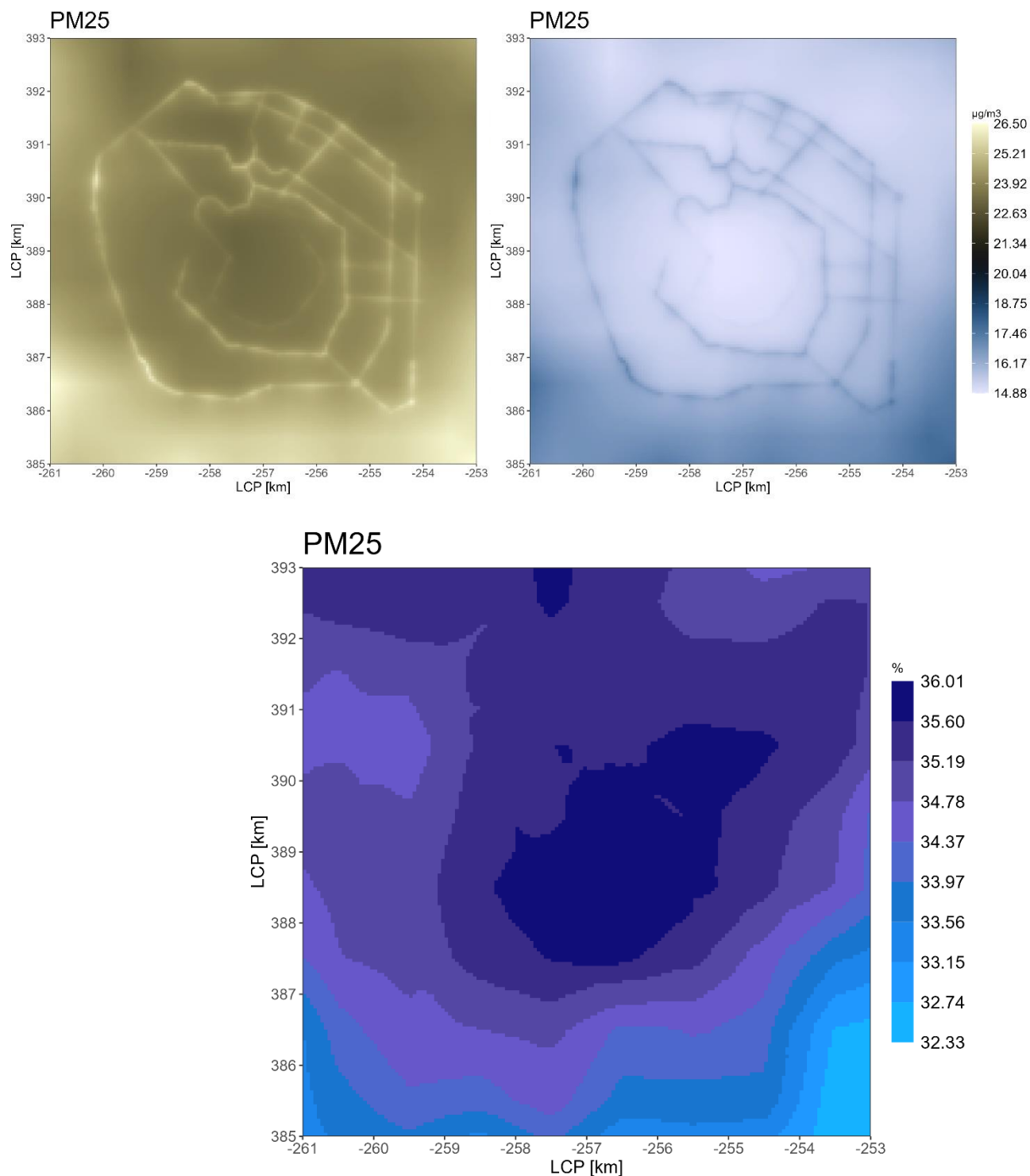


Figura 3.7 – Concentrazione media annuale di NO_2 per il caso base 2017 (BAS17, alto a sinistra), caso base 2030 (BAS30, alto a destra) e riduzione tra i due scenari (basso) simulato con il modulo LPiG.

In conclusione, la simulazione dei due scenari ha permesso di valutare il duplice effetto sulle concentrazioni di inquinanti sia dell'evoluzione delle emissioni secondo le direttive europee e di



uno scenario di mobilità sostenibile. Inoltre, l'utilizzo del modulo LPiG permette di valutare in modo più accurato l'effetto delle *policy* simulate per il settore del trasporto su strada. In particolare, è evidente come per provare a risolvere il problema dell'inquinamento in una città come Milano, che registra elevate concentrazioni di fondo dovute al contesto della pianura padana, sia necessario integrare iniziative di carattere locale e su singolo settore con interventi che agiscano su tutto il territorio e su più settori emissivi. Le azioni locali sono comunque di importanza per ridurre le concentrazioni negli "hotspot" di concentrazione, come si evince dalle analisi svolte con LPiG. Inoltre, per quanto riguarda la riduzione delle concentrazioni di particolato, devono essere valutate politiche che puntino ad una riduzione delle percorrenze e non solo ad un cambiamento del parco circolante. Solo in tal modo si può ottenere la riduzione delle emissioni dovute alla risospensione e alle usure di freni, pneumatici e della strada. Infine, bisogna ricordare che determinate politiche di mobilità possono avere impatti positivi anche su altri aspetti del sistema urbano, dalla sicurezza stradale alle emissioni di gas serra, passando per altri indicatori di benessere urbano quali l'isola di calore o il rumore.



4 - STIMA DELL'ESPOSIZIONE DELLA POPOLAZIONE ALL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO

4.1 Un modello per la stima dell'esposizione dinamica

Il calcolo dell'esposizione della popolazione agli inquinanti atmosferici è un passo fondamentale per valutare gli effetti di una politica di mobilità sulla salute. Nelle precedenti annualità di ricerca la metodologia utilizzata per la stima dell'esposizione era basata sul cosiddetto approccio "statico", la cui assunzione fondamentale è che la popolazione risulta esposta alla concentrazione del luogo di residenza. In altre parole, questa metodologia ipotizza che le persone non effettuino spostamenti nel corso della giornata, rimanendo tutto il tempo nello stesso luogo. Tale assunzione può essere considerata tutto sommato ragionevole quando la risoluzione spaziale dei campi di concentrazione utilizzati per la stima dell'esposizione non permette di distinguere in modo netto i diversi contesti urbani (es. *hot-spot* stradali rispetto ad aree verdi, etc...). Questa situazione si verifica tipicamente nel caso di studi basati sui risultati di modelli euleriani come CAMx, la cui risoluzione spaziale è dell'ordine dei km. Ma nel momento in cui risultano disponibili campi di concentrazione ad alta risoluzione, come quelli prodotti dal modello ibrido CAMx-LPiG, può essere opportuno introdurre un approccio più realistico. In particolare, le metodologie più indicate sono quelle che permettono di effettuare una stima "dinamica" dell'esposizione, dove si considerano diversi livelli di esposizione tenendo conto degli spostamenti svolti durante il corso della giornata dalla popolazione, ad esempio per recarsi al lavoro o a scuola. Gli approcci basati sull'esposizione statica della popolazione portano generalmente ad una sottostima [57] del livello di esposizione generale per la popolazione attiva, perché non riescono a tenere conto della possibile esposizione temporanea ad alte concentrazioni (es. lungo le strade), ma forniscono comunque una ragionevole ricostruzione dei livelli medi di esposizione [57], [58]. Il vantaggio principale del calcolo statico dell'esposizione è nella facilità di implementazione, in quanto non necessita di altri dati oltre alla popolazione residente. Di contro gli studi dell'esposizione dinamica richiedono una quantità superiore di dati specifici dell'aria di studio scelta, siano essi dati GPS o risultati di dispendiose simulazioni del tipo "*agent based*", che ne limitano fortemente l'utilizzo a casi studio particolari. Un approccio che consente di trattare l'esposizione in modo dinamico è l'utilizzo di modelli del tipo "*time-microenvironment-activity*" (TMA). Nei modelli TMA vengono definite varie tipologie di microambienti (ad esempio: lavoro, casa, trasporto, etc.) in cui le persone svolgono le proprie attività all'interno della giornata. In seguito, utilizzando profili temporali delle attività viene calcolata l'esposizione tenendo conto degli spostamenti tra i vari microambienti per svolgere le attività giornaliere. La più semplice struttura del modello TMA permette di applicare la stima dinamica anche a luoghi dove mancano dati dettagliati, incrementando comunque il livello di precisione nella stima dell'esposizione statica. In questa annualità del triennio di ricerca l'esposizione dinamica è stata applicata al caso studio di Milano utilizzando l'approccio TMA. Tra i modelli disponibili in letteratura si è deciso di utilizzare il modello UNDYNE (*Urban Dynamic Exposure model*) [14]. Il vantaggio principale di UNDYNE è che si basa interamente su dati open source. In particolare, i dati di partenza per la creazione dei microambienti sono l'*Urban Atlas* (UA) [59], disponibile dalla suite di prodotti Copernicus per un grande numero di città europee, e *Open Street Maps* (OSM). Ciò permette di espandere in futuro a più città l'applicazione dell'esposizione dinamica della popolazione. Inoltre, in UNDYNE si tiene conto dei fattori di infiltrazione che permettono di trattare in modo più realistico l'esposizione nei luoghi chiusi. I fattori di infiltrazione presenti in UNDYNE sono divisi per microambiente e sono ricavati da indagini di letteratura [14].

4.2 Applicazione del modello UNDYNE al caso studio di Milano

La prima fase dell'applicazione del modello UNDYNE è la creazione dei microambienti per il dominio selezionato. Nel nostro caso il dominio coincide con la griglia di sampling ad alta risoluzione di LPiG. In questa fase l'Urban Atlas (versione 2018) scaricato dal portale Copernicus e i dati OSM vengono spazializzati sulla griglia del modello di qualità dell'aria. La popolazione è anch'essa ricavata dalle informazioni contenute nell'*Urban Atlas*. Per quanto riguarda la mappatura delle classi contenute nell'*Urban Atlas* nei microambienti di UNDYNE si è seguita la classificazione proposta in Ramacher et al. 2020 [14]. Dall'UA sono ricavati i microambienti Casa, Lavoro e Altro. Il microambiente Trasporto è invece ottenuto a partire da OSM. I dati OSM permettono di differenziare tra le diverse modalità di trasporto: a piedi, bicicletta, auto, tram, bus, metro e treno. In questa prima fase è inoltre necessario fornire una stima dello split tra lavoratori *blue collar* (0,48) e *white collar* (0,52) per la distribuzione dei lavoratori tra uffici e aree industriali. Questo dato è stato ottenuto a partire dal numero di impiegati per settore disponibile nell'indagine "Il lavoro a Milano – Edizione 2021" di Assolombarda, CGIL, CISL e UIL [60]. In seguito, UNDYNE calcola il numero totale di persone da attribuire ad ogni microambiente per ogni ora del giorno, differenziando tra giorno lavorativo e *weekend*. Per una corretta stima dell'esposizione è quindi richiesto il numero totale di pendolari in ingresso a Milano di fuori Comune e lo split modale tra le varie classi di trasporto. Il punto di partenza per entrambe le informazioni è il censimento 2011 del comune di Milano, in particolare il documento "Analisi del pendolarismo per studio e per lavoro a Milano" [61]. Lo *split* modale fornito a UNDYNE tiene conto del pendolarismo interno ed in ingresso a Milano per motivi di studio e lavoro (Tabella 4.1).

Tabella 4.1 – Split modale tra le modalità di trasporto (a) e split modale del solo trasporto pubblico (b).

a)

Auto 38%	A piedi 14%	Bici 4%	Trasporto Pubblico 44%
-------------	----------------	------------	---------------------------

b)

Bus 22%	Metro 34%	Tram 12%	Treno 32%
------------	--------------	-------------	--------------

Il numero di pendolari aggiunto al totale della popolazione è di 400.000 pendolari, un numero superiore a quanto riportato nel censimento 2011 che tiene conto di una correzione qualitativa ottenuta dal calcolo dei pendolari della matrice origine destinazione di Regione Lombardia per l'anno 2016 che riporta un numero superiore di pendolari rispetto al 2011. I pendolari sono assegnati al microambiente trasporto nelle ore di punta del trasporto del mattino e della sera e al microambiente lavoro durante il giorno.

L'ultimo step di UNDYNE calcola l'esposizione annuale della popolazione combinando i dati di qualità dell'aria a passo orario, i microambienti e la distribuzione della popolazione tra gli stessi. Infine, l'ultimo dato necessario è la percentuale di quella considerata popolazione attiva, cioè tra i 15 ei 64 anni. Questo dato è ricavato dal portale ISTAT per l'anno 2017 e per Milano corrisponde a 0,64 della popolazione totale.

4.3 Risultati

4.3.1 Caso Base 2017

I risultati sono presentati in termini di mappe e grafici dell'esposizione totale annuale. Viene inoltre proposto un confronto con la stima statica dell'esposizione per evidenziare il vantaggio introdotto dall'utilizzo del modello UNDYNE. Le grandezze di interesse sono quindi l'esposizione

totale E e la concentrazione pesata per la popolazione PWE . L'esposizione E per la cella del dominio i, j è calcolata come [14]:

$$E_{i,j} = \sum_{a=1}^{a_{max}} F_{inf,a} \sum_{t=1}^{t_{max}} C_{i,j,t} P_{i,j,a,t} \quad 4.1$$

dove $F_{inf,a}$ è il fattore di infiltrazione legato al microambiente a , $C_{i,j,t}$ è la concentrazione nella cella i, j al tempo t e $P_{i,j,a,t}$ è la popolazione nella cella i, j al tempo t per il microambiente a . In appendice 7.2 è brevemente spiegato come viene calcolata in UNDYNE il valore di $P_{i,j,a,t}$. L'unità di misura dell'esposizione è quindi popolazione*concentrazione (ppb o $\mu\text{g m}^{-3}$).

La PWE per la cella i, j definisce la concentrazione media a cui è soggetta la popolazione tenendo conto del diverso tipo di microambiente (e di conseguenza fattore di infiltrazione), ora del giorno e concentrazione simulata. La PWE è calcolata come [14]:

$$PWE_{i,j} = \frac{\sum_{a=1}^{a_{max}} F_{inf,a} \sum_{t=1}^{t_{max}} C_{i,j,t} P_{i,j,a,t}}{\sum_{a=1}^{a_{max}} \sum_{t=1}^{t_{max}} P_{i,j,a,t}} \quad 4.2$$

L'unità di misura della PWE è la medesima della concentrazione simulata. In Figura 4.1 è riportato il confronto tra la mappa di esposizione dinamica totale di NO_2 e la mappa di esposizione statica.

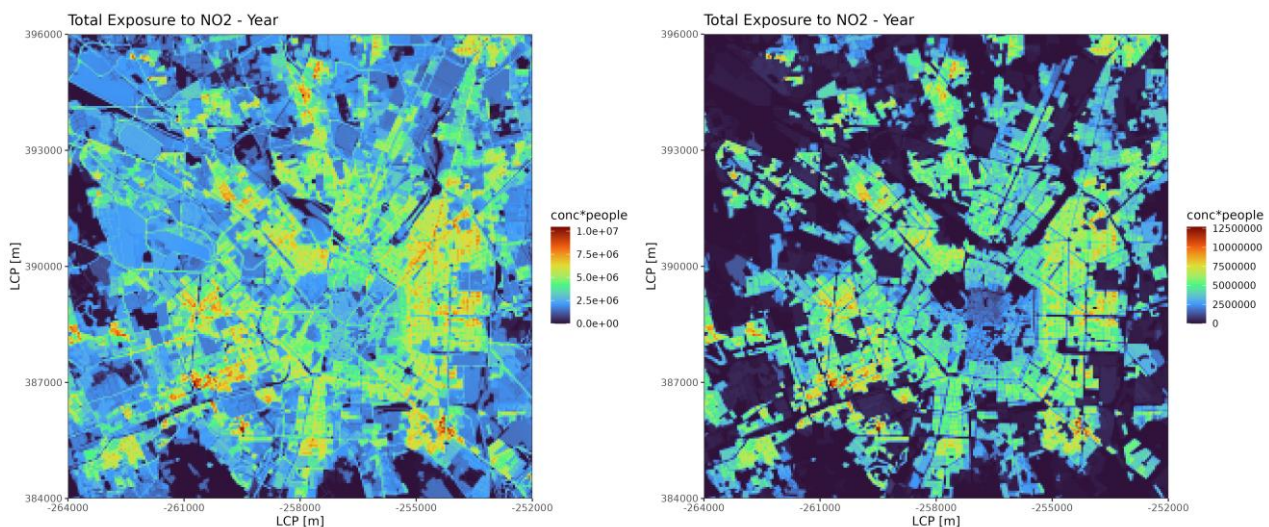


Figura 4.1 – Esposizione totale dinamica da NO_2 (sinistra) e statica (destra) per la frazione 15-64 della popolazione. I valori riportati in legenda si riferiscono alla singola cella del dominio mostrato in figura.

Dalla mappa è evidente come la stima dinamica estende l'area di esposizione oltre alle strutture abitative, rendendo più realistica la stima dell'esposizione. Di contro il massimo valore di esposizione per cella si registra nel caso statico, dovuto al maggior tempo di esposizione del medesimo luogo. La mappa dell'esposizione dinamica può essere suddivisa tra i vari microambienti in cui si verifica l'esposizione grazie al modello UNDYNE. Figura 4.2 mostra questa divisione dell'esposizione tra i vari microambienti. La somma dei quattro contributi va a comporre la mappa di Figura 4.1. Nella mappa "altro" la maggior parte dell'esposizione viene stimata nelle aree dove si svolgono attività di svago, quali parchi e centri sportivi. Per quanto riguarda l'esposizione nel microambiente lavoro è evidente il reticolo principale della rete stradale cittadina e gli assi ferroviari che attraversano la città di Milano con le rispettive stazioni principali.

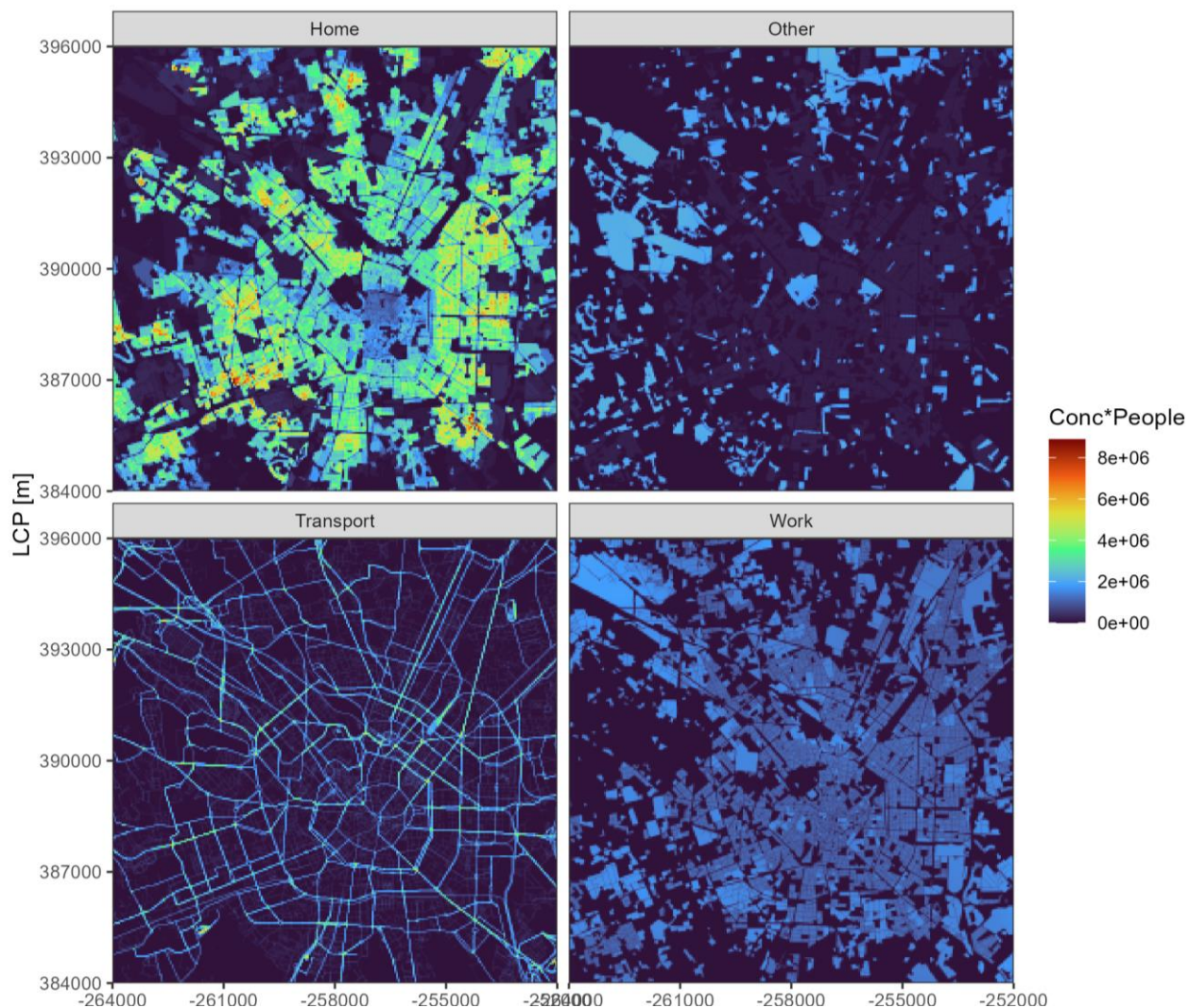


Figura 4.2 – Suddivisione dell'esposizione dinamica a NO₂ tra i vari microambienti. In senso orario: casa, altro, lavoro e trasporto.

Oltre alle mappe di esposizione, possiamo anche confrontare il totale dell'esposizione all'interno del dominio di calcolo, sommando il valore di $E_{i,j}$ per tutte le celle. Il confronto è presentato in Figura 4.3 per NO₂, sempre per la componente attiva della popolazione. I due grafici a barre riportano anche il contributo dello specifico microambiente all'esposizione totale, sia in termini assoluti (A) che in termini relativi (B).

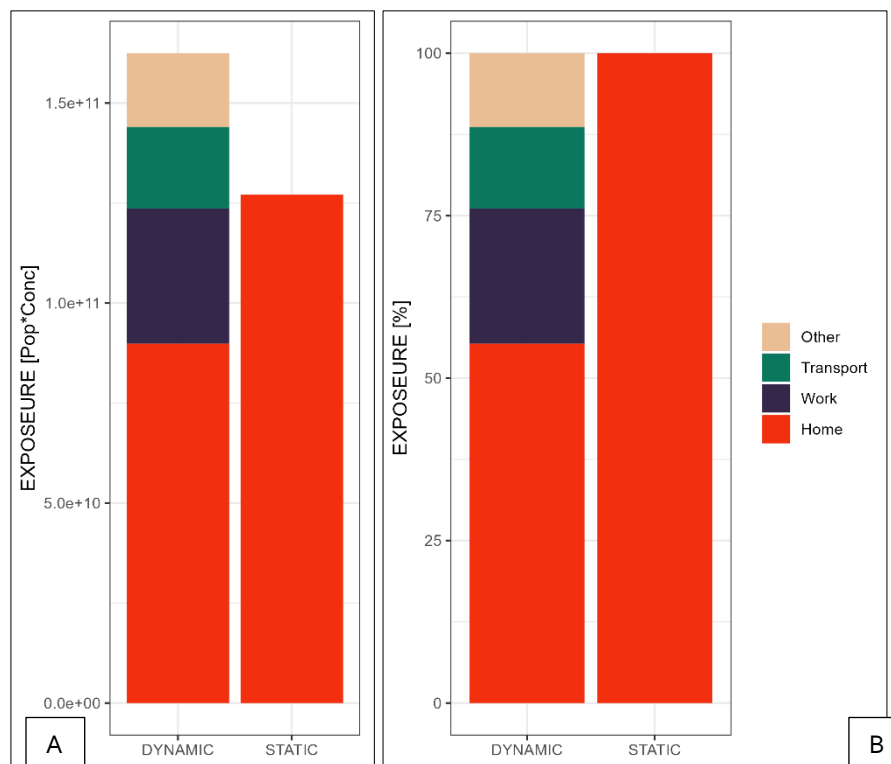


Figura 4.3 – Confronto tra il totale di dominio dell'esposizione dinamica e statica a NO₂ con i relativi contributi per microambiente. A): esposizione totale. B): composizione % dell'esposizione totale per microambiente.

Dal pannello A è evidente come la stima dinamica porti ad una esposizione stimata superiore rispetto alla simulazione statica di circa il 30%. Per quanto riguarda il contributo dei vari microambienti (pannello B), nel caso dinamico la maggior esposizione è stimata per l'ambiente "casa" (55%), seguito da "lavoro" (21%) e in circa in egual misura da "trasporto" e "altro" per il restante 24%. Da tenere conto nel confronto tra esposizione totale dinamica e statica è anche il contributo dei pendolari che non sono presenti nel caso statico.

A contribuire alla maggiore esposizione totale stimata nel caso dinamico non è solamente la quota di popolazione, ma analizzando la PWE è possibile notare anche come la concentrazione stimata a cui sono esposti i cittadini nell'applicazione dinamica sia superiore. In particolare, il box plot di Figura 4.4 mostra il confronto tra la PWE nei due approcci.

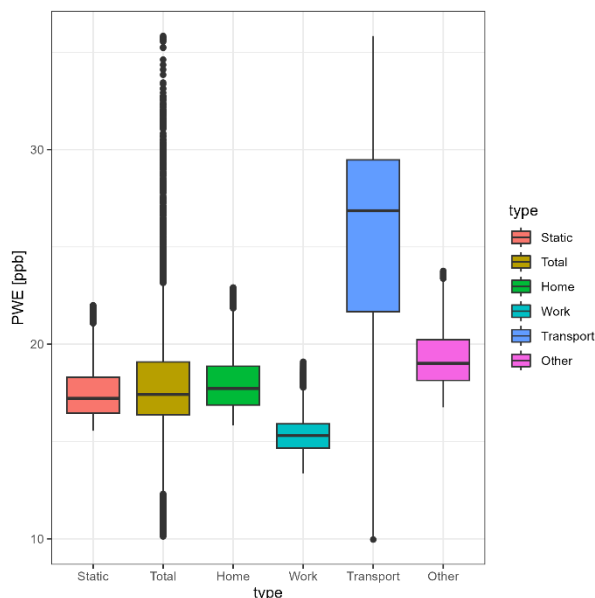


Figura 4.4 – Box plot della PWE nel caso statico e dinamico per l'esposizione a NO₂. Il caso dinamico è diviso anche per microambiente.

Dal grafico si può notare come la mediana di PWE risulti simile in entrambi i casi (16,8 ppb statico e 17,3 ppb dinamico), ma nel caso dinamico la variabilità del dato di esposizione porta ad una maggiore esposizione media (14,3 ppb statico e 17,1 ppb dinamico). Inoltre, è possibile notare come il microambiente "trasporto" presenti la mediana della concentrazione pesata maggiore, a causa di una maggiore concentrazione in prossimità delle strade simulate con il modulo LPiG e anche per il maggior coefficiente di infiltrazione, in particolare della modalità "a piedi" e "bicicletta" (fattore di infiltrazione uguale a 1) e anche di "auto" e "bus" (fattore di infiltrazione pari a 0,9 per NO₂). Sempre a causa del maggior valore del fattore di infiltrazione (1 in estate e 0,8 in inverno), il secondo microambiente per esposizione stimato è "altro".

Le medesime analisi si possono effettuare anche per il PM_{2.5}, l'inquinante di maggiore interesse negli studi di impatto sulla salute della qualità dell'aria. In questo caso il metodo dinamico stima un 35,4% in più di esposizione totale rispetto al metodo statico (Figura 4.5 A). Il contributo del microambiente casa diminuisce leggermente il proprio contributo (52%) mentre i contributi di lavoro e trasporto rimangono stabili (Figura 4.5 B). Aumenta invece il ruolo del microambiente altro (15%).

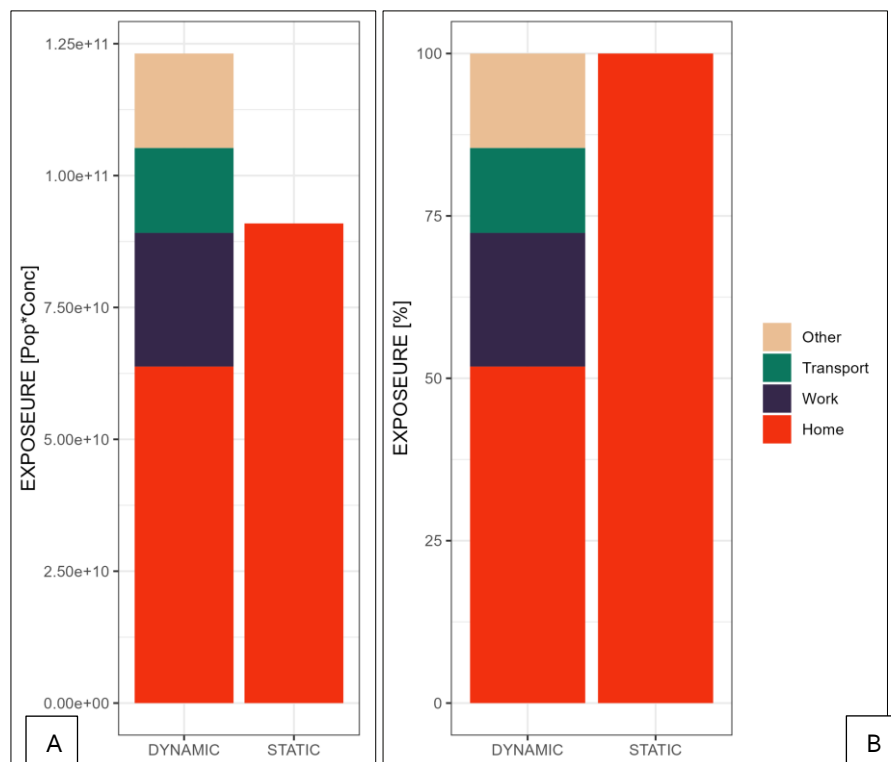


Figura 4.5 – Confronto tra il totale di dominio di esposizione dinamica e statica al PM2.5 con i relativi contributi per microambiente. A): esposizione totale. B): composizione % dell'esposizione totale per microambiente.

Analogamente al caso del biossido d'azoto, anche per il PM2.5 è possibile analizzare la PWE per il caso statico e dinamico, unitamente ai vari microambienti del caso dinamico (Figura 4.6). Anche in questo caso la PWE stimata con il metodo dinamico risulta leggermente superiore. Rimane valido il discorso per i microambienti "trasporto" e "altro", per "altro" la differenza con gli altri microambienti risulta superiore in quanto i fattori di infiltrazione per il PM2.5 per "casa" e "lavoro" stimati sono inferiori mentre rimangono inalterati per "altro". Diminuisce anche il fattore di infiltrazione per la modalità di trasporto "auto", motivo della diversa distribuzione dell'esposizione per il microambiente "trasporto".

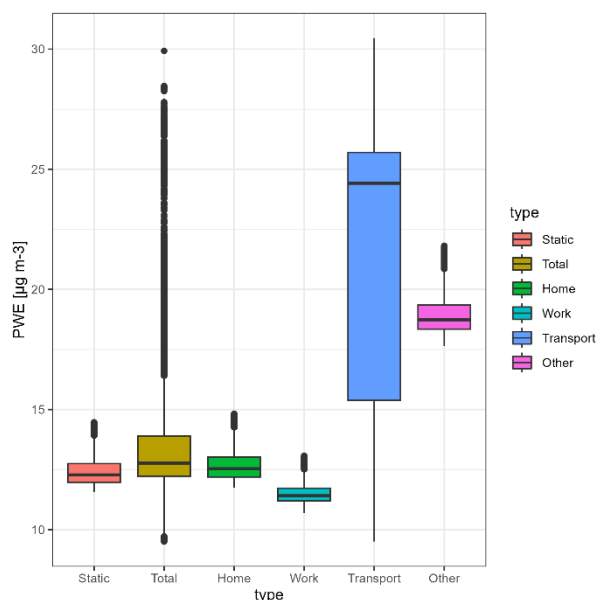


Figura 4.6 – Box plot della PWE nel caso statico e dinamico per l'esposizione a PM_{2.5}. Il caso dinamico è diviso anche per microambiente.

4.3.2 Scenario Zero Emission Zone 2030

Oltre che in termini di concentrazione ed emissioni, uno scenario di mobilità si può valutare anche in termini di esposizione dei cittadini. In questo paragrafo si propone un confronto tra l'esposizione dinamica nel caso base e nello scenario ZEZ₃₀¹² presentato nel capitolo 3.1.2.

In Figura 4.7 si mostra il confronto tra l'esposizione totale a NO₂ (A) e PM_{2.5} (B) suddivisa per microambiente nel caso base e nello scenario. Le riduzioni percentuali per entrambi i casi sono del 56% per NO₂ e 35% per il PM_{2.5}. A livello del contributo relativo del singolo microambiente all'esposizione totale non si registrano cambiamenti significativi. Per NO₂, il ruolo relativo dell'esposizione in ambito domestico rispetto all'esposizione totale cresce del 1% circa, compensato da una leggera diminuzione del contributo dei microambienti "lavoro" e "altro". Per il PM_{2.5} le differenze tra i contributi dei microambienti sono inferiori allo 0,2%.

¹² Dato che per il calcolo dinamico dell'esposizione si utilizzano i risultati ad alta risoluzione calcolati con LPiG, il confronto dell'esposizione dinamica si basa sulle simulazioni BAS₁₇ e ZEZ₃₀, per le quali sono disponibili anche i risultati ad alta risoluzione di LPiG.

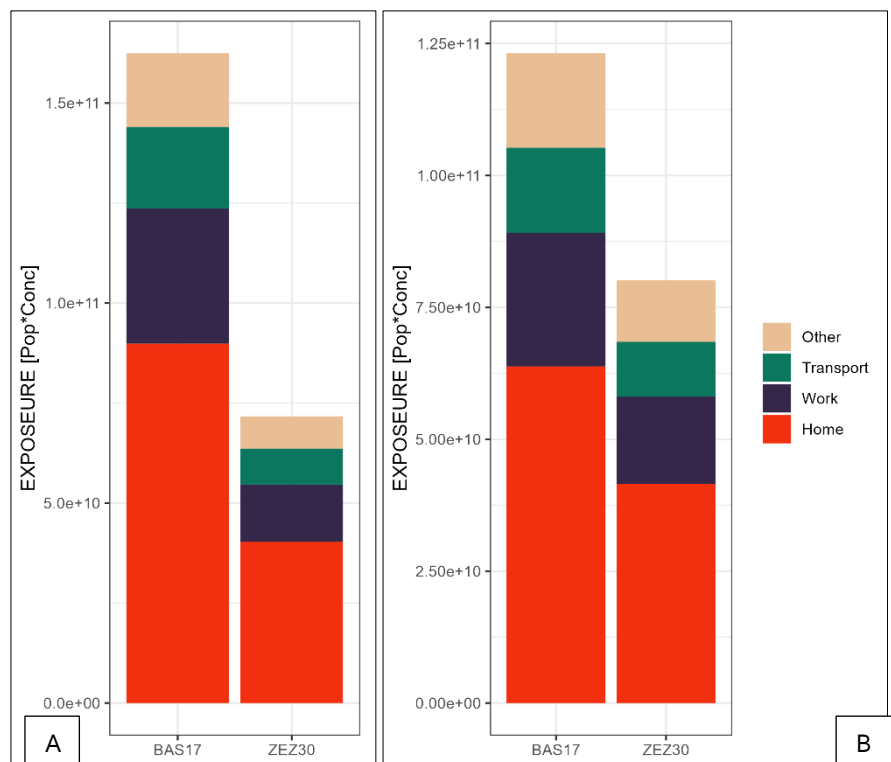


Figura 4.7 – Confronto tra il totale di esposizione statica a NO₂ (A) e PM_{2.5} (B) con i relativi contributi per microambiente.

Analizzando i dati di PWE si può notare come con il nuovo scenario la concentrazione a cui sono esposti i cittadini migliori significativamente. In Figura 4.8 sono mostrati i confronti tra caso base e scenario tramite dei particolari *scatterplot* chiamati *hexplot*. Ogni esagono rappresenta la numerosità di osservazioni che ricadono all'interno della sua area, in questo modo si può visualizzare in modo ordinato una grande quantità di dati. In caso di riduzioni nulle le osservazioni sarebbero disposte lungo la bisettrice (linea nera continua), mentre se si trovano al di sotto della bisettrice significa che si è registrata una diminuzione della PWE. Con la linea nera tratteggiata sono invece riportate le rette 1:2 e 1:0,5, che segnalano un raddoppio od un dimezzamento delle concentrazioni dello scenario rispetto al caso base. In entrambi gli inquinanti gli esagoni si trovano ben al di sotto della bisettrice, per gli NO₂ anche al di sotto della linea 1:0,5. In rosso per entrambi i grafici sono riportati anche i limiti di legge attuali per NO₂ (40 µg m⁻³) e PM_{2.5} (20 µg m⁻³) della direttiva UE. Dal confronto tra i grafici e i limiti di legge si può notare come per il caso base svariati valori di PWE eccedano i limiti di legge attuali, mentre per lo scenario solo un valore di PM_{2.5} è in eccesso rispetto al valore limite.

Come parte dell'*European Green Deal* [62], la Commissione Europea ha proposto una revisione della direttiva UE per la qualità dell'aria per allinearla ai nuovi valori guida dell'Organizzazione Mondiale della Sanità. I nuovi valori proposti come limiti al 2030 dalla direttiva aggiornata sono 20 µg m⁻³ per NO₂ e 10 µg m⁻³ per il PM_{2.5}. Per entrambi gli inquinanti si può notare come per le nuove proposte di legge non si ottiene il rispetto del limite per tutti i valori di esposizione calcolati, nemmeno per lo scenario ZEZ30.

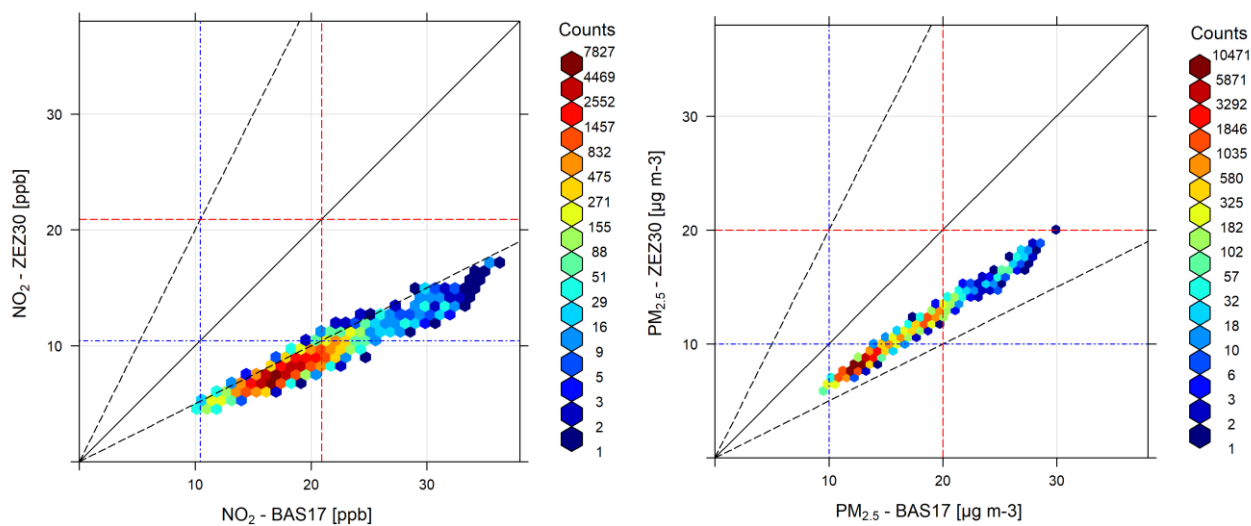


Figura 4.8 – Scatter plot per il confronto tra valori simulati tra lo scenario ZEZ30 (asse y) e BAS17 (asse x) per NO_2 $\text{PM}_{2.5}$. In nero sono riportate le rette 1:1, 1:0,5 e 1:2. In rosso i limiti alla concentrazione media annua della direttiva UE attuale, in blu i limiti della nuova direttiva aggiornata.



5 - CONCLUSIONI

In questo rapporto sono stati presentati i risultati del secondo anno del Piano Triennale di Realizzazione 2022-2024 del filone di attività sulla valutazione degli effetti ambientali di scenari di transizione ecologica della mobilità. In particolare, le attività svolte riguardano sia aspetti di aggiornamento e sviluppo del sistema modellistico, che applicazioni dello stesso a specifici casi studio, come la valutazione degli effetti ambientali sulla qualità dell'aria di scenari di mobilità sostenibile ed elettrica nella città di Milano.

La sezione 2 - ha presentato una gamma di proposte e soluzioni mirate al miglioramento della catena modellistica utilizzata in RSE per la valutazione degli impatti della mobilità sulla qualità dell'aria in ambito urbano.

La prima attività riassume alcuni dei principali risultati ottenuti dal progetto LIFE-REMY, cofinanziato dalla Ricerca di Sistema, che si pone l'obiettivo di ridurre le incertezze di alcuni processi emissivi che impattano sulla capacità dei modelli di qualità dell'aria di supportare la pianificazione del controllo dell'inquinamento atmosferico. I risultati ottenuti riguardo la revisione dei fattori di emissione, gli strumenti di spazializzazione dei dataset emissivi europei e la modellistica dell'aerosol organico verranno introdotti nella catena modellistica in uso. Si sono riportati, nello specifico, i risultati dello sviluppo di una metodologia semplificata per la stima delle emissioni da risospensione stradale. La metodologia proposta si basa sul calcolo di un fattore di emissione unico per il traffico, derivato da una campagna sperimentale che ha interessato 5 punti di prelievo a Milano. I risultati ottenuti e le ipotesi basate su ricerca bibliografica hanno permesso di implementare quindi un metodo di stima delle emissioni da risospensione. L'attività ha portato a risultati, sul dominio di Milano a 1 km di risoluzione, coerenti con quanto proposto da precedenti pubblicazioni RSE. La corretta descrizione di queste emissioni, importante contributo del traffico stradale all'inquinamento urbano, porta a stimare in alcune aree della città un aumento fino al 7% delle concentrazioni di PM₁₀, migliorando le prestazioni del modello. Nella seconda parte del capitolo sono stati presentati i primi passi necessari per simulare in modo autonomo il traffico stradale, attività che verrà completata nel terzo anno del PTR. Per le attività in corso i volumi di traffico utilizzati per stimare le emissioni del trasporto su strada sono stati forniti dall'agenzia del comune di Milano che si occupa degli studi di mobilità. Per ottenere una maggiore autonomia sulla definizione e sulla simulazione di scenario di mobilità sostenibile, RSE ha acquistato un modello da traffico (VISUM). In questo anno il lavoro si è concentrato sull'acquisizione delle competenze necessarie al corretto utilizzo del *software* e sul collegamento tra il modello da traffico ed il modello emissivo. Parallelamente a questi aggiornamenti, è iniziata l'attività di modellistica ad alta risoluzione tramite le tecniche di fluidodinamica computazionale (CFD). I modelli CFD rappresentano lo stato dell'arte nella modellistica alla microscala e grazie alla loro precisione nel simulare l'interazione tra il fluido ed ostacoli (quali edifici) sono sempre più utilizzati nella simulazione della dispersione degli inquinanti in ambito urbano. Affinché le caratteristiche del flusso e la concentrazione di inquinanti siano correttamente simulati, i modelli CFD devono essere verificati e validati. I risultati presentati in questo rapporto hanno mostrato che è possibile sfruttare modellistica CFD con modelli RANS per la corretta predizione dei campi di moto in campo aperto e in presenza di edifici isolati in presenza di uno strato limite atmosferico attraverso la simulazione di due casi studio. Nel corso dei prossimi anni di ricerca, l'utilizzo della modellistica CFD sarà un punto fondamentale per procedere verso una ricostruzione sempre più accurata della fenomenologia dispersiva che caratterizza l'area urbana. In particolare, i modelli CFD possono essere anche utilizzati come elemento di *benchmark* per il miglioramento del modello ibrido LPiG.

Nella sezione 3 - si è analizzato uno scenario ipotetico per la città di Milano ed il suo effetto sulle emissioni del settore dei trasporti su strada e sulle concentrazioni di inquinanti atmosferici. Lo scenario implementa una *Zero Emission Zone* (ZEZ), un intervento di mobilità a medio termine (2030) previsto del Piano Aria e Clima del comune di Milano. Per simulare in modo corretto



l'effetto di una misura per la riduzione delle emissioni previsto per il futuro è necessario simulare anche la situazione emissiva prevista per l'anno di interesse. Di conseguenza, per valutare lo scenario sono state svolte due simulazioni: il caso base 2030 e lo scenario ZEZ. I due scenari condividono il contesto emissivo ad eccezione del centro cittadino, dove è stata implementata la ZEZ in sostituzione della *Low Emission Zone* AREA C. Le due simulazioni sono state implementate grazie alla catena modellistica alla scala urbana, sviluppata nel corso degli ultimi anni da RSE, e confrontate con il caso base al fine di avere delle stime delle percentuali di riduzione degli inquinanti atmosferici. Per la simulazione dello scenario base 2030 sono state applicate all'Italia ed ai paesi europei confinanti le riduzioni delle emissioni previste dalla direttiva europea *National Emission reduction Commitments*, calcolate grazie ai dati del progetto GAINS-Europe. Le emissioni da traffico nella città di Milano sono invece state calcolate utilizzando la proiezione del parco circolante della città al 2030. La *Zero Emission Zone* comporta la trasformazione in elettrico dei veicoli circolanti nel centro cittadino. La riduzione media delle emissioni da traffico in Milano rispetto al valore del 2017 stimata per il caso base 2030 è del 84% per gli NOx e del 28% per il PM_{2.5}. Vista la grande riduzione delle emissioni introdotta dall'aggiornamento del parco circolante, la riduzione aggiuntiva dovuta alla ZEZ rispetto alle emissioni totali del traffico di Milano al 2030 è ridotta, del 2,2% per i NOx e del 0,9% per il PM_{2.5}. Nonostante ciò, la riduzione locale in AREA C è molto più elevata, fino ad un massimo del 45% per il PM e la rimozione totale per i NOx nelle celle del modello interamente contenute in AREA C. Analogamente alle emissioni, anche per le concentrazioni la riduzione stimata per lo scenario ZEZ migliora solo in modo marginale e localizzato le concentrazioni rispetto al caso base 2030, mentre l'evoluzione delle emissioni al 2030 prevista nella direttiva NEC porta a riduzione di concentrazioni stimate importanti (~ 54% per NO₂ e 35% per PM_{2.5}). Dai risultati si evince come per ottenere forti riduzioni di concentrazione sia più efficace operare su scale spaziali maggiori anche con obiettivi di riduzione delle concentrazioni più contenuti, come da direttiva NEC, rispetto a *policy* molto localizzate. Infine, bisogna ricordare che determinate politiche di mobilità possono avere impatti positivi anche su altri aspetti del sistema urbano che dovrebbero essere analizzate per ottenere una visione di insieme su tutti i possibili benefit della *policy*.

Nella sezione 4 - è stato infine presentato uno studio per la valutazione dell'esposizione dinamica dei cittadini agli inquinanti atmosferici tramite il modello UNDYNE (*Urban Dynamic Exposure model*). Il modello, applicato in coda alla catena modellistica ibrida, permette un incremento della precisione nella stima dell'esposizione rispetto alla metodologia basata sull'esposizione statica usata fino ad ora. In particolare, il modello stima in modo aggregato gli spostamenti della popolazione urbana durante il giorno, in modo di differenziare la concentrazione a cui è esposta a seconda del microambiente in cui si trova in una determinata ora e della modalità di trasporto utilizzata. Il modello UNDYNE è applicato sia al caso base 2017 per calcolare la differenza esposizione stimata nell'approccio statico e dinamico, sia allo scenario ZEZ introdotto nella sezione precedente per stimare i benefit della riduzione delle concentrazioni. Per il caso base 2017, la stima statica dell'esposizione risulta inferiore al calcolo dinamico del 30% per NO₂ e del 34% per PM_{2.5}. Anche la concentrazione media a cui sono esposti i residenti e pendolari dell'area di Milano incrementa leggermente quando si considera l'approccio dinamico. I risultati dell'applicazione del modello evidenziano come, con il miglioramento della risoluzione introdotta dal modello ibrido, il classico approccio statico risulta essere limitante. L'approccio statico rimane comunque di fondamentale importanza per stimare l'esposizione per scale maggiori, ad esempio alle risoluzioni di 1km e 4km, alle quali i vantaggi dell'esposizione dinamica vengono meno. Infine, il confronto tra l'esposizione stimata nello scenario ZEZ e il caso base conferma la forte riduzione degli impatti delle emissioni ridotte stimate per il 2030. La riduzione attesa è del 56% per NO₂ e 35% per il PM_{2.5}.



6 - BIBLIOGRAFIA

- [1] EEA, «Europe's air quality status 2023 - European Environment Agency», 2023. Consultato: 17 maggio 2023. [Online]. Disponibile su: <https://www.eea.europa.eu/publications/europes-air-quality-status-2023>
- [2] EEA, «Air quality in Europe 2022. Report no. 05/2022. European Environmental Agency», 2022, Consultato: 17 maggio 2023. [Online]. Disponibile su: <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2022/air-quality-in-europe-2022>
- [3] N. Pepe *et al.*, «Enhanced CAMx source apportionment analysis at an urban receptor in Milan based on source categories and emission regions», *Atmospheric Environment: X*, vol. 2, p. 100020, apr. 2019, doi: 10.1016/j.aea0a.2019.100020.
- [4] F. Karagulian *et al.*, «Contributions to cities' ambient particulate matter (PM): A systematic review of local source contributions at global level», *Atmospheric Environment*, vol. 120, pp. 475–483, nov. 2015, doi: 10.1016/J.ATMOENV.2015.08.087.
- [5] V. Agresti, E. De Angelis, e A. Piccoli, «Modellistica integrata per l'analisi della mobilità e la qualità dell'aria a scala urbana», *Ricerca di Sistema, RSE*, n. 21010642, Milano, 2021.
- [6] V. Agresti, N. Luciano, E. De Angelis, e A. Piccoli, «Modellistica di qualità dell'aria alla scala urbana e valutazione di scenari di mobilità», *Ricerca di Sistema, RSE*, n. 22014028, Milano, 2022.
- [7] A. Piccoli, V. Agresti, M. Bedogni, G. Lonati, e G. Pirovano, «A bottom-up modelling chain to evaluate the impact of urban road transport policies on air quality and human health.», *submitted to Urban Climate - in review*. Preprint Available at SSRN: <https://ssrn.com/abstract=4571519> or <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4571519>, 2024.
- [8] N. Pepe, G. Pirovano, A. Amicarelli, A. Balzarini, A. M. Toppetti, e G. M. Riva, «Diffusione dei veicoli elettrici: scenari emissivi e valutazione della qualità dell'aria a scala urbana», *Ricerca di Sistema, RSE*, n. 17001870, Milano, 2017.
- [9] V. Agresti, A. Balzarini, e P. Giani, «Valutazione multiscala dell'impatto sulla qualità dell'aria di scenari evolutivi della mobilità», *Ricerca di Sistema, RSE*, n. 18007729, Milano, 2018.
- [10] S. Khomenko *et al.*, «Premature mortality due to air pollution in European cities: a health impact assessment», *The Lancet Planetary Health*, vol. 5, fasc. 3, pp. e121–e134, mar. 2021, doi: 10.1016/S2542-5196(20)30272-2.
- [11] European Environment Agency., «Air quality in Europe: 2020 report», Publications Office, LU, 2020. Consultato: 26 gennaio 2024. [Online]. Disponibile su: <https://data.europa.eu/doi/10.2800/786656>
- [12] A. Meroni *et al.*, «Investigating the role of chemical and physical processes on organic aerosol modelling with CAMx in the Po Valley during a winter episode», *Atmospheric Environment*, vol. 171, pp. 126–142, 2017, doi: 10.1016/j.atmosenv.2017.10.004.
- [13] D. Pernigotti, E. Georgieva, P. Thunis, e B. Bessagnet, «Impact of meteorology on air quality modeling over the Po valley in northern Italy», *Atmospheric Environment*, vol. 51, pp. 303–310, mag. 2012, doi: 10.1016/J.ATMOENV.2011.12.059.
- [14] M. O. P. Ramacher e M. Karl, «Integrating Modes of Transport in a Dynamic Modelling Approach to Evaluate Population Exposure to Ambient NO₂ and PM_{2.5} Pollution in Urban Areas», *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 17, fasc. 6, Art. fasc. 6, gen. 2020, doi: 10.3390/ijerph17062099.
- [15] V. Agresti, A. Amicarelli, A. Balzarini, A. M. Toppetti, A. Piccoli, e B. Basla, «Sviluppo del sistema modellistico di qualità dell'aria e primo aggiornamento del caso base di riferimento a scala nazionale», *Ricerca di Sistema, RSE*, n. 19012988, Milano, 2019.
- [16] S. Caserini, P. Giani, C. Cacciamani, S. Ozgen, e G. Lonati, «Influence of climate change on the frequency of daytime temperature inversions and stagnation events in the Po Valley: historical trend and future projections», *Atmospheric Research*, vol. 184, pp. 15–23, feb. 2017, doi: 10.1016/j.atmosres.2016.09.018.
- [17] V. Agresti, A. Amicarelli, G. Pirovano, A. Toppetti, e A. Piccoli, «Urban scale air quality assessment with a harmonized multi-scale model», *20th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, HARMO 2020*, 2020.
- [18] H. Denier van der Gon, J. Hulskotte, M. Jozwicka, R. Kranenburg, J. Kuenen, e A. Visschedijk, «Chapter 5 - European Emission Inventories and Projections for Road Transport Non-Exhaust Emissions: Analysis of



- Consistency and Gaps in Emission Inventories From EU Member States», in *Non-Exhaust Emissions*, F. Amato, A. C. di, Academic Press, 2018, pp. 101–121. doi: 10.1016/B978-0-12-811770-5.00005-4.
- [19] Agresti, Valentina, Riccio, Angelo, e Lino, Santo, «La qualità dell'aria nella città di Napoli e l'impatto del traffico stradale e marittimo, analisi preliminare», *Ricerca di Sistema*, RSE, n. 23013101, Milano, 2023.
- [20] A. Font e G. W. Fuller, «Did policies to abate atmospheric emissions from traffic have a positive effect in London?», *Environmental Pollution*, vol. 218, pp. 463–474, nov. 2016, doi: 10.1016/j.envpol.2016.07.026.
- [21] F. Amato *et al.*, «Trends of road dust emissions contributions on ambient air particulate levels at rural, urban and industrial sites in southern Spain», *Atmospheric Chemistry and Physics*, vol. 14, fasc. 7, pp. 3533–3544, apr. 2014, doi: 10.5194/acp-14-3533-2014.
- [22] F. Amato, M. Bedogni, E. Padoan, X. Querol, M. Ealo, e I. Rivas, «Characterization of Road Dust Emissions in Milan: Impact of Vehicle Fleet Speed», *Aerosol Air Qual. Res.*, vol. 17, fasc. 10, pp. 2438–2449, 2017, doi: 10.4209/aaqr.2017.01.0017.
- [23] F. Amato *et al.*, «Emission factors from road dust resuspension in a Mediterranean freeway», *Atmospheric Environment*, vol. 61, pp. 580–587, dic. 2012, doi: 10.1016/j.atmosenv.2012.07.065.
- [24] E. Padoan, F. Ajmone-Marsan, X. Querol, e F. Amato, «An empirical model to predict road dust emissions based on pavement and traffic characteristics», *Environmental Pollution*, vol. 237, pp. 713–720, giu. 2018, doi: 10.1016/j.envpol.2017.10.115.
- [25] National Center for Atmospheric Research (NCAR) - Mesoscale & Microscale Meteorology Division, «Weather Research & Forecast (WRF) ARW Version 3, Modeling System User's Guide», Boulder (CO), 2015. [Online]. Disponibile su: <http://www2.mmm.ucar.edu/wrf/users/>
- [26] LMD (CNRS) e LISA (CNRS), «CHIMERE Chemistry-transport model v2020r3 - documentation», 2021. Consultato: 20 maggio 2024. [Online]. Disponibile su: https://www.lmd.polytechnique.fr/chimere/docs/CHIMEREdoc_v2020r3.pdf
- [27] G. Yarwood, J. Jung, G. Z. Whitten, G. Heo, J. Mellberg, e M. Estes, «UPDATES TO THE CARBON BOND MECHANISM FOR VERSION 6 (CB6)», 2010.
- [28] A. Nenes, S. N. Pandis, e C. Pilinis, «ISORROPIA: A New Thermodynamic Equilibrium Model for Multiphase Multicomponent Inorganic Aerosols», *Aquatic Geochemistry*, vol. 4, fasc. 1, pp. 123–152, mar. 1998, doi: 10.1023/A:1009604003981.
- [29] F. Couvidat e K. Sartelet, «The Secondary Organic Aerosol Processor (SOAP v1.0) model: a unified model with different ranges of complexity based on the molecular surrogate approach», *Geoscientific Model Development*, vol. 8, fasc. 4, pp. 1111–1138, apr. 2015, doi: 10.5194/gmd-8-1111-2015.
- [30] V. Agresti, A. Amicarelli, G. Pirovano, A. Toppetti, e A. Piccoli, «Urban scale air quality assessment with a harmonized multi-scale model», *20th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, HARMO 2020*, 2020.
- [31] M. G. McNally, «The four step model», in *Handbook of Transport Modelling*, Institute of Transportation Studies, University of California, Irvine, 2007.
- [32] E. W. Dijkstra, «A note on two problems in connexion with graphs», *Numerische Mathematik*, vol. 1, fasc. 1, pp. 269–271, dic. 1959, doi: 10.1007/BF01386390.
- [33] M. Guevara, C. Tena, M. Porquet, O. Jorba, e C. Pérez García-Pando, «HERMESv3, a stand-alone multi-scale atmospheric emission modelling framework-Part 2: The bottom-up module», *Geoscientific Model Development*, vol. 13, fasc. 3, pp. 873–903, mar. 2020, doi: 10.5194/GMD-13-873-2020.
- [34] I. Orlanski, «A rational subdivision of scales for atmospheric processes», *Bulletin of the American Meteorological Society*, vol. 56, pp. 527–530, 1975.
- [35] S. Herring e P. Huq, «A Review of Methodology for Evaluating the Performance of Atmospheric Transport and Dispersion Models and Suggested Protocol for Providing More Informative Results», *Fluids*, vol. 3, fasc. 1, p. 20, mar. 2018, doi: 10.3390/fluids3010020.
- [36] M. Pantusheva, R. Mitkov, P. O. Hristov, e D. Petrova-Antonova, «Air Pollution Dispersion Modelling in Urban Environment Using CFD: A Systematic Review», *Atmosphere*, vol. 13, fasc. 10, p. 1640, ott. 2022, doi: 10.3390/atmos13101640.
- [37] R. Longo, M. Ferrarotti, C. G. Sánchez, M. Derudi, e A. Parente, «Advanced turbulence models and boundary conditions for flows around different configurations of ground-mounted buildings», *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, vol. 167, pp. 160–182, ago. 2017, doi: 10.1016/j.jweia.2017.04.015.



- [38] D. M. Hargreaves e N. G. Wright, «On the use of the k– model in commercial CFD software to model the neutral atmospheric boundary layer», *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, vol. 95, fasc. 5, pp. 355–369, mag. 2007, doi: 10.1016/j.jweia.2006.08.002.
- [39] «Environmental Wind Tunnel Laboratory, Meteorological Institute of Hamburg University». [Online]. Disponibile su: <https://www.mi.uni-hamburg.de/en/arbeitsgruppen/windkanallabor/data-sets.html>
- [40] OpenCFD Ltd, «OpenFOAM v.2212». OpenCFD Ltd. [Online]. Disponibile su: <https://www.openfoam.com/>
- [41] ANSYS, Inc., «ANSYS Meshing v.16.0». ANSYS, Inc.
- [42] N. Reiminger, J. Vazquez, N. Blond, M. Dufresne, e J. Wertel, «CFD evaluation of mean pollutant concentration variations in step-down street canyons», *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, vol. 196, p. 104032, gen. 2020, doi: 10.1016/j.jweia.2019.104032.
- [43] Y. Yang, M. Gu, S. Chen, e X. Jin, «New inflow boundary conditions for modelling the neutral equilibrium atmospheric boundary layer in computational wind engineering», *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, vol. 97, fasc. 2, pp. 88–95, feb. 2009, doi: 10.1016/j.jweia.2008.12.001.
- [44] P. J. Richards e R. P. Hoxey, «Appropriate boundary conditions for computational wind engineering models using the k-ε turbulence model», *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, vol. 46–47, pp. 145–153, ago. 1993, doi: 10.1016/0167-6105(93)90124-7.
- [45] Y. Tominaga *et al.*, «AIJ guidelines for practical applications of CFD to pedestrian wind environment around buildings», *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, vol. 96, fasc. 10–11, pp. 1749–1761, ott. 2008, doi: 10.1016/j.jweia.2008.02.058.
- [46] Kitware Inc., «Paraview 5.10.0». [Online]. Disponibile su: <https://www.paraview.org/license/>
- [47] ANSYS, Inc., «Design Modeler, v.16.0». ANSYS, Inc.
- [48] Comune di Milano, *Piano aria Clima delibera di Consiglio Comunale n. 79 21.12.2020*. 2020.
- [49] M. Amann *et al.*, «Cost-effective control of air quality and greenhouse gases in Europe: Modeling and policy applications», *Environmental Modelling & Software*, vol. 26, fasc. 12, pp. 1489–1501, dic. 2011, doi: 10.1016/j.envsoft.2011.07.012.
- [50] European Commission, *REPORT FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE COUNCIL, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS THE SECOND CLEAN AIR OUTLOOK*. 2021. Consultato: 25 gennaio 2024. [Online]. Disponibile su: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM%3A2021%3A3%3AFIN&qid=1610102302817>
- [51] EP CONSIL, *Directive (EU) 2016/2284 of the European Parliament and of the Council of 14 December 2016 on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants, amending Directive 2003/35/EC and repealing Directive 2001/81/EC (Text with EEA relevance)*, vol. 344. 2016. Consultato: 25 gennaio 2024. [Online]. Disponibile su: <http://data.europa.eu/eli/dir/2016/2284/oj/eng>
- [52] EMEP/EEA, «EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016: Technical guidance to prepare national emission inventories.», European Environment Agency, 2016.
- [53] ISPRA, «Italian Emission Inventory 1990-2018. Informative Inventory Report 2020», Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, 2020.
- [54] ARPA Lombardia, «Inemar». Consultato: 17 maggio 2023. [Online]. Disponibile su: <https://www.inemar.eu/xwiki/bin/view/Inemar/HomeLombardia>
- [55] M. Guevara, C. Tena, M. Porquet, O. Jorba, e C. Pérez García-Pando, «HERMESv3, a stand-alone multi-scale atmospheric emission modelling framework-Part 1: Global and regional module», *Geoscientific Model Development*, vol. 12, fasc. 5, pp. 1885–1907, mag. 2019, doi: 10.5194/gmd-12-1885-2019.
- [56] UNC, «SMOKE v3.5 User's Manual. Available at <http://www.smoke-model.org/index.cfm>». 2013. [Online]. Disponibile su: <http://www.smoke-model.org/index.cfm>
- [57] X. Yu *et al.*, «Quantifying the impact of daily mobility on errors in air pollution exposure estimation using mobile phone location data», *Environment International*, vol. 141, p. 105772, ago. 2020, doi: 10.1016/j.envint.2020.105772.
- [58] E. Yoo, C. Rudra, M. Glasgow, e L. Mu, «Geospatial Estimation of Individual Exposure to Air Pollutants: Moving from Static Monitoring to Activity-Based Dynamic Exposure Assessment», *Annals of the Association of American Geographers*, vol. 105, fasc. 5, pp. 915–926, set. 2015, doi: 10.1080/00045608.2015.1054253.
- [59] Copernicus Land Monitoring Service, «Mapping Guide v6.3 for a European Urban Atlas».
- [60] ASSOLOMBARDA, CGIL, CISL, e UIL, «Il lavoro a Milano Edizione 2021», ASSOLOMBARDA, 2021.



- [61] Settore Statistica Comune di Milano, «Analisi del pendolarismo per studio e per lavoro a Milano».
- [62] EC: Communication from the Commission, *The European Green Deal*. 2019.
- [63] M. O. P. Ramacher, M. Karl, J. Bieser, J.-P. Jalkanen, e L. Johansson, «Urban population exposure to NO_x emissions from local shipping in three Baltic Sea harbour cities – a generic approach», *Atmospheric Chemistry and Physics*, vol. 19, fasc. 14, pp. 9153–9179, lug. 2019, doi: 10.5194/acp-19-9153-2019.

7 - APPENDICE

7.1 Catena modellistica ibrida con metodologia bottom-up per la trattazione delle emissioni del traffico stradale

La figura 7.1 mostra la catena modellistica sviluppata nei periodi di ricerca precedenti che viene applicata nel presente caso studio. La peculiarità della catena modellistica è il calcolo delle emissioni del settore traffico stradale direttamente a partire dai dati di traffico anziché dagli inventari delle emissioni, garantendo una maggiore accuratezza. Questo è valido sia per il settore del trasporto privato che pubblico. Un'altra caratteristica del sistema è la possibilità di spazializzare questo tipo di emissioni sia su una griglia regolare che su una rete viaria, il che è necessario quando si utilizza un modello di qualità dell'aria di tipo ibrido (euleriano e lagrangiano).

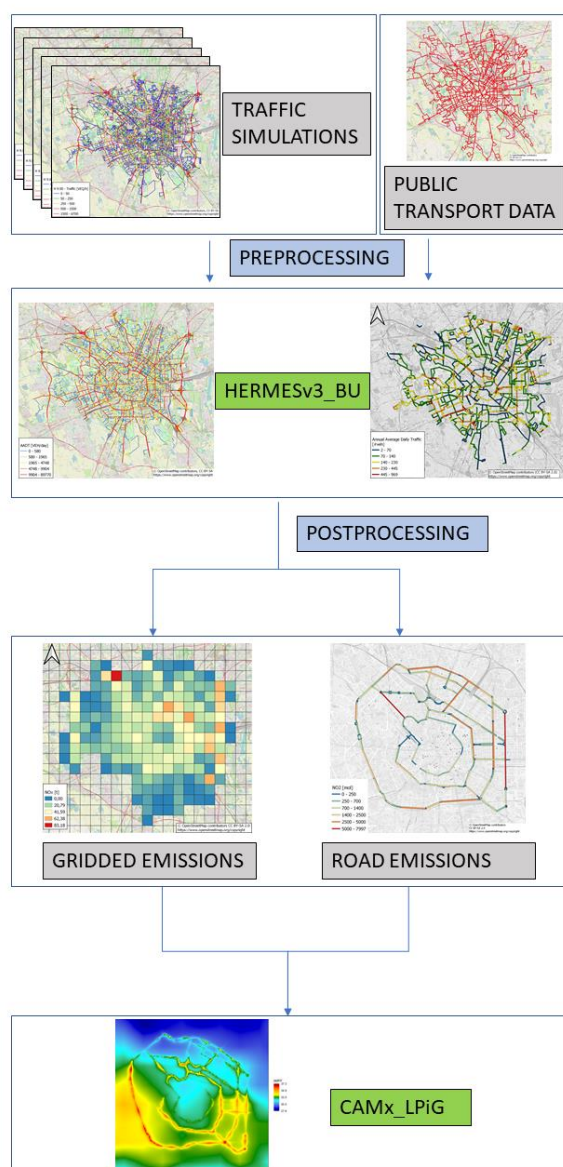


Figura 7.1 – Schema rappresentativo della catena modellistica per il calcolo dei campi di concentrazione a scala urbana con approccio bottom-up.



7.2 – Modulazione dinamica della popolazione nel modello UNDYNE

La caratteristica principale del modello UNDYNE è la distribuzione temporale della popolazione nei vari microambienti creati. Come introdotto nella sezione 4 - per la definizione dei microambienti si utilizzano i dati dell'Urban Atlas e di Open Street Maps, seguendo la proposta di classificazione dei microambienti presente in [14], con alcuni adattamenti specifici per il caso studio Milanese. Per ottenere le mappe dei microambienti, UNDYNE interpola le classi UA sulla griglia del modello di qualità dell'aria per ottenere un *raster* che identifica per ogni cella del modello il microambiente corrispondente. In particolare, la scelta delle classi UA per creare i microambienti UNDYNE è la seguente:

Tabella 7.1 – Corrispondenza calssi Urban Atlas e micro ambienti UNDYNE. La percentuale è riferita alla quota della classe UA selezionata che verrà considerata come microambiente UNDYNE.

UNDYNE	Urban Atlas
Casa	Popolazione
Lavoro	11100 Continouous urban fabric - 70% 12100 Industrial, commercial, public, military, and private units – 100% 13100 Mineral extraction and dump sites – 100% 13300 Construction sites – 100%
Altro	14100 Green Urban Areas – 100% 14200 Sports and Leisure Facilities – 100% 11100 Continouous urban fabric – 10%

Figura 7.2 mostra la distribuzione spaziale nel dominio dei microambienti creati a partire dall'UA. Il valore di ogni cella rappresenta la frazione di area della cella per microambiente analizzato normalizzato all'area totale dello specifico microambiente all'interno del dominio. Ne segue che la somma dei valori delle celle del dominio sia pari ad uno per ogni singolo microambiente. Queste mappe moltiplicate per il totale di popolazione per ogni singolo microambiente permettono la spazializzazione della popolazione sul dominio di calcolo.

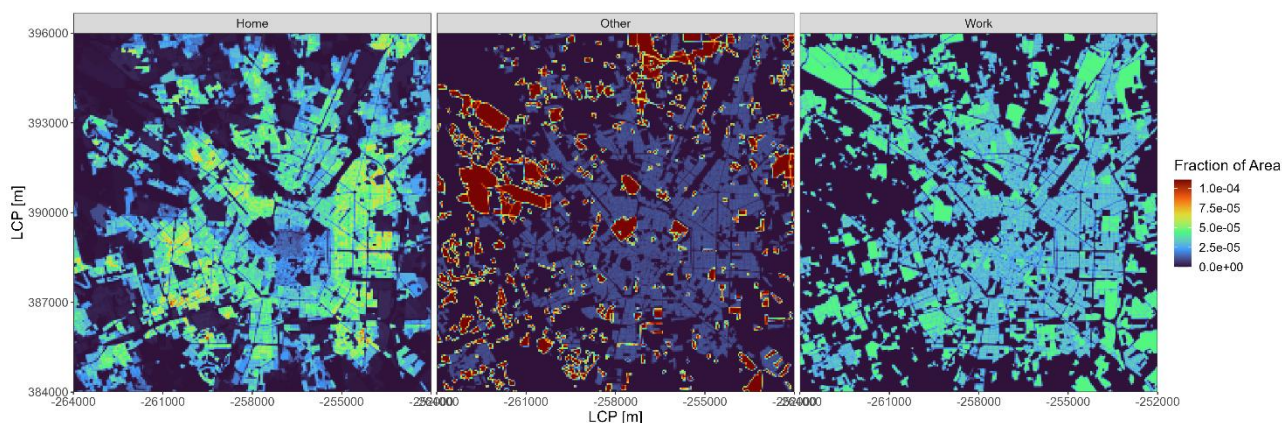


Figura 7.2 – Distribuzione di microambienti nel dominio di calcolo. Il colore rappresenta la frazione dell'area totale del singolo microambiente assegnato alla cella.

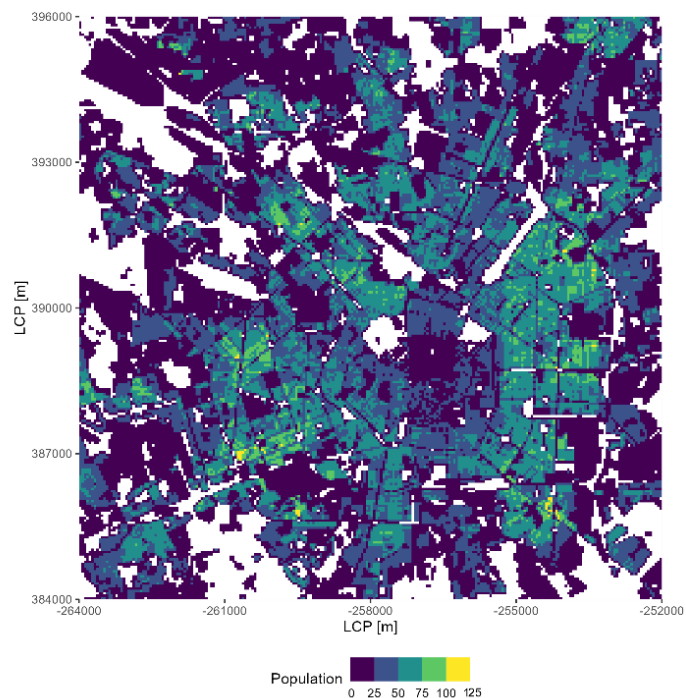


Figura 7.3 – Distribuzione della popolazione per cella del dominio.

Per quanto riguarda il microambiente trasporto, la suddivisione avviene tramite le classi OSM selezionando per ogni modalità di trasporto una categoria di infrastruttura stradale/ferroviaria corrispondente. Per la maggior parte delle modalità di trasporto, alla classe UNDYNE corrisponde una classe OSM (tram, metropolitana, ciclabile, treno e la classe a piedi), per le automobili sono state selezionate tutte le strade di OSM (dalle autostrade alle strade classificate come terziarie), mentre per gli autobus sono incluse solo le strade primarie, secondarie e terziarie. Le varie modalità della componente trasporto sono riportate in Figura 7.4 per ogni cella del dominio.

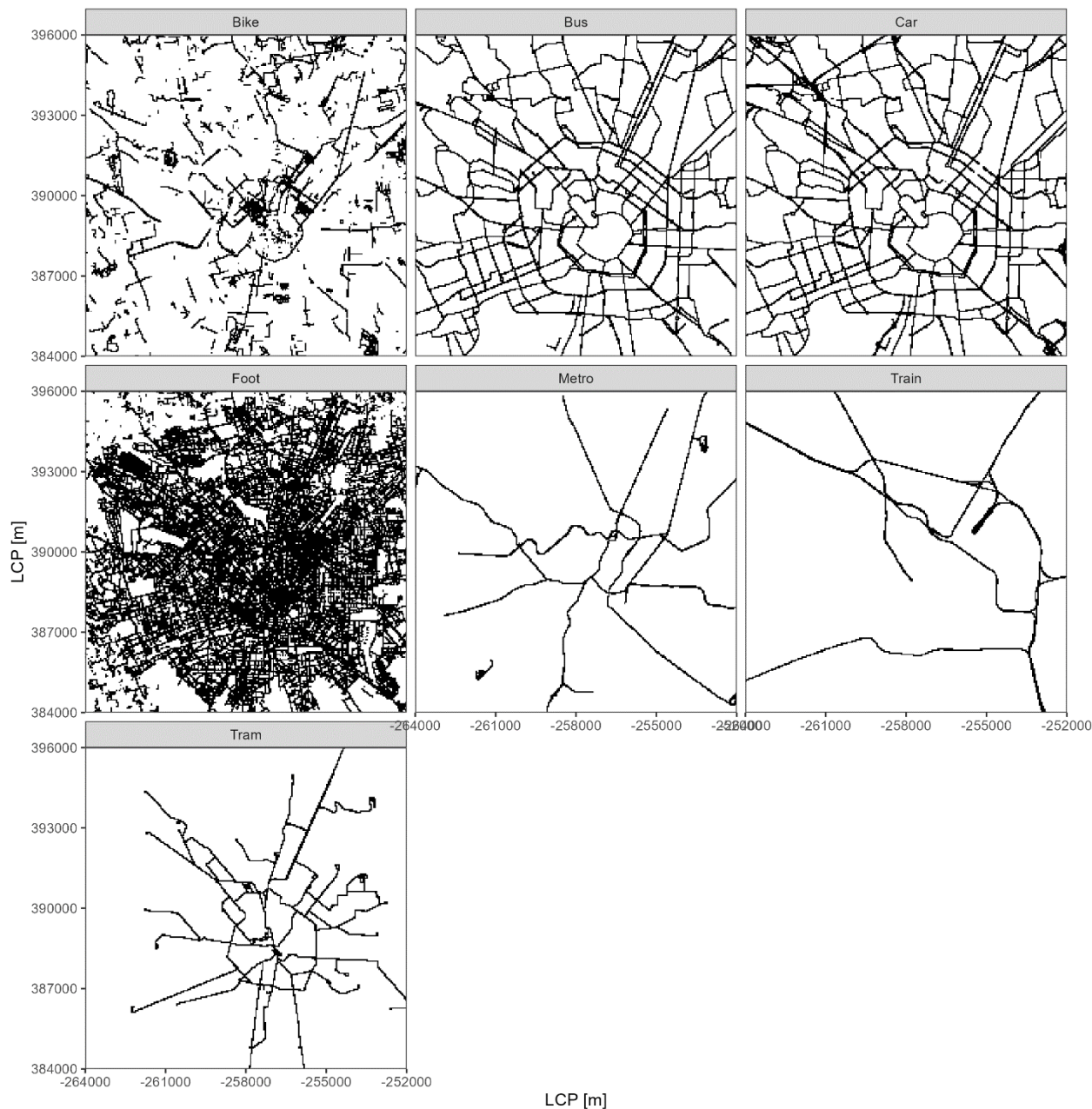


Figura 7.4 – Distribuzione delle varie modalità del microambiente trasporto interpolate sulla griglia di campionamento del modello di qualità dell'aria.

L'*output* di questa prima fase di creazione dei microambienti è quindi una serie di proxy per l'assegnazione spaziale della popolazione ad un determinato microambiente per il dominio del modello di qualità dell'aria.

La seconda fase consiste nella distribuzione temporale della popolazione tra i vari microambienti per le ore di un giorno lavorativo e del *weekend*. In UNDYNE sono presenti dei profili temporali giornalieri per la modulazione temporale della popolazione generici validi per l'Europa presentati in [63] ottenuti come media di più studi di letteratura. Il risultato di questa procedura è quindi un profilo di popolazione totale per ogni ora dei due giorni tipo, incluso anche il contributo dei pendolari come riportato nella sezione 4.2.



Infine, nell'ultimo step di calcolo dell'esposizione si moltiplica la popolazione totale associata allo specifico microambiente ad una certa ora con le mappe di distribuzione dei microambienti calcolati al primo *step* della procedura in modo da ottenere la popolazione nella singola cella, per la specifica ora nel microambiente desiderato.



8 - ACRONIMI

Acronimo	Descrizione
ABL	Atmospheric Boundary Layer
AIJ	Architectural Institute of Japan
AMAT	Agenzia Mobilità Ambiente Territorio
ATM	Azienda Trasporti Milanesi S.p.A.
BAS ₁₇	Caso Base 2017
BAS ₃₀	Caso Base 2030
BU	Bottom Up
CAMx	Comprehensive Air-quality Model with extensions
CB6r5	Revision 5 of the Carbon Bond 6 Mechanism
CFD	Computational Fluid Dynamics
CTM	Chemical Transport Model
DTA	Dynamic Traffic Assignment
EC	Elemental Carbon
EEA	European Environmental Agency
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
EPA	United States Environmental Protection Agency
FSM	Four Step Model
GAINS	Greenhouse Gas - Air Pollution Interactions and Synergies
GNFR	Gridded Nomenclature For Reporting
HERMES	High-Elective Resolution Modelling Emission System
IIASA	International Institute for Applied Systems Analysis
INEMAR	INventario EMissioni ARia
ISGlobal	Barcelona Institute for Global Health
ISPRA	Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
ITA	Dominio a scala nazionale
IVOC	Intermediate Volatile Organic Compounds
LA	Linea di Attività
LEZ	Low Emission Zone
LPiG	Linear Plume in Grid
LWR	Modello di Lighthill, Witham e Richards
MIL	Dominio a scala urbana milanese
NAPCP	National Air Pollution Control Programmes and Projections
NEC	National Emissions reduction Commitments
OC	Organic Carbon
OD	Origine Destinazione
OpenFOAM	Open Field Operation And Manipulation
OSM	Open Street Maps
PAC	Piano Aria Clima
PiG	Plume in Grid
PM	Particulate Matter
PMF	Positive Matrix Factorization
POV	Dominio a scala Pianura Padana
ppbV	Parti per miliardo
PTR	Piano Triennale di Ricerca
PWE	Population Weighted Exposure
RANS	Reynolds-Averaged Navier Stokes
RdS	Ricerca di Sistema
REMY	Reducing Emission Modelling uncertainty



Acronimo	Descrizione
RSE	Ricerca Sistema Energetico
SMOKE	Sparse Matrix Operator Kernel Emissions
SNAP	Selected Nomenclature for sources of Air Pollution
SOAP	SOA chemistry/partitioning module
STA	Static Traffic Assignment
TMA	Time-Microenvironment-Activity
TPL	Trasporto Pubblico Locale
UA	Urban Atlas
UNDYNE	Urban DYNamic Exposure model
UNFCCC-CRF	United Nations Framework Convention on Climate Change - Common Reporting Format
URB	Griglia di sampling a scala urbana
WHO	World Health Organization
WRF	Weather Research and Forecasting
ZEZ	Zero Emission Zone
ZEZ30	Scenario ZEZ al 2030