

ALMA MATER STUDIORUM
UNIVERSITA' DI BOLOGNA

FACOLTA' DI SCIENZE MATEMATICHE FISICHE E NATURALI

Corso di laurea magistrale in SCIENZE PER L'AMBIENTE

**INFLUENZA DI UN ASSETTO URBANISTICO-
ARCHITETTONICO MEDIEVALE SULLE DINAMICHE DEL
PARTICOLATO ATMOSFERICO: GLI STREET-CANYON
BOLOGNESI**

Tesi di laurea in Chimica Ambientale

Relatore

Prof.ssa Laura Tositti

Presentata da

Federico Carotenuto

Correlatore

Dott. Teodoro Georgiadis

III sessione

Anno Accademico 2009-2010

Indice

1. Introduzione	1
2. Evoluzione della Normativa Italiana sulla Qualità dell’Aria	3
3. Cenni di Fisica della Bassa Atmosfera	18
3.1 Introduzione al Planetary Boundary Layer	18
3.2 La Turbolenza	19
3.3 Struttura del PBL	22
3.4 Cenni di Energetica del PBL	24
3.4.1 I Termini del Bilancio Radiativo	26
3.4.2 Radiazione in Onda Corta	27
3.4.3 Radiazione in Onda Lunga	28
3.4.4 Radiazione Netta	29
3.4.5 Variazioni Radiative del PBL	30
3.5 L’Isola di Calore Urbana	32
3.6 L’Urban Boundary Layer e gli Effetti Dovuti alla Rugosità Urbana	33
4. Situazione Climatica Bolognese	37
4.1 Inquadramento dell’Area	37
4.2 Precipitazione Totale	38
4.3 Temperatura Media Giornaliera	39
4.4 Umidità Media Giornaliera	40
4.5 Regime dei Venti	40
4.6 Conclusioni sulla Situazione Climatica Bolognese	42
4.7 Situazione Bioclimatica	43
5. Particolato Atmosferico	51
5.1 Premessa	51
5.2 Origini e “Vita” del Particolato	52
5.3 Il Diametro Equivalente	52
5.3.1 Processi di Alterazione del Diametro	53
5.4 Caratterizzazione Dimensionale del Particolato:	
Distribuzioni di Numero e Volume	55
5.4.1 La Distribuzione Dimensionale in Ambiente Urbano	57
5.5 Sorgenti di Particolato	58
5.5.1 Sorgenti Naturali	59
5.5.2 Sorgenti Antropiche	60

5.6	Composizione Chimica del Particolato Atmosferico	61
5.7	Il Destino del Particolato Atmosferico	62
5.8	Gli Effetti sulla Salute	66
5.9	Gli Effetti del Particolato sul Clima	67
5.9.1	Effetti Diretti	67
5.9.2	Effetti Indiretti	69
5.10	La Situazione del Particolato Bolognese	71
5.10.1	Emissioni Civili	71
5.10.2	Emissioni Dovute al Traffico	72
5.10.3	La Composizione Chimica del Particolato Bolognese	74
5.10.4	L'Impatto del Particolato sulla Salute dei Bolognesi	76
6.	La Storia Urbanistica di Bologna	80
6.1	Bologna Romana: 189 a.C. – III sec. d.C.	80
6.2	Bologna Tardo Antica – Alto Medievale: IV- X sec.	80
6.3	Bologna Medievale: XI – XIV sec.	81
6.4	Bologna Rinascimentale: XV - XVI sec.	82
6.5	Bologna Sei – Settecentesca	82
6.6	Bologna Ottocentesca	83
6.7	Bologna nel Novecento: 1900 – 1939	84
6.8	Bologna nel Novecento: 1940 – 1980	85
6.9	Commento sull'Evoluzione Urbanistica di Bologna	86
7.	Materiali e Metodi	88
7.1	Scelta delle Stazioni	88
7.1.1	Stazione Via Guerrazzi	91
7.1.2	Stazione Strada Maggiore – Portico di Corte Isolani	93
7.1.3	Stazione Piazza Santo Stefano	95
7.1.4	Stazione Giardini Margherita	97
7.1.5	Stazione Periurbana CNR	99
7.2.3	Albedometro Schenk	100
7.2	Pianificazione dei Campionamenti	101
7.3	Elenco e Descrizione della Strumentazione	102
7.3.1	Strumentazione Radiometrica	103
7.3.1.1	Radiometro Kipp and Zonen	105
7.3.1.2	Pirradiometro Schenk	111
7.3.1.3	Albedometro Schenk	112
7.3.2	Datalogger CR10: Modulo di Controllo e Misura	114
7.3.3	Stazione Meteo Vaisala WXT 510-WXT 520	117
7.3.4	Anemometro Sonico Young 81000	120

7.3.5 Contatore Ottico di Particelle DustTrak 8520	127
7.3.6 Micro Campionatore USB EL-USB-2	128
7.3.7 Contatore Ottico di Particelle AeroTrak 8220	129
7.3.8 Alimentazione	130
8. Risultati e Discussione	158
8.1 Assemblaggio della Strumentazione	131
8.2 Evoluzione della Strumentazione	133
8.2.1 City Runner Mark I	133
8.2.2 City Runner Mark II	134
8.3 <i>Set-Up</i> , Programmazione e Collegamento della Strumentazione	135
8.3.1 “Intercalibrazione” Strumenti Radiometrici e Programmazione del CR10	135
8.3.2 Collegamento della Stazione Meteo Vaisala WXT 510-520	154
8.3.3 Collegamento ed Elaborazione dei Dati dell’Anemometro Sonico	155
8.3.4 Connessione del DustTrak in Fase Estiva	159
8.3.5 Connessione del DustTrak in Fase Invernale	159
8.3.6 Gestione della Strumentazione Senza Connessione Diretta	160
8.3.7 Sincronizzazione della Strumentazione	160
8.4I Dati di Radiazione	161
8.4.1 Piazza S. Stefano	161
8.4.2 Strada Maggiore	165
8.4.3 Via Guerrazzi	169
8.4.4 Giardini Margherita	172
8.3.5 Periurbana CNR	176
8.3.6 Commento sull’Analisi dei Dati di Radiazione	178
8.5 Regime Anemologico Sinottico e Effetti della Città sul Vento	179
8.5.1 Via Guerrazzi	187
8.5.2 Piazza S. Stefano	189
8.5.3 Strada Maggiore	192
8.5.4 Giardini Margherita	195
8.5.5 Periurbana CNR	199
8.6 Correlazione Parametri Meteorologici – Particolato	201
8.6.1 Piazza S. Stefano – Stagione Estiva	207
8.6.2 Piazza S. Stefano – Stagione Invernale	210
8.6.3 Strada Maggiore – Stagione Estiva	216
8.6.4 Strada Maggiore – Stagione Invernale	219
8.6.5 Via Guerrazzi – Stagione Estiva	224

8.6.6 Via Guerrazzi – Stagione Invernale	227
8.2.7 Giardini Margherita – Stagione Estiva	234
8.2.8 Giardini Margherita – Stagione Invernale	237
8.2.9 Periurbana CNR – Stagione Estiva	241
8.2.10 Periurbana CNR – Stagione Invernale	244
8.2.11 Commento alle Correlazioni	247
9. Conclusioni	249
Appendice I: Le Relazioni fra Ricerca e Pubblico	251
Bibliografia	253
Ringraziamenti	265

1. Introduzione

La protezione della salute dei cittadini è da sempre stata una preoccupazione principale di amministratori e legislatori dell'ambiente urbano. Soprattutto con la crescita esponenziale della popolazione inurbata e il crescere delle città e dello *sprawl* urbano. Per poter proteggere la salute del cittadino è necessario capire a quali inquinanti ed effetti avversi è esposto, monitorare questi ultimi, studiarli da un punto di vista della tossicocinetica e della tossicodinamica e selezionare difese adeguate. Il modo attraverso il quale si ottengono queste informazioni è (o, quantomeno, dovrebbe essere) la ricerca scientifica. La normativa quindi dovrebbe essere strettamente intrecciata con il *feedback* proveniente dalla ricerca, per adattare la legge ai problemi effettivi che ci si trova ad affrontare. La necessità di questo continuo progresso e interrogazione non va sottovalutata: se adesso l'isola di calore urbano viene universalmente riconosciuta come un problema da risolvere o, quantomeno, attenuare, nel 1988 Oke (uno dei grandi studiosi della climatologia urbana) consigliava agli amministratori di INCENTIVARE questo effetto per diminuire i costi del riscaldamento (senza però tener conto degli effetti sull'*entrainment* degli inquinanti, i costi di refrigerazione estiva e l'inquinamento fotochimico). L'attuale DLgs. 155/2010 prevede, fra i vari inquinanti, che venga misurato il particolato atmosferico, che è una delle grandi preoccupazioni degli amministratori.

Per una città come Bologna sono previste solo due stazioni di monitoraggio nell'effettiva area cittadina: una di fondo urbano e una di strada ad alto traffico. Queste stazioni, essendo usate per calcolare i superamenti e le non conformità con i limiti di legge, dovrebbero pertanto essere significative per l'intera area urbana e pertanto per la salute di tutti i cittadini bolognesi. E' noto, però, che la topografia, l'(an)isotropia, la rugosità dell'ambiente urbano e la presenza di un'isola di calore possono facilmente modificare le dinamiche di concentrazione e distribuzione del particolato. Quello che si propone di fare in questa tesi è cercare di capire se la situazione urbanistica della città storica bolognese ha effetti alteranti sulle dinamiche di particolato (e di conseguenza sulla turbolenza atmosferica) e, pertanto, capire se esistono effetti che potrebbero rendere non completamente significativi i livelli sinottici misurati a norma di legge. Ci tengo a precisare che questa tesi non include nei suoi obiettivi una critica all'operato degli enti pubblici, che lavorano a norma di legge. Si propone soltanto di capire se possono esistere effetti locali che non possono essere individuati da centraline fisse. Per questo motivo non verranno tentati confronti diretti con le misurazioni delle suddette centraline fisse (e anche perchè operano con un principio tecnico-scientifico differente). L'eventuale presenza di effetti locali, però, potrebbe servire come base per l'amministrazione cittadina (ed, eventualmente, ad ampia scala all'organo legiferante) per trovare nuovi approcci e nuove soluzioni al problema del particolato urbano, differenti da quelli già in atto.

Questo obiettivo, mai indagato in una città storica come Bologna, verrà raggiunto attraverso la preparazione di un prototipo strumentale. La tesi quindi servirà anche come *set up* e collaudo di questo prototipo.

La tesi si articolerà quindi in una serie di *steps*: uno step preliminare in cui verrà analizzata la normativa, la letteratura, e la situazione bolognese (Cap. 2-6), uno *step* nel quale, sulla base dell'analisi precedente verrà approntata una strumentazione adeguata al raggiungimento dell'obiettivo sopra citato (Cap. 7 e 8) ed, infine, uno *step* in cui verranno effettuati i campionamenti ed analizzati i dati fino ad ottenere una risposta relativamente alla significatività dei dati raccolte dalle centraline in sito fisso (Cap. 8 e 9).

2. Evoluzione della Normativa Italiana sulla Qualità dell'Aria

Una trattazione completa della monumentale e intricata storia del diritto ambientale italiano va ben oltre gli obiettivi di questa tesi. Inoltre la quantità di materiale prodotto a partire dagli anni '30 ad oggi richiederebbe molto più spazio e abilità esegetiche di quante ne abbiamo a disposizione. Mi limiterò a percorrere velocemente circa 80 anni di storia legislativa italiana soffermandomi solo sugli aspetti più salienti.

Fino agli anni ottanta l'inquinamento atmosferico era sostanzialmente normato da una singola legge a valenza generale (la legge 615/66) sul tema dell'inquinamento dei veicoli, industrie e impianti termici, più due singole norme codicistiche (l'art. 844 c.c. in tema di immissioni, l'art 674 c.p. sul getto pericoloso di cose) e infine dall'art. 216 (e 217) del testo unico delle leggi sanitarie (che risale al 1934) sulle lavorazioni insalubri (Maglia, 2003). Nonostante il proliferare delle leggi sull'inquinamento e le sempre maggiori problematiche ambientali, in Italia l'art 844 c.c. (più per i rapporti di vicinato e per il criterio del superamento della normale tollerabilità), gli articoli 216 e 217 TULS (sui poteri del sindaco nei confronti delle industrie insalubri) e specialmente l'articolo 674 c.p. sono ancora le norme più applicate (Maglia, 2003). Interessante soffermarsi sull'articolo 844 c.c. sulle immissioni:

- Il proprietario di un fondo non può impedire le immissioni di fumo o di calorie, le esalazioni, i rumori, gli scuotimenti e simili propagazioni derivanti dal fondo del vicino se non superano la normale tollerabilità, avuto anche riguardo alla condizione dei luoghi
- Nell'applicare questa norma l'autorità giudiziaria deve contemperare le esigenze della produzione con le ragioni della proprietà. Può tenere conto della priorità di un determinato uso

L'articolo usa una connotazione negativa ("non può impedire") che è in totale controtendenza con le seguenti normative ambientali, dove l'accento è posto proprio sulla salvaguardia e sull'impedimento del danno. Come vedremo c'è un passaggio con l'andare degli anni da un sistema tipicamente basato sul *command & control*, *remediation* e *end-of-pipe policies* ad un sistema basato sull'uso di permessi negoziabili e l'utilizzo di certificazioni volontarie, nonché un accento sulla prevenzione e sull'eliminazione del danno alla fonte (*start-of-pipe*).

Questi primi codici non davano ancora alcuna definizione di "inquinamento atmosferico" che si rintraccia nella legislazione italiana solo a partire dagli anni '60 con la legge 615 del 13 luglio 1966. In tale legge l'inquinamento atmosferico viene definito come "*emissione in atmosfera di fumi polveri e gas e odori di qualsiasi tipo atti ad alterare le condizioni di salubrità dell'aria e a costruire pregiudizio diretto o indiretto alla salubrità dei cittadini e danno ai beni pubblici o privati*". Dunque questa prima legge del '66 si riferiva a tutte le emissioni che comportassero un

alterazione della situazione dell'atmosfera e tale inquinamento dell'aria veniva diviso tra inquinamento da impianti termici e veicoli a motore e quello industriale. Con il procedere dell'evoluzione della normativa la validità della 615 si restringerà solo agli impianti termici civili, in quanto gli altri due tipi d'inquinamento verranno assorbiti da altre leggi (in particolar modo l'inquinamento da veicoli a motore è inserito nel codice della strada). Nonostante i principi contenuti nella legge 615 questi risultarono di difficile applicazione e la difesa dall'inquinamento atmosferico risultava ancora affidata ad altre norme (i già citati articoli 216 e 217 del TULS, l'articolo 844 del c.c. e l'articolo 674 del c.p. sul getto pericoloso di cose) (Maglia, 2003).

Il 1986 risulta un anno molto importante per la legislazione italiana: a 10 anni di distanza dal disastro di Seveso e con l'incidente di Chernobyl appena accaduto il fattore ambiente comincia a farsi sentire e viene istituito l'apposito Ministero dell'Ambiente. La norma con cui il Ministero viene istituito è piuttosto lungimirante e addirittura prende in considerazione lo sviluppo sostenibile nelle sue linee di principio. L'aumento della criticità delle pressioni ambientali e l'appartenenza dell'Italia alla CEE con la conseguente pressione derivante dalla necessità di recepire le direttive comunitarie hanno comportato la successiva proliferazione dell'attività normativa italiana. Sicuramente uno dei primi decreti "recettivi" è il D.P.R. del 28 Maggio 1988 n.203 a valenza generale e che mette in attuazione ben quattro direttive CEE. Sebbene il decreto recepisca i principi alla base della politica comunitaria sulla difesa dell'atmosfera a tutela di salute e ambiente (controllo di emissioni, migliori tecnologie possibili, ecc.), il parere degli esperti è che il decreto tenti di tamponare gli effetti positivi che obbligatoriamente l'Italia avrebbe dovuto realizzare in ottemperanza a tali direttive, per non sconvolgere troppo gli interessi degli apparati economico-produttivi del nostro paese (Maglia, 2003). Le definizioni che tale decreto fornisce sembrano rappresentare un tentativo di compromesso coi sopra menzionati interessi economici, tanto che sulla definizione di "migliore tecnologia disponibile" (*"sistema tecnologico adeguatamente verificato e sperimentato che consente il contenimento e/o la riduzione delle emissioni a livelli accettabili per la protezione della salute e dell'ambiente, sempreché l'applicazione di tali misure non comporti costi eccessivi"*) è dovuta intervenire la Corte costituzionale. La definizione, formulata in tal modo, infatti, entra in contrasto con quanto stabilito dall'articolo 32 della nostra costituzione che ritiene che la salute sia un diritto fondamentale e costituente un limite alla proprietà e all'iniziativa economica. Il controllo dell'autorizzazione per gli impianti è sempre affidato alla regione.

La destinazione principale di questo decreto e delle prima citate norme del c.c. e del c.p. si applicano principalmente agli impianti: tutte queste norme verranno sostanzialmente riprese in toto (e aggiornate per tenere conto dei nuovi mezzi autorizzativi come IPPC ed AIA) nella parte V del decreto legislativo 152 del 2006.

Sotto gli aspetti tecnici il particolato atmosferico considerato come inquinante compare già qualche anno prima (DPCM 28 Marzo 1983 n. 145) e la sua definizione verrà sempre più affinata mano a mano che le conoscenze scientifiche e l'importanza delle problematiche ambientali aumentano. Nell' '83 non si distinguono ancora le diverse classi dimensionali relative al particolato, ma solo il "particolato totale sospeso" che veniva campionato su filtri a membrana micropori con un diametro di 50 mm e pori con diametro medio di 0,4-0,5 micron. Tale decreto inoltre è il primo a fissare (per il settore delle industrie) limiti massimi di accettabilità delle concentrazioni e di esposizione relativi ad inquinanti dell'aria nell'ambiente esterno ed i metodi di prelievo e di analisi al fine della tutela igienico-sanitaria delle persone o comunità esposte delegando alle regioni il controllo del rispetto dei limiti anzidetti, nonché la predisposizione di appositi piani di risanamento per il miglioramento progressivo della qualità dell'aria. I limiti fissati da questo primo decreto sono: la media aritmetica delle concentrazioni medie nelle 24 ore rilevate nell'arco di un anno ha il valore limite pari a $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$; il 95° percentile delle concentrazioni medie nelle 24 ore rilevate nell'arco di un anno ha il valore limite pari a $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Anche il DPR del 1988 si parla di "particolato totale sospeso" ", ma la tecnica prevista permette l'utilizzo di filtri a membrana o in fibra di vetro con efficienza superiore al 99% per le particelle aventi un diametro aerodinamico di 0,3 μm . Il DPR modifica i limiti fissati dal DPCM del 1983 nei seguenti modi: la media aritmetica delle concentrazioni medie nelle 24 ore rilevate nell'arco di 1 anno ha il valore guida di 40-60 FN equiv/ m^3 ; il valore medio nelle 24 ore ha il valore guida di 100-150 FN equiv/ m^3 . Una serie di leggi successive modificheranno i limiti e le metodologie utilizzate per il campionamento.

L'inizio degli anni '90 vede aumentare ancora di più la proliferazione di normative ambientali rispetto al periodo precedente e, pertanto, cercherò di fare un riassunto solo delle principali normative.

Col DM del 25 novembre 1994 vengono definiti i livelli di attenzione e di allarme per gli inquinanti prioritari citati sopra, per le particelle totali sospese in aree urbane e definisce anche i metodi di misura, periodo di monitoraggio e obiettivi di qualità per la frazione respirabile delle polveri sospese (PM₁₀), il quale viene indicato come inquinante di interesse prioritario. Il decreto si occupa anche di predisporre sistemi permanenti di monitoraggio delle concentrazioni di benzene, IPA e PM₁₀ per le aree urbane maggiormente a rischio. Vengono descritte le modalità di campionamento del PM₁₀: il metodo di misura preso come riferimento deve essere un metodo gravimetrico. Nel decreto vengono anche stabilite le tecniche di misurazione di riferimento per quanto riguarda

gli IPA: la tecnica utilizzata è una gascromatografia con colonna capillare e rivelatore a ionizzazione di fiamma.

Il decreto fissa il livello di attenzione ed il livello di allarme per quanto riguarda le particelle sospese totali nelle aree urbane: considerando la media delle medie orarie rilevate nell'arco di 24 ore il livello di attenzione è fissato in 150 µg/mc, mentre il livello di allarme è posto a 300 µg/mc. Il DM 25/11/94 prevede anche il monitoraggio della frazione respirabile delle polveri sospese (PM₁₀), prefissando come obiettivo di qualità il valore di 40 µg/mc (da raggiungere a partire dal primo gennaio 1999). Il DM 21/04/99 individua i criteri ambientali e sanitari in base ai quali i Sindaci possono limitare la circolazione degli autoveicoli per migliorare la qualità dell'aria nelle aree urbane.

A partire dall'anno successivo, inoltre, grazie al DM del 25 gennaio 2000 e del 25 febbraio 2000, vengono istituite le "Domeniche ecologiche", che vengono, però, spesso criticate come interventi demagogici "di facciata" che non comportano un'effettiva riduzione dell'inquinamento atmosferico (Maglia, 2003). Non ritengo comunque rientri nello scopo di questo resoconto affrontare ulteriormente la trafila normativa legata al traffico e soprattutto il dibattito che esiste ancora in merito all'efficacia di filtri anti particolato e marmite catalitiche.

Di particolare importanza risulta la direttiva europea 96/61/CE del 24 settembre 1996 – direttiva IPPC (*Integrated Pollution Prevention and Control* o Prevenzione e Riduzione Integrate dell'Inquinamento) che chiede ai Paesi membri della Comunità Europea un atteggiamento nuovo nei confronti della tutela dell'ambiente e della salute umana in quanto si pone l'obiettivo di prevenire, ridurre ed eliminare l'inquinamento intervenendo alla base dell'attività inquinante (cioè sulla sorgente) e garantendo una corretta gestione delle risorse naturali. L'IPPC ha introdotto il concetto del valore limite di emissione, basati sull'individuazione di standard gestionali e criteri di valutazione politica: le migliori tecniche disponibili (Bat - *Best Available Techniques*), e fornendo quindi una linea guida per i piani di intervento. Importante sottolineare che le BAT sono diverse dalle "migliori tecnologie disponibili" del DPR del 1988, in quanto si intendono sia le tecniche impiegate, sia le modalità di progettazione, costruzione, manutenzione, esercizio e chiusura dell'impianto (una definizione che va a considerare anche i sistemi di gestione ambientale) (Maglia, 2003). La direttiva 96/61 che finalmente introduce la concezione "europea" delle BAT (ancora assente nel decreto legislativo 351 che si rifà ancora al vecchio ed ex-incostituzionale DPR del 1988) viene recepita in Italia col DL 372 del medesimo giorno (4/8/1999). Questo DL verrà abrogato dal DL 59 del 18/02/2005 che comporta l'attuazione integrale con la completa adozione sia del sistema di prevenzione integrata dell'inquinamento (IPPC) che dell'autorizzazione integrata ambientale (AIA). La Direttiva stabilisce i principi

generali che governano gli obblighi base dei responsabili delle installazioni industriali, sia nuove sia esistenti. Tra questi il primo è di adottare tutte le misure preventive appropriate per assicurare un livello elevato di protezione dell'ambiente nel suo complesso, infatti, si pone l'obiettivo di prevenire, ridurre e, per quanto possibile, eliminare l'inquinamento, intervenendo alla fonte delle attività inquinanti (attraverso una più rigorosa definizione del termine "compatibilità ambientale") e garantendo una corretta gestione delle risorse naturali. La modalità d'azione proposta dalla direttiva è quella dell'approccio integrato, inteso sia come coordinamento delle autorità competenti e delle procedure, che, soprattutto, come nuovo concetto di ambiente, che passa da acqua, più aria più suolo, ad un "unicum" da proteggere. Ciò dovrebbe avvenire, come abbiamo già detto, attraverso le BAT che, come ricordiamo, nella nuova formulazione europea includono anche i vari SGA. La successiva direttiva 96/62/CE del 27 settembre 1996 - direttiva quadro - «valutazione e gestione della qualità dell'aria ambiente», reimposta, a livello europeo, il quadro di riferimento per quanto concerne la valutazione della qualità dell'aria ponendo i seguenti obiettivi:

a) stabilire valori limite per le concentrazioni di una serie di inquinanti nell'aria ambiente al fine di evitare, prevenire o ridurre gli effetti nocivi sulla salute umana e sull'ambiente in generale;

b) valutare le concentrazioni nell'aria ambiente degli inquinanti considerati in base a metodi e criteri comuni;

c) ottenere informazioni adeguate sulle concentrazioni degli inquinanti nell'aria e far sì che siano messe a disposizione del pubblico; la comunicazione di dati al pubblico diventerà un principio molto importante che sarà integrato in tutte le successive direttive.

d) adottare piani di risanamento per le aree in cui gli standard non sono rispettati.

Fra gli inquinanti considerati da questa direttiva rientra anche il materiale particolato in maniera, però, ancora grossolana: gli inquinanti particolati considerati sono 2:

1) particelle fini quali la fuliggine (ivi incluso il PM10)

2) particelle in sospensione

L'Italia ha recepito la direttiva europea 96/62 tramite il Decreto legislativo n. 351 del 4 agosto 1999 - «Attuazione della direttiva 96/62/CE in materia di valutazione e di gestione della qualità dell'aria ambiente». Lo scopo della direttiva, e quindi del suo recepimento, sarebbe sostanzialmente uno studio volto ad approfondire la conoscenza di vari inquinanti (fra cui il particolato inserito nei

modi sopra descritti) e quindi definirne valori limite “moderni” e stabilire piani da mettere in atto nel caso del superamento di tali valori limite.

L'intera azione è però a carico delle singole regioni e comuni, in quanto si specifica che: “Dall'attuazione del presente decreto non devono derivare nuovi o maggiori oneri a carico del bilancio dello Stato”. La successiva direttiva europea 1999/30 CE viene recepita in Italia solo nel 2 aprile del 2002 col DM 60 (fuori tempo massimo, dato che il limite di attuazione espresso dalla direttiva era il 19 luglio 2001) assieme alla direttiva 2000/69 CE. L'Italia quindi definisce con un unico DM i limiti per PM 10, biossido di zolfo, biossido di azoto, ossidi di azoto, piombo, benzene e monossido di carbonio, un decreto che va a sostituire i limiti precedenti. Questo decreto e il suo recepimento sono il seguito prevedibile della direttiva 96/62: vengono normati i limiti legati agli inquinanti che venivano precedentemente indagati. Già la direttiva europea 30/99 prende in considerazione il PM 2,5 ma non ne definisce ancora limiti o soglie di valutazione. L'allegato III, che considera i valori limite per le particelle, li riferisce al PM 10. Sia la direttiva che il DM però prevedono che vengano stabiliti punti di campionamento anche per il PM 2,5 e che, se possibile, questi punti abbiano la medesima locazione di quelli relativi al PM 10.

Il DM 60 è stata la normativa vigente fino a pochi giorni fa (nel momento della stesura di questa tesi): nell'agosto 2010 è infatti stata attuata la nuova direttiva europea (2008/50/CE) sulla qualità dell'aria. Il Decreto Legislativo 155 del 13 agosto 2010, va infatti ad abrogare il precedente DM 60 del 2002 andando a definire per il momento presente i valori limite per i vari inquinanti precedentemente considerati e per la sistemazione e la gestione del sistema di monitoraggio. Andremo ad analizzare in dettaglio proprio questo decreto, che è il culmine presente del lavoro normativo passato (comunitario e nazionale) e sul quale condurremo le ipotesi e i ragionamenti che hanno portato allo sviluppo della presente tesi. I principi e le finalità del decreto rimangono in linea con quelli enunciati già nel '96. Manifesta infatti la volontà di migliorare la qualità dell'aria ambiente (nell'interesse della salute umana e dell'ambiente nel complesso), continuare ad acquisire informazioni sull'aria ambiente per *“individuare le misure da adottare per contrastare l'inquinamento e (...) per monitorare le tendenze a lungo termine, nonché i miglioramenti dovuti alle misure adottate”*, nonché procedere nel miglioramento di qualità dell'aria e nell'armonizzazione delle tecniche nell'intera CE. Il PM 2.5 è definito dalla normativa come: *“il materiale particolato che penetra attraverso un ingresso dimensionale selettivo conforme al metodo di riferimento per il campionamento e la misurazione del PM2,5 (norma UNI EN 14907), con un'efficienza di penetrazione del 50 per cento per materiale particolato di un diametro aerodinamico di 2,5 µm”*. La normativa non modifica le soglie di valutazione che restano identiche a quanto già espresso nella norma precedente, prevede però che talune stazioni di misurazione del

PM 2.5 operino anche per fornire dati sulla sua speciazione chimica, andando a misurare le seguenti specie chimiche: SO_4^{2-} , Na^+ , NH_4^+ , Ca^{2+} , NO_3^- , K^+ , Cl^- , Mg^{2+} , Carbonio Elementare, Carbonio Organico. La normativa inoltre fornisce nuovi valori limite e livelli critici per il neo-introdotta PM 2.5:

	<i>Media su 24 ore PM 10</i>	<i>Media annuale PM 10</i>	<i>Media Annuale PM 2,5 (1)</i>
<i>Soglia di valutazione superiore</i>	<i>70% del valore limite (35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, da non superare più di 35 volte per anno civile)</i>	<i>70% del valore limite (28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)</i>	<i>70% del valore limite (17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)</i>
<i>Soglia di valutazione inferiore</i>	<i>50% del valore limite (25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ da non superare più di 35 volte per anno civile)</i>	<i>50% del valore limite (20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)</i>	<i>50% del valore limite (12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)</i>

(1): La soglia di valutazione superiore e la soglia di valutazione inferiore del PM 2,5 non si applicano alle misurazioni effettuate per valutare la conformità all'obiettivo di riduzione dell'esposizione al PM 2,5 per la protezione della salute umana.

<i>PM 2.5</i>			
<i>Periodo di Mediazione</i>	<i>Valore Limite</i>	<i>Margine di Tolleranza</i>	<i>Data entro la quale il valore limite dev'essere raggiunto</i>
<i>FASE 1</i>			
<i>Anno civile</i>	<i>25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$</i>	<i>20% l'11 giugno 2008, con riduzione il 1° gennaio successivo e successivamente ogni 12 mesi secondo una percentuale annua costante fino a raggiungere lo 0 % entro il 1° Gennaio 2015</i>	<i>1° Gennaio 2015</i>
<i>FASE 2 (2)</i>			
<i>Anno Civile</i>	<i>(2)</i>		<i>1° Gennaio 2020</i>

(2): Valore limite da stabilire con successivo decreto ai sensi dell'articolo 22, comma 6, tenuto conto del valore indicativo di 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e delle verifiche effettuate dalla Commissione europea alla luce di ulteriori informazioni circa le conseguenze sulla salute e sull'ambiente, la fattibilità tecnica e l'esperienza circa il perseguimento del valore obiettivo negli Stati membri.

Come anche le normative precedenti si stabilisce che il territorio venga zonizzato e, sulla base di tale zonizzazione le modalità di valutazione di qualità dell'aria. La zonizzazione prevede una divisione fra agglomerati (basati sulla densità abitativa) e zone (che sono principalmente le zone industriali, dove ci si basa sul carico emissivo per la loro definizione).

Tenendo conto che gli agglomerati dovrebbero essere definiti sulla base dell'assetto urbanistico, della popolazione residente e della densità abitativa, la città di Bologna è si configura come un unico agglomerato che comprende anche le zone limitrofe, come visibile dalla figura 2.1:

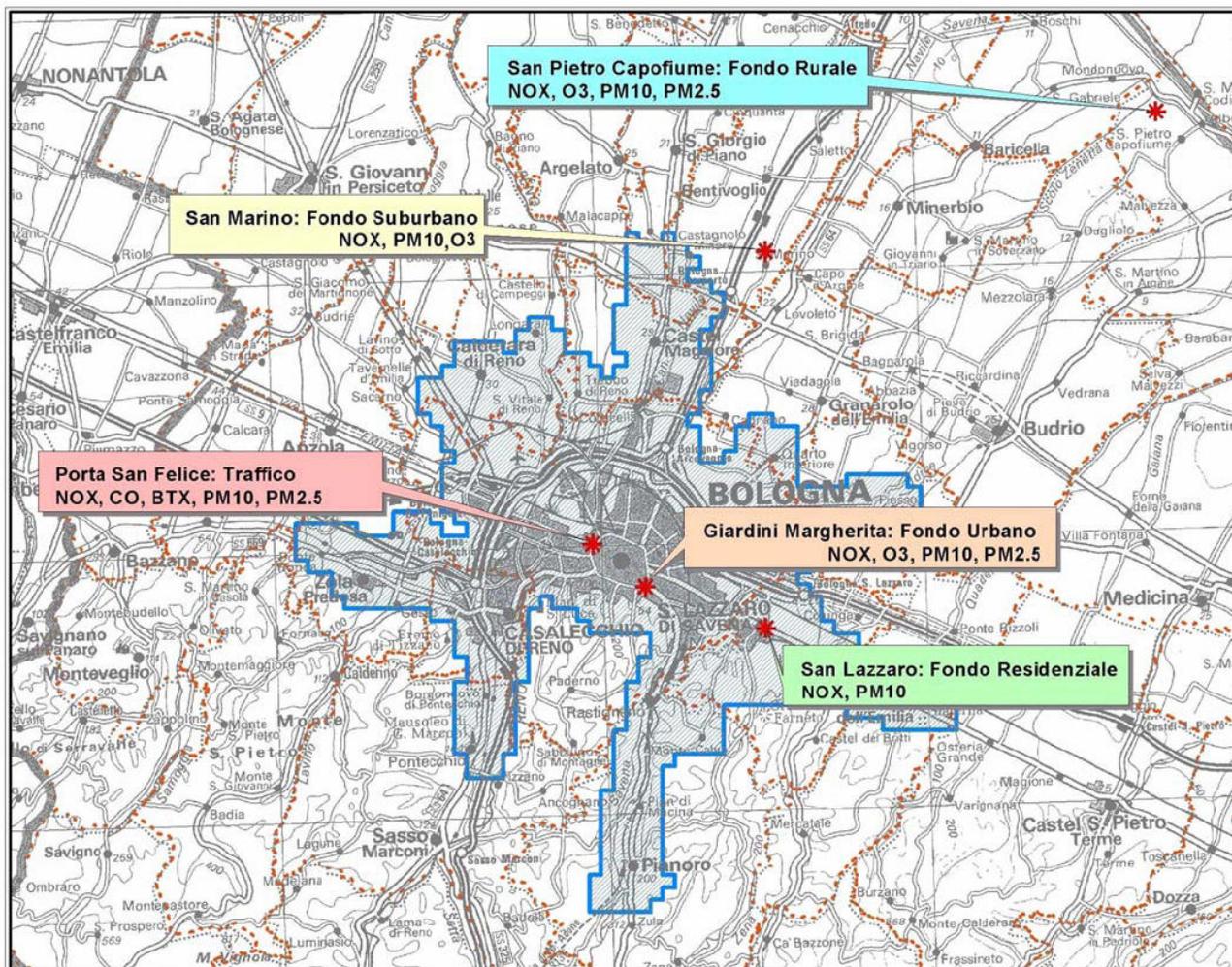


Fig. 2.1: agglomerato di Bologna secondo la zonizzazione provinciale per la qualità dell'aria (da ARPA-Rete Regionale di Monitoraggio della Qualità dell'Aria della Provincia di Bologna – Report mensile dei dati di qualità dell'aria della provincia di Bologna, Dicembre 2010).

Come possiamo vedere tutta la zona urbanizzata di Bologna e dintorni è stata considerata come un unico agglomerato, pur nella varietà di situazioni urbanistiche che ciò comporta. L'agglomerato è infatti definito, per legge, come: *“zona costituita da un'area urbana o da un insieme di aree urbane che distano tra loro non più di qualche chilometro oppure da un'area urbana principale e dall'insieme delle aree urbane minori che dipendono da quella principale sul piano demografico, dei servizi e dei flussi di persone e merci, avente:*

1) una popolazione superiore a 250.000 abitanti

oppure;

2) una popolazione inferiore a 250.000 abitanti e una densità di popolazione per km² superiore a 3.000 abitanti;”

Sulla base, dunque, della zonizzazione il decreto prevede la messa in atto di una serie di stazioni di misurazione il cui numero e la cui ubicazione è normata nel decreto medesimo. Questo numero è riducibile fino al 50% nel caso di un adeguato utilizzo di tecniche di modellizzazione:

Popolazione dell'agglomerato o della zona (in migliaia di abitanti)	Se la concentrazione massima supera la soglia di valutazione superiore (1) (2)		Se la concentrazione massima è compresa tra la soglia di valutazione superiore e quella inferiore	
	Per inquinanti diversi dal PM	Per il PM (3) (somma delle stazioni PM10 e PM2.5)	Per inquinanti diversi dal PM	Per il PM (3) (somma delle stazioni PM10 e PM2.5)
0-249	1	2	1	1
250-499	2	3	1	2
500-749	2	3	1	2
750-999	3	4	1	2
1000-1499	4	6	2	3
1500-1999	5	7	2	3
2000-2749	6	8	3	4
2750-3749	7	10	3	4
3750-4749	8	11	3	6
4750-5999	9	13	4	6
≥ 6000	10	15	4	7

(1) Per il biossido di azoto, il particolato, il benzene e il monossido di carbonio deve essere prevista almeno una stazione di fondo in sito urbano ed una stazione di traffico. Nel caso in cui sia prevista una sola stazione, la stessa deve essere una stazione di misurazione di fondo in siti urbani. Per tali inquinanti il numero totale di stazioni di fondo in sito urbano e il numero totale di stazioni di traffico presenti non devono differire per un fattore superiore a 2.

(2) Le stazioni di misurazione in cui sono stati rilevati superamenti del valore limite previsto per il PM10 negli ultimi tre anni devono essere mantenute in esercizio, salvo sia necessaria una delocalizzazione per circostanze speciali come, in particolare, le trasformazioni dovute allo sviluppo urbanistico, infrastrutturale ed industriale. Tale disposizione non si applica con riferimento alle stazioni di misurazione che sono escluse dalla rete di misura per effetto dell'adeguamento della rete di misura previsto dall'articolo 5, comma 6, perché non conformi ai requisiti degli

allegati I e III, o perché i livelli misurati dalla stazione di misurazione sono gli stessi rilevati da almeno un'altra stazione che possiede le stesse caratteristiche ed è posta nella stessa zona o agglomerato.

(3) Si considera che esistano due distinte stazioni di misurazione nel caso in cui vi sia una stazione in cui il PM_{2,5} e il PM₁₀ sono misurati in conformità al presente decreto. Il numero totale di stazioni di misurazione del PM_{2,5} e il numero totale di stazioni di misurazione del PM₁₀ non devono differire per un fattore superiore a 2. Resta fermo quanto previsto dal paragrafo 2.

Oltre al numero di centraline, la normativa fornisce una serie di principi per il loro posizionamento sia su macroscala che su microscala. A questo riguardo verranno riportati (per poter essere commentati) stralci del decreto:

3. Ubicazione su macroscala

1. Siti fissi di campionamento in cui si valuta la qualità dell'aria ambiente ai fini della protezione della salute umana.

1.1 I siti fissi di campionamento devono essere individuati in modo da:

a) fornire dati sui livelli degli inquinanti presso le aree, ubicate all'interno di zone o agglomerati, nelle quali la popolazione, secondo la valutazione di cui all'articolo 5, può essere esposta, in modo diretto o indiretto, per un periodo significativo in relazione al periodo di mediazione del valore limite o del valore obiettivo, alle concentrazioni più elevate;

b) fornire dati sui livelli degli inquinanti che siano rappresentativi dell'esposizione della popolazione nelle aree, ubicate all'interno di zone o agglomerati, diverse da quelle di cui alla lettera a);

c) fornire dati sui tassi di deposizione totale di arsenico, cadmio, mercurio, nichel e idrocarburi policiclici aromatici, utili a valutare l'esposizione indiretta della popolazione agli inquinanti attraverso la catena alimentare.

1.2 I siti fissi di campionamento devono essere individuati in modo tale da evitare misurazioni rappresentative di microambienti nelle immediate vicinanze.

1.3. L'area di rappresentatività delle stazioni di misurazione deve essere:

a) tale da rappresentare la qualità dell'aria su un tratto di strada di almeno 100 m in caso di stazioni di traffico, ove tecnicamente fattibile, per la valutazione dei livelli degli inquinanti di cui all'articolo 1, comma 2, eccetto arsenico, cadmio, mercurio, nichel e idrocarburi policiclici aromatici;

b) pari ad almeno 200 m² in caso di stazioni di traffico, per la valutazione dei livelli di arsenico, cadmio, mercurio, nichel e idrocarburi policiclici aromatici;

c) pari ad almeno 250 m x 250 m, ove tecnicamente fattibile, in caso di stazioni industriali;

d) pari ad alcuni km² in caso di stazioni di fondo in siti urbani.

1.4. Le stazioni di misurazione di fondo in sito fisso rurale non devono essere influenzate da agglomerati o da insediamenti industriali localizzati entro cinque chilometri.

1.5. Al fine di valutare l'influenza delle fonti industriali devono essere confrontati i dati rilevati da almeno una stazione installata nei siti urbani o suburbani interessati da tali fonti con le concentrazioni di fondo relative agli stessi siti. Ove non si conoscano tali concentrazioni di fondo, deve essere installata una stazione di fondo sopravento alla fonte industriale rispetto alla direzione predominante dei venti. In caso di valutazione dei livelli di arsenico, cadmio, mercurio, nichel e idrocarburi policiclici aromatici, la scelta dell'ubicazione di tali stazioni deve essere funzionale anche alla verifica degli effetti dell'applicazione delle migliori tecniche disponibili presso gli impianti industriali.

1.6 Le stazioni di misurazione devono essere ubicate in modo tale da risultare, per quanto possibile, rappresentative anche di aree simili a quelle in cui è inserito il sito fisso di campionamento, incluse quelle che non si situano nelle immediate vicinanze. La valutazione della qualità dell'aria effettuata nell'area in cui è inserito il sito fisso di campionamento può essere considerata rappresentativa della qualità dell'aria anche presso le aree simili. L'area di rappresentatività della stazione di misurazione è in questo caso estesa alle aree simili.

1.7 I siti fissi di campionamento devono essere individuati anche sulle isole, ove necessario ai fini della protezione della salute umana.

1.8 Per la valutazione dei livelli di arsenico, cadmio, mercurio, nichel e idrocarburi policiclici aromatici, i siti fissi di campionamento devono coincidere con quelli previsti per la misurazione delle concentrazioni di PM10 salvo il caso in cui tale ubicazione non risulti funzionale alle finalità di cui al punto 1.1 del presente paragrafo.

Le centraline, dunque, devono essere ubicate in modo da fornire dati rappresentativi, e in modo tale da non venir influenzate dai microambienti vicini. Questo approccio mostra la difficoltà della legislazione e, in generale, della gestione dell'inquinamento: pur sapendo che la circolazione degli inquinanti in atmosfera è influenzata dall'assetto urbano circostante (e, quindi, dai microambienti), è necessario ottenere comunque un dato significativo utilizzando un basso numero di centraline (bisogna infatti rispettare "i canoni di efficienza, efficacia ed economicità").

4. Ubicazione su microscala

1. Alle stazioni di misurazione si applicano i seguenti criteri di ubicazione su microscala:

1.1 L'ingresso della sonda di prelievo deve essere libero da qualsiasi ostruzione, per un angolo di almeno 270°. Al fine di evitare ostacoli al flusso dell'aria, il campionatore deve essere posto ad una distanza di alcuni metri rispetto ad edifici,

balconi, alberi e altri ostacoli e, nel caso in cui si intendano valutare i livelli in prossimità degli edifici, ad una distanza di almeno 0,5 m dalla facciata dell'edificio più vicino.

1.2 Il punto di ingresso della sonda di prelievo deve essere collocato ad un'altezza compresa tra 1,5 m e 4 m sopra il livello del suolo. Una collocazione più elevata, fino al limite di 8 m, può essere richiesta in presenza di particolari situazioni o, anche oltre il limite di 8 m, nel caso in cui la stazione di misurazione sia rappresentativa di un'ampia zona.

1.3 Il punto di ingresso della sonda non deve essere posizionato nelle immediate vicinanze di fonti di emissione al fine di evitare l'aspirazione diretta di emissioni non disperse nell'aria ambiente.

1.4 Lo scarico del campionatore deve essere posizionato in modo da evitare il ricircolo dell'aria scaricata verso l'ingresso della sonda di prelievo.

1.5 I campionatori delle stazioni di misurazione di traffico devono essere localizzati ad almeno 4 m di distanza dal centro della corsia di traffico più vicina, a non oltre 10 m dal bordo stradale e ad almeno 25 m di distanza dal limite dei grandi incroci e da altri insediamenti caratterizzati da scarsa rappresentatività come i semafori, i parcheggi e le fermate degli autobus. Il punto di ingresso della sonda deve essere localizzato in modo tale che la stazione di misurazione rappresenti i livelli in prossimità degli edifici.

1.6 Per la misurazione della deposizione totale di arsenico, cadmio, mercurio, nichel e idrocarburi policiclici aromatici, presso siti fissi di campionamento rurale, si applicano, in quanto compatibili, gli orientamenti e i criteri elaborati in sede di attuazione del programma EMEP, fermo restando quanto previsto dal presente allegato.

2. Nella realizzazione e nella collocazione delle stazioni di misurazione si deve tenere conto dei seguenti aspetti:

- a) assenza di fonti di interferenza;*
- b) protezione rispetto all'esterno;*
- c) possibilità di accesso;*
- d) disponibilità di energia elettrica e di connessioni telefoniche;*
- e) impatto visivo sull'ambiente esterno;*
- f) sicurezza della popolazione e degli addetti;*
- g) opportunità di effettuare il campionamento di altri inquinanti nello stesso sito fisso di campionamento;*
- h) conformità agli strumenti di pianificazione territoriale.*

Anche nel caso dell'ubicazione su microscala si vede la necessità di dover coniugare le esigenze tecnico-scientifiche della centralina e la compatibilità della stessa con l'ambiente urbano (il suo posizionamento deve comunque tenere conto dell'impatto visivo sull'ambiente esterno e della conformità agli strumenti di pianificazione territoriale). Considerando tutti gli aspetti relativi all'ubicazione di una centralina (necessità di dati rappresentativi per un'ampia porzione di territorio, necessità di compatibilità con gli strumenti pianificatori vigenti con l'ambiente urbano, necessità di rispetto dell'estetica del paesaggio, necessità di rispettare una serie di parametri per ottenere misurazioni "unbiased") si può capire quanto sia difficile stabilire il posizionamento di un punto di monitoraggio. Soprattutto tenendo conto che le misurazioni e i risultati ottenute dalle misurazioni su

sito fisso e tecniche di valutazione previste dal decreto è considerata per legge idonea a rappresentare la qualità dell'aria "della zona o dell'intero agglomerato". Il tessuto urbano è, però, molto variabile e non è concepito per coniugare tutte le esigenze sopra descritte: la rete di monitoraggio dovrà, per forza di cose, adattarsi ad una situazione preesistente. L'agglomerato urbano di Bologna, sulla base delle mappe ARPA e delle statistiche ISTAT al 2010 (<http://demo.istat.it/index.html>) conta più di 500 000 abitanti e presenta 5 stazioni di monitoraggio di cui solo 2 limitrofe al centro storico, come visibile dalla figura 1.1. Solo due di queste insistono effettivamente sulla città di Bologna e si trovano nelle adiacenze del centro storico: una è la centralina posta a Porta S. Felice e l'altra è quella posta all'interno dei Giardini Regina Margherita. La centralina di S. Felice è una centralina di traffico che quindi dovrebbe rappresentare l'esposizione dell'intero agglomerato bolognese per quanto riguarda le condizioni di traffico cittadino. La locazione in porta S. Felice però, mette la centralina in una condizione differente dal centro storico, in quanto si trova in una strada molto ampia, con un rapporto altezza / larghezza molto basso. La stazione dei Giardini Margherita, che dovrebbe essere rappresentativa di alcuni km² di tessuto urbano, dovrebbe fornire il valore di particolato di *background* (fondo) urbano. La sua ubicazione all'interno dei giardini, oltre a porla in una situazione di apertura totale (nessun grosso ostacolo sui quattro lati), la espone all'effetto che la vegetazione potrebbe avere sul materiale particolato. Sulla base, dunque, della normativa vigente e dell'effettiva situazione della rete di monitoraggio bolognese, la nostra ipotesi è: è possibile ottenere, dalla rete di monitoraggio, un dato che sia effettivamente significativo oppure la tessitura della città ha effetti che possono grandemente influenzare gli andamenti di particolato rendendo quindi diverse le situazioni percepite dalle centraline rispetto a quelle percepite dalla popolazione?

Questa ipotesi non prevede uno studio dell'inquinamento in senso stretto (inteso come un valore di concentrazione di particolato da confrontare con le centraline), ma uno studio parallelo di una serie di parametri ambientali da confrontare tra loro per vedere eventuali effetti topologici.

Cercheremo infatti d'indagare correlazioni di questo tipo, invece di valutare direttamente la concentrazione di particolato in diversi punti della città, per motivi di correttezza tecnico-scientifica:

- le attrezzature che verranno da noi utilizzate, non sono certificate secondo il DLgs 155 per fornire misure a norma di legge di particolato.
- I campionamenti non si svolgono sulle 24 ore e pertanto non è possibile realizzare medie paragonabili a quelle fornite dall'ARPA (sebbene verranno comunque effettuati campionamenti in continuo per verificare l'andamento dei campionatori rispetto ai campionatori certificati).

- Da un punto di vista di gestione dell'ambiente urbano, la semplice concentrazione di particolato è relativamente significativa: è più utile conoscere la relazione fra andamento di particolato e parametri di regime anemologico, che permette di estendere le informazioni ricavate da tali correlazioni a situazioni topologiche simili mediante l'applicazione di modelli.

3. Cenni di Fisica della Bassa Atmosfera

3.1 Introduzione al Planetary Boundary Layer

Il planetary boundary layer (PBL) è quella porzione di troposfera direttamente influenzata dalla superficie terrestre, che risponde all'immissione di energia da essa proveniente con scale temporali dell'ordine dell'ora (Stull, 1989). Il PBL si configura come macchina termica che trasforma l'energia solare in movimento delle masse d'aria (Sorbian, 1989) e può essere descritto come un fluido continuo il cui stato è completamente definito da variabili di tipo macroscopico (Sozzi et al., 2003). La composizione del PBL è data principalmente da N₂ ed O₂ a cui si aggiungono in quantità molto minori (ma non per questo meno rilevanti) gas nobili ed altri composti.

Componente	Simbolo	Peso Molecolare	Concentrazione (% in volume)
Azoto	N ₂	28.01	78.084
Ossigeno	O ₂	32.00	20.946
Argon	Ar	39.95	0.934
Biossido di Carbonio	CO ₂	44.01	0.030
Neon	Ne	20.18	2.821 10 ⁻³
Elio	He	4.00	0.524 10 ⁻³
Metano	CH ₄	16.04	0.150 10 ⁻³
Kripton	Kr	83.80	0.114 10 ⁻³
Idrogeno	H ₂	2.02	0.050 10 ⁻³
Xeno	Xe	132.30	0.009 10 ⁻³
Ozono	O ₃	48.00	0.007 10 ⁻³
Ammoniaca	NH ₃	16.04	0.001 10 ⁻³
Iodio	I ₂	253.81	0.001 10 ⁻³
Biossido di Azoto	NO ₂	46.01	0.0001 10 ⁻³
Biossido di Zolfo	SO ₂	64.06	0.00002 10 ⁻³
Monossido di Azoto	NO	30.00	0.00002 10 ⁻³
Acido Solfidrico	H ₂ S	34.08	0.00002 10 ⁻³
Monossido di Carbonio	CO	28.01	tracce

Tab. 3.1: tabella dei componenti dell'aria del PBL (da Sozzi et al., 2003)

In realtà nel PBL è presente anche acqua nello stato di vapore, ma la tensione di vapor d'acqua è molto inferiore ai valori critici di saturazione e pertanto l'aria del PBL può essere considerata

“secca” e con un comportamento simile ad un gas perfetto. Pertanto possiamo definire per il PBL un’equazione di stato che leghi tra loro pressione, temperatura e densità:

$$p = R_d \rho T (1 + 0,608q) \quad [3.1]$$

Ove:

p = pressione

R_d = costante universale dei gas

ρ = densità

T = temperatura

q = umidità specifica

3.2 La Turbolenza

Nel PBL in quiete la gravità bilancia esattamente la forza dovuta al gradiente di pressione, da cui si deduce che $dp/dz = -g\rho$, ossia che la pressione diminuisce con la quota. Questa affermazione risulta vera non solo per un PBL in quiete, ma anche in condizioni normali (Sozzi et al., 2003). Per lo studio del PBL è importante anche analizzare la sua termodinamica: il principio primo ($dQ = dU + dW$) può essere reso, per una data particella d’aria, come

$$dQ = C_p dT - 1/\rho dp \quad [3.2]$$

Ove:

dQ = energia acquistata da tutte le sorgenti esterne

C_p = calore specifico (a pressione costante)

dT = variazione di temperatura

ρ = densità

dp = variazione di pressione

Pertanto una particella d’aria in salita entro il PBL si espande e si raffredda ed analogamente una particella in discesa si comprime e si riscalda.

La salita o la discesa possono avvenire in tanti modi, ma il più interessante è sicuramente quello adiabatico dal quale si deduce che la variazione di temperatura in relazione alla variazione di quota genera un gradiente pari a 0,0098 K/m.

Sulla base dello spostamento adiabatico è possibile definire anche una temperatura potenziale (θ), ossia quella temperatura che assume una particella di aria secca, originariamente alla temperatura T , dopo essere stata spostata adiabaticamente da una quota cui corrisponde una pressione p , ad una

quota di riferimento (approssimativamente il livello del mare) cui corrisponde una pressione di 1000 hPa.

Sulla base di tale definizione, dell'andamento termodinamico del PBL e della legge dei gas perfetti è possibile stabilire che (Sozzi et al., 2003):

$$\theta = T[1000/p]^{R/C_p} \quad [3.3]$$

La temperatura potenziale può essere messa in relazione alla temperatura reale secondo la seguente relazione (Sozzi et al., 2003):

$$d\theta/dz = dT/dz + g/C_p = dT/dz + \Gamma_d \quad [3.4]$$

Ove Γ_d è il già citato gradiente adiabatico dell'aria secca (pari a 0,0098 K/m).

In base a tale relazione possiamo definire la temperatura potenziale molto simile a $T+0,0098z$ (Sozzi et al., 2003)

La temperatura potenziale ci è utile per osservare il profilo verticale di temperatura del PBL: osservandolo sulla base della temperatura reale è possibile vedere solo una lieve irregolarità che mostra la presenza di uno strato atmosferico distinto (con un gradiente di T sempre positivo seguito da una forte inversione termica nello strato superiore), sulla base della temperatura potenziale è possibile individuare (in presenza di irraggiamento solare) almeno quattro zone distinte:

- una zona nelle vicinanze del suolo con $d\theta/dz$ fortemente negativo
- una zona intermedia con $d\theta/dz$ circa nullo
- un'altra zona con $d\theta/dz$ fortemente positivo
- la zona superiore con $d\theta/dz$ positivo, ma inferiore alla precedente, che continua con gradiente circa uguale fino alla sommità della troposfera.

Sulla base di tali situazioni e dell'applicazione delle legge di Archimede al moto delle particelle d'aria nel PBL possiamo dire che (Sozzi et al., 2003):

- una particella in un'atmosfera a gradiente di temperatura potenziale positivo, se allontanata dalla propria posizione iniziale, tende a ritornarci con un moto oscillante smorzato, ossia la particella è in equilibrio statico stabile.
- se il gradiente di temperatura potenziale è negativo, una particella spostata dalla sua posizione di equilibrio procede a un moto di allontanamento inarrestabile, è pertanto in un equilibrio statico instabile.

- Quando invece il gradiente è nullo la particella è in equilibrio statico neutro, cioè se spostata dalla sua posizione di equilibrio procederà con moto uniforme.

Questi criteri di stabilità sono insufficienti per descrivere però quanto avviene nel PBL: come vedremo a breve il PBL è caratterizzato da moti turbolenti di tipo stocastico. Indipendentemente da ciò, però, è bene ricordare che tali criteri di stabilità (ossia il gradiente di temperatura potenziale) influenzano in maniera determinante il tipo di moto di una particella entro il PBL.

È indispensabile, per le caratteristiche fisiche dell'aria, considerare il fluido continuo del PBL come un fluido viscoso, un fluido cioè il cui moto è condizionato da una resistenza interna alla deformazione, una proprietà molecolare che prende il nome, appunto, di viscosità. Tale viscosità fa sì che le particelle che compongono il fluido aderiscano alla superficie solida con cui si trovano in contatto e di conseguenza non si ha moto relativo fra fluido e superficie (*no-slip condition*). La viscosità quindi determina uno sforzo di taglio fra strati adiacenti di fluido e, di conseguenza, una variazione di velocità tra gli stessi (*shear*).

Il moto tridimensionale di una particella all'interno di un fluido viscoso può essere considerato come una sovrapposizione di una traslazione rigida (che non modifica forma e volume), una rotazione intorno ad un asse (che non modifica forma e volume), una deformazione (che modifica la forma) ed un'espansione (che modifica il volume) (Sozzi et al., 2003)

La presenza di viscosità fa anche sì che una particella in movimento dissipi costantemente parte dell'energia cinetica in calore, pertanto, per mantenere il fluido in moto è necessario fornire continuamente energia oppure ci deve essere una conversione di energia potenziale.

Analizzando dunque il profilo di velocità di un fluido viscoso si evidenzia come la presenza di una *no-slip condition* faccia sì che il profilo di velocità sia nullo alla superficie ed aumenti fino ad un valore di equilibrio lontano dalla superficie stessa (Sozzi et al., 2003).

In realtà il PBL, pur presentando questa caratteristica tipica di un fluido viscoso, presenta anche una complessità molto maggiore con un moto disordinato ed irregolare sia nello spazio che nel tempo. Tale irregolarità, tale complessità apparentemente casuale è ciò che viene chiamato "turbolenza". La turbolenza è difficile da definire, ma se ne possono individuare alcune caratteristiche (Sozzi et al., 2003):

- irregolarità
- diffusività
- alto numero di Reynolds (il numero di Reynolds o Re è definito come Uh/ν , ove U è la velocità del fluido, h la sua altezza e ν la sua viscosità cinematica)
- tridimensionalità
- si presenta come un fenomeno dissipativo

- si presenta come un fenomeno continuo

3.3 Struttura del PBL

La presenza di turbolenza determina la creazione nel PBL di vortici (*eddies*) e l'osservazione del PBL ha dimostrato come la situazione diurna differisca da quella notturna, anche se entrambe presentano turbolenza (Sozzi et al., 2003).

Il regime diurno prende il nome di situazione convettiva, mentre il regime notturno di situazione stabile.

- il PBL convettivo: semplificando molto potremmo dire che l'atmosfera è sostanzialmente trasparente alla maggior parte della radiazione solare e ne riceve energia solo in minima parte. La maggior parte dell'energia è, invece, trasmessa al suolo che la restituisce poi sotto forma di radiazione ad onda lunga: il PBL si configura quindi come una massa d'aria posta sopra una fonte di calore (il suolo). Esistono quindi due sorgenti di turbolenza: quella meccanica dovuta allo scorrimento di un fluido viscoso su una superficie rigida e rugosa e una sorgente termica molto maggiore. La prima sorgente genera *eddies* di dimensioni limitate, mentre la seconda *thermals* di dimensioni molto maggiori sui quali agisce la forza di Archimede dovuta alla differenza di densità dell'aria contenuta nei vortici rispetto alla densità dell'aria circostante (Sozzi et al., 2003). La loro forza motrice è dunque il galleggiamento, ed è proprio la formazione di questi *thermals* e il loro innalzamento nel PBL a che genera il particolare profilo convettivo della temperatura potenziale già precedentemente visto. Possiamo ora classificare in maniera più precisa quei quattro strati:
 - o il primo strato, relativamente sottile, si estende dal suolo a circa cento metri di quota, e prende il nome di Strato Superficiale (*Surface Layer, SL*). In esso θ diminuisce con la quota generando uno stato di instabilità statica. In questo strato si ha la formazione delle prime strutture termiche coerenti e vi si concentrano gli effetti di *shear*. Il gradiente negativo di temperatura fa sì che un *thermal* appena formatosi vicino al suolo tenda a salire sempre più velocemente portando in alto particelle d'aria, quantità di moto, calore, umidità e inquinamento (Sozzi et al., 2003).
 - o Sopra troviamo uno strato caratterizzato da una θ pressochè costante generando una situazione di adiabaticità statica. Questo strato viene definito come Strato Rimescolato (*Mixed Layer, ML*). Le strutture termiche coerenti hanno qui il loro maggiore sviluppo. Una particella che raggiunge questo strato dal precedente non ha ostacoli al proprio moto ascensionale se non la resistenza aerodinamica. (Sozzi et al., 2003)

- Nello strato superiore esiste un processo d'infiltrazione dell'aria proveniente dagli strati ancora superiori (aria più fredda) e si genera un gradiente di θ fortemente positivo. Le strutture termiche tendono a sfaldarsi ed una particella che arrivi qui dagli strati inferiori si troverà in uno stato di stabilità statica che ne frenerà il moto fino ad arrestarla. Tale particella potrà poi essere inglobata in una struttura discendente fino a raggiungere il suolo, per poi essere di nuovo catapultata verso l'alto dentro un *thermal* ascendente, instaurando così un *loop* continuo dovuto all'apporto di energia solare (Sozzi et al., 2003). Questo strato viene definito Strato di Intrappolamento (*Entrainment Layer*, EL) perché impedisce sostanzialmente la fuga alle particelle d'aria che vengono riportate verso il basso: praticamente ogni inquinante emesso al di sotto di questo strato resta intrappolato nel PBL (Sozzi et al., 2003) e continua a girare finché non viene in qualche modo decomposto o alterato o finché non va incontro a qualche tipo di deposizione.

C'è da far notare però che questo intrappolamento è molto forte, ma tutt'altro che “perfetto”, il meccanismo che immette aria nel PBL immette anche un po' d'aria del PBL nell'aria soprastante, l'Atmosfera Libera o *Free Atmosphere* (FA). Ciò vuol dire che un inquinante potrà passare oltre l'EL e rimanervi ben poco disperso e anche essere trasportato per grandi distanze (Sozzi et al., 2003). Questo meccanismo è particolarmente pericoloso per alcuni inquinanti quali i CFC e i loro analoghi poiché permette loro di raggiungere lo strato di “good ozone” che protegge la superficie dai raggi UV.

Nella FA abbiamo un incremento pressoché costante della θ e un sostanziale annullamento dell'umidità. La velocità del vento è sostanzialmente nulla in prossimità del suolo (a causa della *no slip condition*) per poi aumentare in maniera quasi logaritmica nel SL con forte presenza di *shear*. Nel ML lo *shear* è molto minore e la velocità del vento è pressoché costante (ridotta turbolenza meccanica). Nel ML la velocità del vento invece presenta brusche variazioni con la crescita della quota perché si adatta rapidamente alla situazione a mesoscala dettata dai gradienti di pressione a grande scala (vento geostrofico) (Sozzi et al., 2003)

Durante il giorno l'estensione verticale del PBL non è costante, ma si adatta alla radiazione solare aumentando e diminuendo con l'aumentare e il diminuire dell'irraggiamento. Dopo il tramonto il PBL convettivo inizia a distruggersi e a trasformarsi nel PBL notturno o “stabile”.

- il PBL stabile è caratterizzato sì dalla presenza di turbolenza, ma di una turbolenza di tipo meccanico e non convettivo, indotta dallo *shear* del vento che va via via diminuendo man

mano che ci si allontana dal suolo ed è inibita e contrastata da un fenomeno di raffreddamento notturno, più intenso negli strati vicini al suolo (Sozzi et al., 2003).

Il PBL notturno presenta uno strato vicino al suolo a debole e sporadica turbolenza, lo Strato Stabile (*Steady Boundary Layer*, SBL). Il vento è tendenzialmente molto debole al suolo, ma può diventare molto forte in quota generando *shear* e scoppi di turbolenza che possono rimescolare l'intero SBL (Sozzi et al., 2003). L'SBL non ha un limite superiore ben preciso e il gradiente di temperatura mostra un aumento bene o male continuo. In pratica la sommità del SBL viene definita come quella quota in cui l'intensità della turbolenza è inferiore ad una piccola frazione del valore assunte in superficie o come lo strato di atmosfera con il maggior gradiente termico (Sozzi et al., 2003).

Gli inquinanti emessi nello SBL tendono a distribuirsi in orizzontale più che in verticale e si possono formare situazioni particolari: se gli inquinanti sono emessi al di sopra dell'SBL essi tendono a galleggiarvi sopra senza raggiungere il suolo; se sono invece emessi vicini al suolo, la scarsa capacità di dispersione verticale dell'SBL può generare inquinamenti atmosferici molto forti (Sozzi et al., 2003). L'SBL si può instaurare anche di giorno ogni qual volta il suolo è più freddo dell'aria sovrastante (Sozzi et al., 2003).

3.4 Cenni di Energetica del PBL

Come accennavamo nel paragrafo precedente, essendo il PBL considerabile come un fluido viscoso, la turbolenza e i movimenti intrinseci nel PBL disperdono energia. Il PBL non cessa di esistere in quanto si configura come una macchina termica alimentata dalla radiazione solare (Sozzi et al., 2003).

Comprendere l'andamento energetico netto è importante in quanto esso determina l'estensione verticale del PBL, ossia il volume all'interno del quale vengono dispersi gli inquinanti.

Ogni corpo con una temperatura superiore agli 0 K emette energia elettromagnetica, in grado di propagarsi nel vuoto. Tale radiazione viene definita "radiazione di corpo nero" quando essa è una radiazione a spettro continuo esclusivamente dipendente dalla temperatura del corpo (il corpo nero, infatti, assorbe la totalità di radiazione incidente ed emette in uno spettro che dipende esclusivamente dalla sua temperatura). È possibile idealizzare in questo modo il Sole considerandolo un corpo nero con temperatura di 5870 K (Sozzi et al., 2003) e con uno spettro continuo di emissione nel *range* delle onde corte con picco nel visibile (secondo la legge di Wien).

L'ammontare totale di emissione, cioè l'integrale della distribuzione di irradianza rispetto alla lunghezza d'onda, definito "flusso radiativo", è funzione di questa temperatura di corpo nero ed è dato dalla legge di Stefan-Boltzmann:

$$E \text{ (W/m}^2\text{)} = \sigma T_{\text{sole}}^4 \quad [3.5]$$

Dove σ è la costante di Stefan-Boltzmann, che è pari a $5.67 \cdot 10^{-8} \text{ Wm}^{-2}\text{K}^{-4}$

La densità di flusso che raggiunge la Terra, però, è differente a causa della distanza che esiste fra la Terra ed il Sole. Dal momento che la radiazione solare si espande dal Sole in tutte le direzioni possiamo considerare una sfera con al centro il Sole e la Terra sulla superficie. Ogni unità di superficie di questa sfera ipotetica riceverà una densità di flusso costante pari a:

$$\sigma T_{\text{sole}}^4 / 4\pi r_{\text{Sole-Terra}}^2 = S_0 \quad [3.6]$$

Dove S_0 è la costante solare per la Terra che è pari a 1370 Wm^{-2} ed è la radiazione che raggiunge la sommità dell'atmosfera.

Questo valore però non tiene conto di due fattori:

- l'ellitticità dell'orbita terrestre, che rende questo valore variabile nel tempo
- la rotazione terrestre attorno al proprio asse, facendo variare l'angolo di elevazione solare locale Ψ rispetto all'orizzonte. Tale angolo è nullo all'alba e al tramonto e dipende dalla latitudine (Φ), dall'angolo di declinazione solare (δ_s) e dalla longitudine del punto considerato sulla superficie terrestre (λ_e):

$$\sin(\Psi) = \sin(\Phi) \cdot \sin(\delta_s) - \cos(\Phi) \cdot \cos(\delta_s) \cdot \cos[2\pi t_{\text{UTC}}/t_d - \lambda_e] \quad [3.7]$$

dove t_{UTC} è l'ora di Greenwich e t_d è la durata del giorno (24 ore).

Pertanto l'irradianza solare (E) alla sommità dell'atmosfera vale:

$$S_0 \cdot f \cdot \sin(\Psi), \text{ se } \Psi > 0, \text{ e vale invece } 0 \text{ se } \Psi \leq 0 \quad [3.8]$$

Dove f è la funzione dell'ellitticità dell'orbita terrestre.

3.4.1 I Termini del Bilancio Radiativo

L'irradianza spettrale emessa da un corpo nero è esprimibile, oltre che con la legge di Stefan-Boltzmann, anche con la legge di Planck:

$$E_{\lambda}^* = c_1 / \lambda^5 [\exp(c_2/(\lambda T)) - 1] \quad [3.9]$$

Dove:

E_{λ}^* è l'irradianza spettrale (espressa in $[W/m^2 \mu m]$),

λ è la lunghezza d'onda della radiazione (espressa in μm),

T è la temperatura assoluta del corpo (espressa in K),

e c_1 e c_2 sono due costanti che valgono rispettivamente $3.74 \cdot 10^8 \text{ Wm}^{-2} \mu m^4$ e $1.44 \cdot 10^4 \text{ } \mu m K$.

Se applichiamo la legge di Planck all'intero intervallo di lunghezza d'onda dello spettro (da 0 ad infinito) otteniamo una curva che presenta un picco la cui lunghezza d'onda (λ_{max}), funzione della sola temperatura del corpo nero, si ottiene in base alla relazione seguente, nota come legge di Wien:

$$\lambda_{max} = a/T \quad [3.10]$$

Dove:

a è pari a $2897 \text{ } \mu m K$

Se applichiamo tale legge usando le temperature superficiali di corpo nero di Sole (5780 K) e Terra (255 K) possiamo vedere i picchi di irradianza dei due corpi neri.

Per il Sole il picco di irradianza monocromatica cade in corrispondenza della banda del visibile, mentre per la Terra in quella dell'infrarosso.

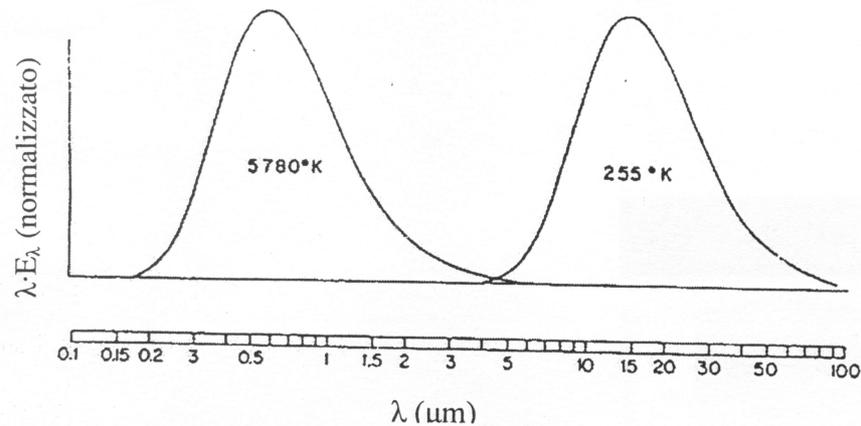


Fig. 3.1: Spettro normalizzato di corpo nero del Sole (sinistra) e della Terra (destra) in funzione della lunghezza d'onda in scala logaritmica.

Dalla figura risulta evidente che le bande di radiazione solare e terrestre sono ben seprate, sovrapponendosi alla lunghezza d'onda di $4.7 \mu\text{m}$, dove il sole contribuisce con una irradianza che rappresenta solamente lo 0.25% di quella corrispondente lunghezza d'onda di massima emissione. Questo permettere di dividere i termini che contribuiscono al bilancio radiativo in due intervalli spettrali: la radiazione in onda corta (S_w) e quella in onda lunga (L_w)

3.4.2 Radiazione in Onda Corta

Se risulta relativamente facile determinare la radiazione che raggiunge la cima dell'atmosfera, più complesso risulta capire quanta sia la radiazione in onda corta che raggiunge il suolo, in quanto, una volta che la radiazione attraversa l'atmosfera, essa viene in parte assorbita da alcuni costituenti gassosi e riemessa dagli stessi in onda lunga. Inoltre parte della radiazione in onda corta viene riflessa indietro, un effetto che dipende dall'albedo del suolo (che è un indice della riflettività, compreso tra 0 e 1, dove 0 comporta riflettività nulla e 1 riflettività massima). Anche le nubi determinano la quantità di radiazione che raggiunge il suolo, in quanto posseggono anche loro un albedo.

Una stima della radiazione (globale) che giunge al suolo (in condizioni di cielo sereno, cioè senza contare l'effetto delle nubi) si ottiene dal modello proposto da Kondo e Miura (1985):

$$R_{sw0}^{\downarrow} = E * [C_{s1} + 0.7 * 10^{-F1 \sec(\zeta)}] * (1 - i_{s1}) * (1 + j_{s1}) \quad [3.11]$$

Dove:

C_{s1} vale $0.21 - 0.2\beta$ se $\beta \leq 0.3$, e invece vale 0.15 se $\beta > 0.3$

$F1 = 0.056 + 0.16\beta^{1/2}$

$$i_{s1} = 0.014(\sec\zeta + 7 + 2x_r)x_r$$

$$j_{s1} = (0.066 + 0.34 \beta^{1/2}) * (A - 0.15).$$

In queste equazioni β è la turbidità atmosferica (di solito 0.04), A è l'albedo, e x_r è l'acqua precipitabile data dalla relazione

$$x_r = 0.0312 * T_{dew} - 0.0963 \quad [3.12]$$

dove T_{dew} è la temperatura di rugiada (°C)

In caso di copertura nuvolosa N , la radiazione così calcolata va moltiplicata per $(1 + b_1 N^{b_2})$ con $b_1 = -0.75$ e $b_2 = 3.4$.

Parte della radiazione in onda corta, però, viene riflessa. Tale riflessione dipende dal coefficiente di albedo integrale (α) che dipende dal tipo di suolo e dall'angolo di elevazione solare. In generale possiamo dire che questo coefficiente di albedo sarà tanto più alto (e quindi tanto maggiore la radiazione riflessa) quanto più è chiara la superficie e quanto più basso è il sole sull'orizzonte.

Pertanto la radiazione in onda corta riflessa sarà:

$$R_{sw0}^{\uparrow} = -\alpha * R_0^{\downarrow} \quad [3.13]$$

3.4.3 Radiazione in Onda Lunga

Oltre alla radiazione in onda corta, anche la radiazione in onda lunga rientra nel bilancio energetico.

La Terra, e, di conseguenza, il PBL, è un corpo caldo che emette nell'infrarosso.

La radiazione in onda lunga è, come per la radiazione in onda corta, suddivisibile in: radiazione che raggiunge il suolo e radiazione che parte dal suolo (in virtù del fatto che la Terra è di per se un corpo caldo, e che assorbe radiazione solare in onda corta riemettendola come onda lunga).

La radiazione che va al suolo è una frazione di quella emessa dal suolo stesso che subisce un processo di *scattering* attraversando l'atmosfera dovuto alla presenza di gas serra (cioè gas che hanno una finestra di assorbimento nell'onda lunga) e della copertura nuvolosa (che può riflettere verso il basso la radiazione in uscita). Tutti questi effetti possono essere semplificati riscrivendo l'equazione di Stefan-Boltzmann come:

$$R_{lw0}^{\downarrow} = \epsilon_a \sigma T^4 \quad [3.14]$$

Cioè considerando l'atmosfera come un unico "corpo grigio" avente una sua emissività (ϵ_a , dove per emissività s'intende il rapporto fra l'emissione a corpo nero ideale di un corpo e l'emissione reale del corpo stesso) e una sua temperatura.

Allo stesso modo possiamo fare per la radiazione in onda lunga: consideriamo la superficie terrestre come un unico corpo grigio avente una sua emissività :

$$R_{lw0}^{\uparrow} = \epsilon_s \sigma T_s^4 \quad [3.15]$$

Queste emissività possono essere meglio parametrizzate attraverso modelli empirici che forniscono equazioni che permettono di ricavare il valore radiativo senza misurazione diretta.

Queste complicazioni non sono però necessari ai fini della tesi in quanto noi otterremo una misurazione diretta della radiazione mediante strumentazione

3.4.4 Radiazione Netta

Definite dunque quali sono le entrate e le uscite radiative che influenzano il sistema possiamo definire quindi il bilancio radiativo sommando algebricamente le componenti radiative:

$$R_N = R_{sw0}^{\downarrow} + R_{sw0}^{\uparrow} + R_{lw0}^{\downarrow} + R_{lw0}^{\uparrow} \quad [3.16]$$

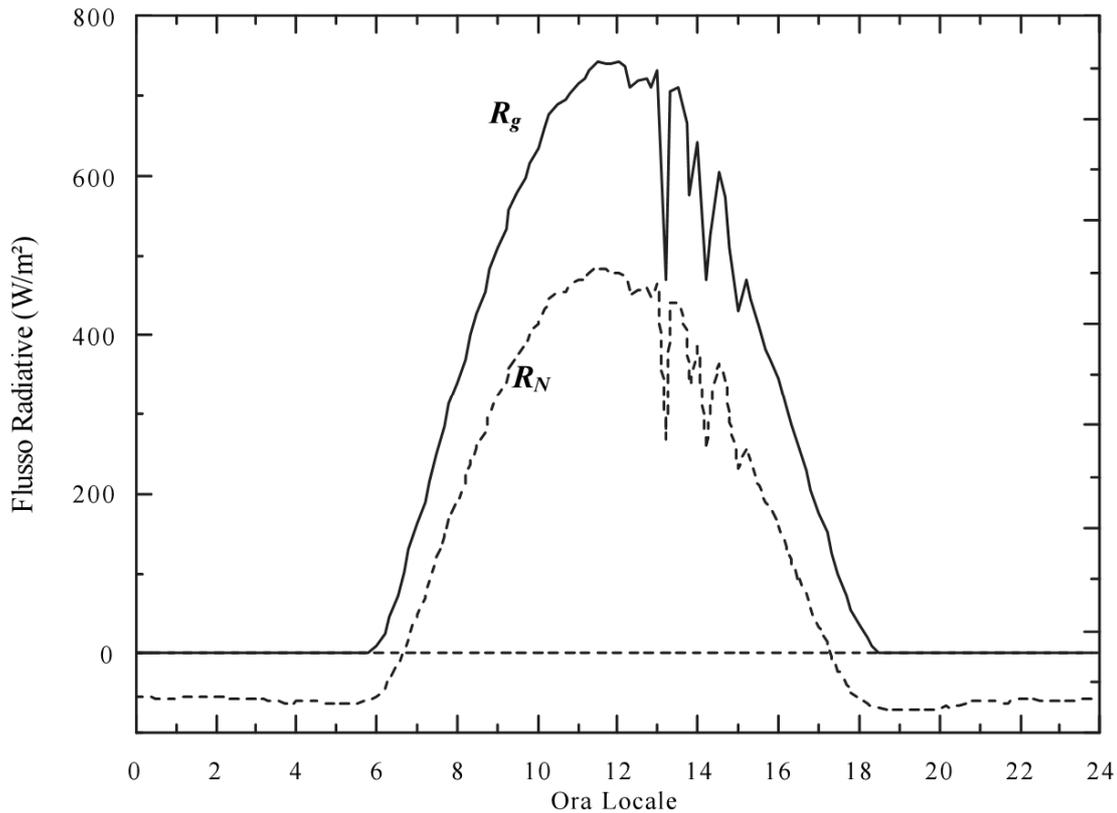


Fig. 3.2: Radiazione solare globale e radiazione netta registrate presso una stazione meteo del centro Italia (da Sozzi et al., 2002).

La figura riporta la radiazione solare globale (R_g) e la radiazione solare netta (R_N).

L'andamento netto segue strettamente quello globale: fino a poco dopo l'alba troviamo valori negativi, che indicano il maggior peso della radiazione infrarossa proveniente dal suolo caldo. Con il progressivo aumento della radiazione solare, la radiazione netta cresce fino a raggiungere un picco nelle ore più calde e illuminate della giornata. Col diminuire della radiazione solare, la radiazione netta decresce fino a raggiungere i valori negativi tipici della notte.

Com'è possibile vedere non esiste sempre un bilanciamento fra ciò che è in arrivo e ciò che è in partenza, pertanto troviamo energia all'interfaccia aria-suolo che è utile per lo sviluppo del PBL.

3.4.5 Variazioni Radiative del PBL

Se ora consideriamo il sistema fisico costituito dalla superficie terrestre e da ciò che vi si trova sopra (foreste, palazzi, eccetera), tale sistema ha come disponibilità la radiazione netta e l'energia subirà differenti trasformazioni: da un lato ci sarà una perdita di energia che verrà trasferita al sottosuolo (G_0), parte del calore disponibile verrà trasmesso sia direttamente al PBL (flusso di calore sensibile, Q_E), sia come vapor d'acqua che evapora (flusso di calore latente, H_0). Parte di

quest'energia verrà anche immagazzinata nel sistema, ma se tralasciamo questo aspetto di storage possiamo riscrivere l'equazione di radiazione netta come (Sozzi et al., 2003):

$$R_N = G_0 + Q_E + H_0 \quad [3.17]$$

Il termine relativo al trasferimento nel sottosuolo ovviamente toglie energia disponibile per l'evoluzione del PBL, mentre gli altri due sono apporti diretti.

Sappiamo che il PBL ha un'evoluzione che dipende dall'irraggiamento solare e che gli apporti termici dovuti alla radiazione netta ne sono la causa. La caratteristica principale del PBL convettivo descritto precedentemente, infatti, sta nel fatto che all'interfaccia aria-suolo si viene ad instaurare un flusso di calore verticale ascendente che trasferisce il calore dal suolo all'atmosfera, alimentando le circolazioni d'aria che, nel tempo, accrescono verticalmente il PBL (Sozzi et al., 2003).

Nello specifico, lo strato del PBL che varia maggiormente in seguito alle variazioni di apporto energetico è lo strato di rimescolamento (ML).

La determinazione dell'altezza di tale strato è dunque molto importante, in quanto determina il volume all'interno del quale avviene la dispersione degli inquinanti: un piccolo ML (come quello che possiamo trovare in presenza di poco flusso energetico, di notte, al tramonto, all'alba) comporta la dispersione degli inquinanti in un volume minore con possibili effetti avversi sulla salute umana (e non).

Un buon modello per determinare h è stato costruito negli anni '90 da Ekaterina Batchvarova e Sven-Erik Gryning, che hanno sviluppato la seguente equazione differenziale per h (Batcharova & Gryning, 1990):

$$\left\{ \left(\frac{h^2}{(1 + 2A)h - 2B\kappa L} \right) + \frac{Cu_*^2 T}{\gamma g [(1 + A)h - B\kappa L]} \right\} \frac{dh}{dt} = \frac{(\overline{w'\theta'})_s}{\gamma} \quad [3.18]$$

Dove:

h è l'altezza dello strato di rimescolamento

A, B, C sono parametri numerici a cui solitamente si assegnano i valori di 0.2, 2.5 e 8 (Sozzi et al., 2003)

k è la costante di Von Kármán

u_* è la velocità di scala u (friction velocity)

T è la temperatura

γ è il gradiente di temperatura potenziale sopra il mixed layer

g è l'accelerazione di gravità

$$L = -\frac{u_*^3 \bar{\theta}_v}{kg(\overline{w'\theta'_v})_s}$$

L è la lunghezza di Obukhov, che è definita come

dove $\bar{\theta}_v$ è la temperatura potenziale media virtuale

$(\overline{w'\theta'_v})_s$ è il flusso di temperatura potenziale virtuale alla superficie

$(\overline{w'\theta'})_s$ è il flusso cinematico di calore alla superficie

3.5 L'Isola di Calore Urbana

Le città si configurano come centri di inquinamento e calore di origine antropogenica (Naishi et al., 1998). Buona parte delle superfici cittadine tende ad essere coperta di asfalto e cemento, che sono solitamente superfici impermeabili con albedo e capacità termiche che convertono ed immagazzinano la radiazione termica incidente come calore sensibile meglio della campagna circostante e pertanto il SL cittadino tende ad essere più caldo di quello delle zone circostanti (Naishi et al., 1998, Britter & Hanna, 2003). Essendo impermeabili, inoltre, riducono l'umidità del suolo disponibile per l'evaporazione, a discapito del flusso di calore latente. Perciò, soprattutto in assenza di precipitazioni, il valore del rapporto di Bowen (flusso di calore sensibile / flusso di calore latente) diventa piuttosto elevato (Bonafè, 2006). Quando le isoterme di tale situazione vengono disegnate su una mappa del meteo superficiale, ne risulta un profilo che assomiglia ai contorni topografici di un'isola: per questo motivo il SL cittadino viene anche chiamato "isola di calore" (*urban heat island* o UHI) (Naishi et al., 1998). Queste particolari situazioni atmosferiche destano preoccupazione per l'inquinamento urbano, soprattutto tenendo conto dell'aumento dell'urbanizzazione e della popolazione inurbata (Kastner-Klein, 2004).

L'impermeabilizzazione delle superfici, l'assenza di verde (e quindi di evapotraspirazione, e, di conseguenza, una prevalenza, di giorno, del flusso di calore sensibile su quello latente), il basso albedo delle superfici antropogeniche (Pomerantz et al., 2000) sono solo alcune delle cause della formazione della sopra citata isola di calore. Oke (1995) identifica altri squilibri nel bilancio energetico che contribuiscono a creare l'isola di calore urbana:

- Nel pomeriggio il flusso di calore sensibile cala più gradualmente rispetto alle aree rurali circostanti e può restare positivo di notte: la differenza fra la temperatura atmosferica di un sito urbano ed uno rurale è ampia soprattutto di notte ed è percepibile anche nei dintorni dei parchi presenti in città (Mills, 2004)

- Nel tardo pomeriggio e di sera la struttura urbana rilascia una gran quantità di calore immagazzinata durante il giorno
- Il flusso di calore dovuto alle attività umane può contribuire all'effetto isola di calore soprattutto in inverno e con condizioni di stabilità

Questi squilibri nel bilancio energetico urbano possono portare effetti di inversione termica: come è stato spiegato di notte o in inverno la temperatura dell'aria scende, ma l'isola urbana continua a rilasciare calore. Dal momento che ci troviamo in presenza di minore temperatura dell'aria e ridotta radiazione solare (di notte la radiazione solare è assente), gli effetti convettivi tendono a diminuire, e questo fa sì che si formi uno strato di aria calda al di sopra dell'*urban canopy layer* (strato di calotta urbana). Tale strato si configura come uno strato d'inversione termica, in quanto l'aria sottostante risulta più fredda. Il risultato fisico della presenza di questo strato d'inversione è un intrappolamento (*entrainment*) degli inquinanti emessi al di sotto della superficie d'inversione, con un conseguente maggior tempo di ricircolo e di reazione all'interno dello *urban canopy layer* (Garland, 2008).

Un'elevata temperatura urbana porta pertanto ad un aumento di energia consumata (sotto forma di condizionamento termico, con conseguente aumento di emissioni da parte delle centrali elettriche) e ad una maggiore formazione di smog (Akbari, 2002).

3.6 L'Urban Boundary Layer e gli Effetti Dovuti alla Rugosità Urbana

Oltre all'effetto "isola di calore" la presenza di un tessuto urbano ha anche un effetto fisico sulla differente distribuzione degli inquinanti, in quanto la presenza di ostacoli esercita una forza d'attrito sull'atmosfera (Britter & Hanna, 2003). Pertanto al di sopra di un'area urbana si ha un'alterazione del trasporto e della dispersione degli inquinanti in quanto aumenta la turbolenza sia meccanica che termica. Le velocità del vento sopra l'area urbana sono più basse a causa dell'aumentata rugosità e le direzioni del vento possono cambiare a causa della presenza dell'isola di calore o del piegarsi del flusso intorno e sopra l'area urbana (Britter & Hanna, 2003; Bornstein, 1987). Sull'area urbana è possibile pertanto suddividere il *Surface Layer* in tre distinti *sublayers* (sotto-strati) (Oke, 1988): un primo *sublayer*, che si estende dal suolo fino alla sommità degli edifici, chiamato *urban canopy layer* e un secondo strato, ove si avverte ancora l'influenza degli edifici sul vento, chiamato *urban roughness sublayer* (sotto-strato di rugosità urbana, che si estende dalla sommità degli edifici fino a circa 100-200 m, (Britter & Hanna, 2003)). Al di sopra di questi due strati si apre un *sublayer* dove le velocità e le direzioni del vento non risultano particolarmente condizionate dalla presenza degli edifici e dell'isola di calore. Quest'ultimo strato è definito *inertial sublayer* (sotto-strato inerziale).

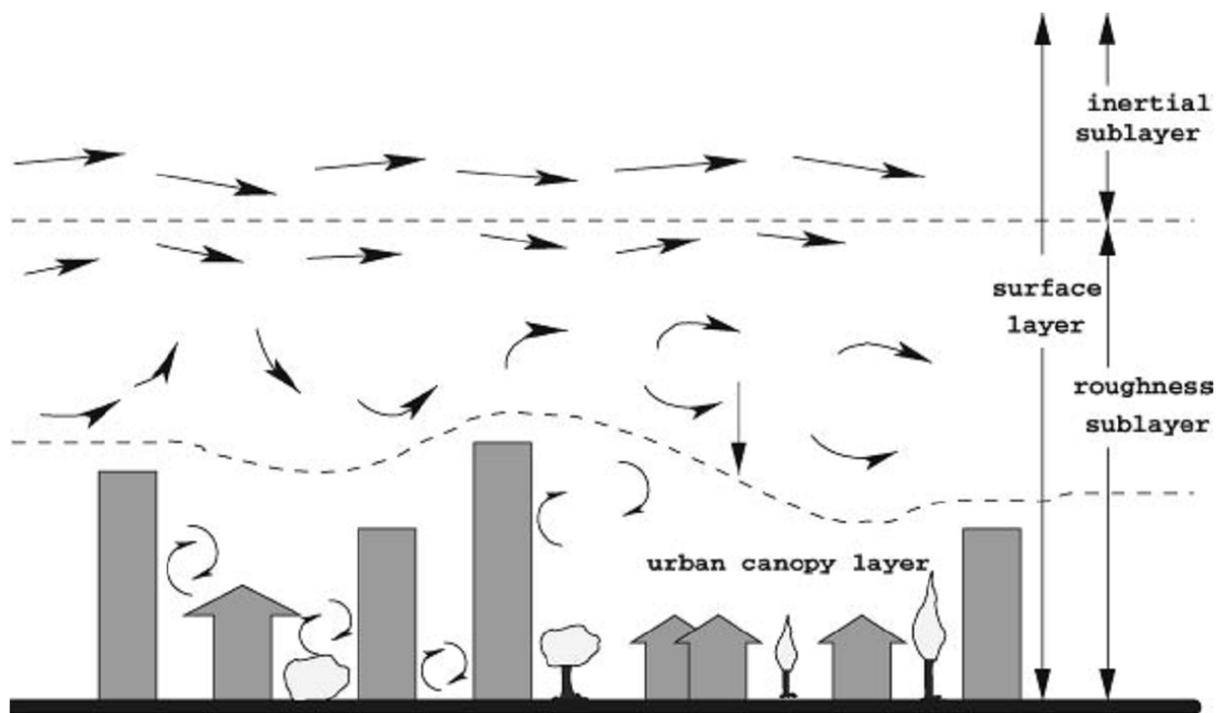


Fig. 3.3: Flusso su area urbana (adattata da Britter & Hanna, 2003).

Più in specifico possiamo dire che il *roughness sublayer* si estende da terra (altezza = 0, e include quindi l'*urban canopy layer*) fino ad un'altezza z^* , dove il flusso è orizzontalmente non omogeneo e la turbolenza è fortemente influenzata dalla presenza di elementi di rugosità come i palazzi (Rotach, 1999). Secondo i dati raccolti in letteratura l'altezza z^* è nell'ordine di 2-5 volte l'altezza media degli elementi di rugosità (Raupach et al., 1991).

Lo *urban canopy layer*, dunque, è lo strato dove viene avvertito maggiormente l'effetto dovuto alla presenza degli edifici. Una particolare configurazione, particolarmente studiata in letteratura, è quella del canyon urbano, che può essere definito come “una strada relativamente stretta orizzontalmente, confinata da edifici che si allineano in continuo su entrambi i lati. È confinata anche dal terreno e dal tetto dei palazzi” (Jeong & Andrews, 2002).

Questa configurazione topologica tende ad influenzare la direzione del vento, portando, nel caso la direzione principale del vento sia perpendicolare alla direzione del canyon, alla formazione di un vortice centrale. Alternativamente, se ci troviamo in presenza di vento parallelo, si possono formare fenomeni d'incanalamento preferenziale all'interno del canyon (Kastner-Klein, Berkowicz e Britter, 2004).

Questi effetti di ricircolo ed incanalamento, se combinati ad emissioni di inquinanti all'interno del canyon stesso, fa sì che ci sia il rischio di avere un più alto livello d'inquinamento all'interno del canyon (Jeong & Andrews, 2002; Kastner-Klein, Berkowicz e Britter, 2004).

Più in specifico il rapporto altezza/larghezza fa sì che si formino diversi tipi di turbolenza a seconda del vento sinottico che si muove al di sopra del canyon.

Per venti sinottici perpendicolari e superiori agli 1.5-2 m/s, Oke (1988) ha classificato tre regimi di vento a seconda del rapporto altezza/larghezza del canyon :

(a) Un flusso dovuto ad asperità isolate: avviene con un rapporto altezza/larghezza < 0.3 dove i palazzi e gli elementi sono sufficientemente separati da agire come asperità isolate, permettendo al flusso di non subire più l'effetto dell'elemento di asperità ad una certa distanza a valle dallo stesso ("riaggiustandosi" dall'effetto prodotto dall'ostacolo prima di incontrare il successivo).

(b) Quando gli edifici cominciano ad essere più vicini ($A/L \approx 0.5$) il flusso si trasforma in un flusso da interferenza (*wake interference*). L'aumento della vicinanza degli elementi di rugosità fa sì che il flusso non riesca più a riaggiustarsi nello spazio fra l'uno e l'altro, ma continua a mantenere caratteristiche turbolenze anche nel suddetto spazio (Hunter et al., 1990/1991).

(c) Quando ci avviciniamo a un rapporto altezza/larghezza di 1,538 (Jeong e Andrews, 2002) si ha il passaggio da un flusso di interferenza a un flusso di scorrimento che forma un singolo vortice all'interno del canyon (Hunter et al., 1992). Nei canyon con un rapporto $A/L > 1,3$ il vortice principale è traslato verso la parte superiore del canyon, mentre sotto non esiste praticamente ricircolo d'aria (DePaul e Sheih, 1986), mentre, salendo ad un rapporto maggiore ($A/L \approx 2$) si può osservare un debole vortice secondario ruotare in senso opposto a livello della strada (Pavageau et al., 1996). Se il canyon è particolarmente profondo ($A/L \approx 3$) si può trovare anche un terzo vortice (Jeong e Andrews, 2002).

I vortici presenti all'interno del canyon possono contribuire alla permanenza degli inquinanti nonostante alte velocità di vento sinottico (Galani et al., 2009). In particolar modo la presenza di un vortice di ricircolo contribuisce, quando la fonte degli inquinanti è a livello della strada, ad un aumento della loro concentrazione sul lato sottovento (*leeward*) del canyon ed una diminuzione sul lato sopravvento (*windward*) (Kovar-Panskus et al., 2002).

Venti sinottici obliqui o paralleli al canyon generano fenomeni di turbolenza differenti: flusso a spirale all'interno del canyon o altri fenomeni d'incanalamento (Vardoulakis et al., 2003).

La turbolenza all'interno del canyon è anche influenzata dal traffico che lo attraversa (Di Sabatino et al., 2003a; Di Sabatino et al., 2003b) e da eventuali asperità presenti all'interno del canyon (Hoydysh e Dabberdt, 1994 ; Theurer 1999), così come dalla stabilità atmosferica e da fenomeni termici dovuti ad un potenziale riscaldamento delle pareti degli edifici o del fondo del canyon (Sini et al., 1996; Kim e Baik, 2001)

Il traffico, al contrario, è più "certo" come forzante sulla turbolenza: alcuni studi (sia in canyon simulati che in situazione reale) hanno dimostrato che è un fattore rilevante per l'aumento

dell'energia cinetica turbolenta all'interno del canyon e quindi come un fattore importante per il movimento degli inquinanti (Di Sabatino et al., 2003a; Di Sabatino et al., 2003b; Kastner-Klein, 1999; Vachon et al., 2002).

I canyon urbani, quindi, si configurano come *hot spots* per le concentrazioni di sostanze gassose e particolato nelle aree urbane (vedi ad esempio, Van Dingenen et al. 2004, oppure Weber et al. 2006). Purtroppo esistono grandi differenze nella geometria dei canyon (principalmente differenze nel rapporto Larghezza/Altezza), nell'intensità del traffico che li attraversa, nel tipo di traffico (automobili, camion pesanti, furgoni, ecc.) e nella meteorologia locale e tutto ciò fa sì che le concentrazioni nei canyon siano altamente variabili (Johnson e Hunter, 1999; Kuttler e Wacker 2001; Kastner-Klein et al., 2004; Kim e Baik, 2004; Weber et al., 2006).

La permanenza di inquinanti all'interno del canyon può essere ulteriormente accentuata dalla presenza di filari alberati: se piantati troppo vicini gli uni agli altri (in rapporto all'ampiezza della chioma), le chiome degli alberi fungono da ostacoli per il flusso d'aria, inibendo la naturale ventilazione e, di conseguenza, la dispersione e la rimozione degli inquinanti (Gromke e Ruck, 2007).

4. Situazione Climatica Bolognese

4.1 Inquadramento dell'Area

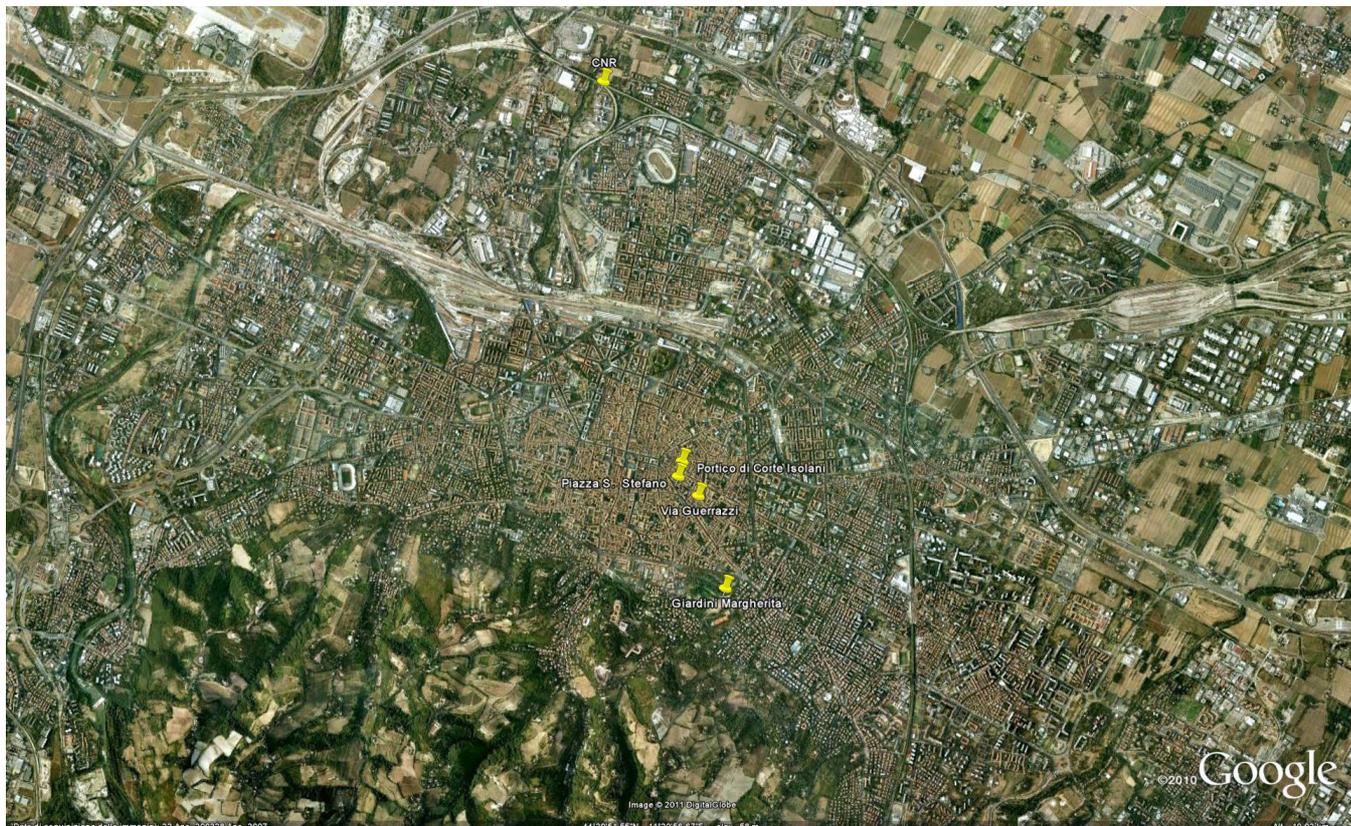


Fig. 4.1: visione satellitare dell'agglomerato urbano di Bologna

La zona interessata dal nostro studio è l'agglomerato metropolitano di Bologna. La città si situa nella pianura Padana a ridosso dei colli appenninici, fra lo sbocco della valle del Reno e quella del Savena.

I colli rappresentano la caratteristica orografica di maggior rilievo nel panorama del territorio fisico prettamente bolognese.

Di seguito analizzeremo gli andamenti di diversi parametri meteorologici registrati dalla centralina ARPA di Borgo Panigale negli anni 1991-2010 per poter dare un'idea della climatologia bolognese. Abbiamo cercato di usare, per quanto possibile, i dati dell'ultimo ventennio per avere una visione aggiornata della situazione climatologica bolognese.

4.2 Precipitazione Totale

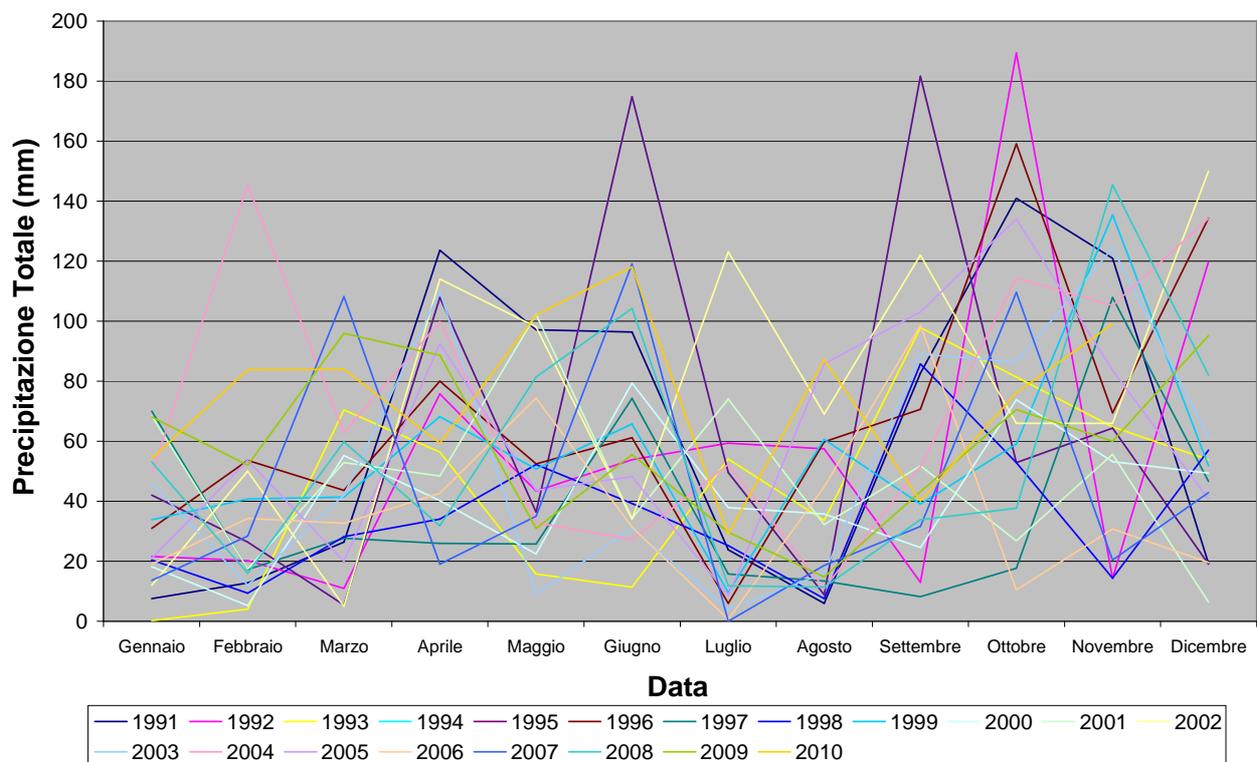


Fig. 4.2: grafico dell'andamento della precipitazione totale per gli anni 1991-2010

Secondo i dati della stazione di Bologna Borgo Panigale, presi a partire dal gennaio 1991 fino al dicembre 2010, le precipitazioni nell'area urbana tendono a raggiungere picchi in fase primaverile (nel trimestre Aprile-Giugno) e autunnale (da Settembre a Dicembre) e ad avere un minimo in fase estiva (Luglio e Agosto). Il mese più piovoso della serie risulta essere l'Ottobre del 1992 con 189 mm di precipitazioni totali.

L'andamento delle precipitazioni però non presenta un trend particolarmente definito, non permettendo un effettiva caratterizzazione di mesi prettamente "secchi" o mesi prettamente "umidi".

4.3 Temperatura Media Giornaliera

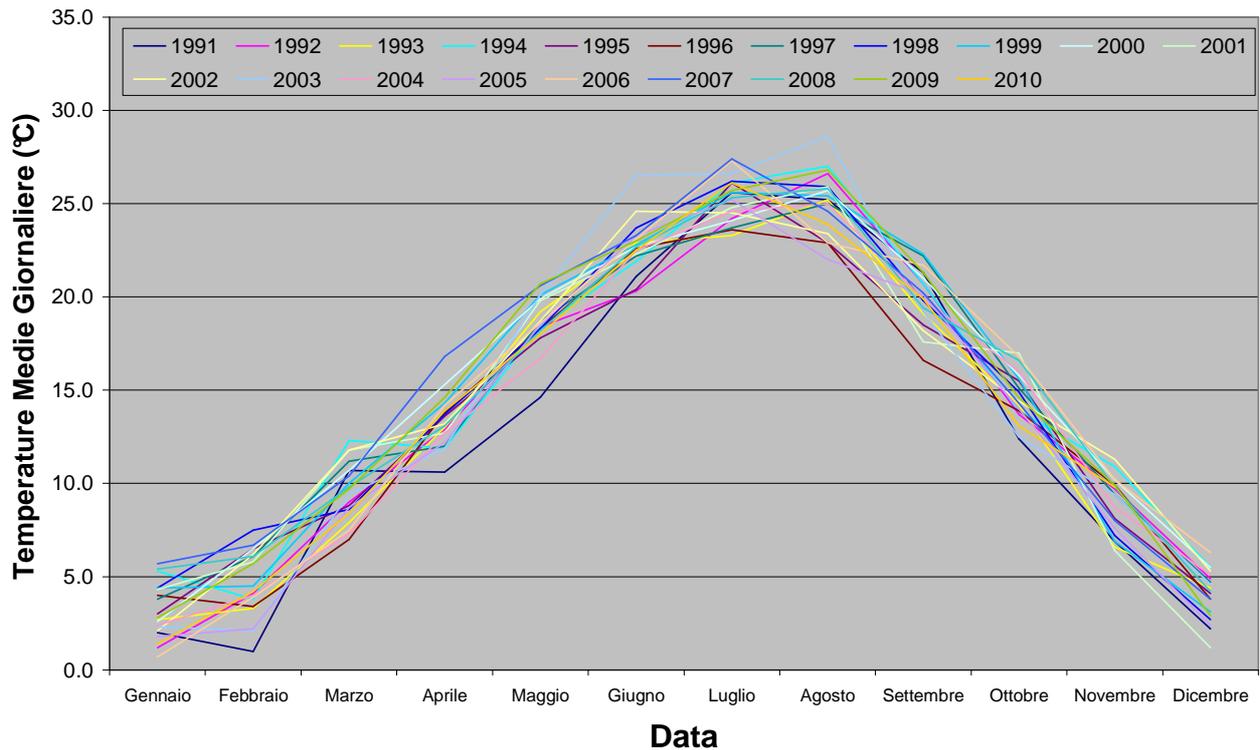


Fig. 4.3: grafico dell'andamento delle temperature medie giornaliere nei diversi mesi negli anni 1991-2010

Il grafico mostra un andamento piuttosto costante nel tempo relativamente alla temperatura media giornaliera: la temperatura tende ad alzarsi più o meno gradualmente a partire da Febbraio, per raggiungere picchi estivi intorno a Luglio-Agosto e a ridiscendere a partire da Settembre verso i minimi (sempre di temperatura media) di Dicembre e Gennaio.

La temperatura media giornaliera non raggiunge mai particolari estremi né in inverno (non scende sotto lo 0), né in estate (dove non supera i 30 °C).

4.4 Umidità Media Giornaliera

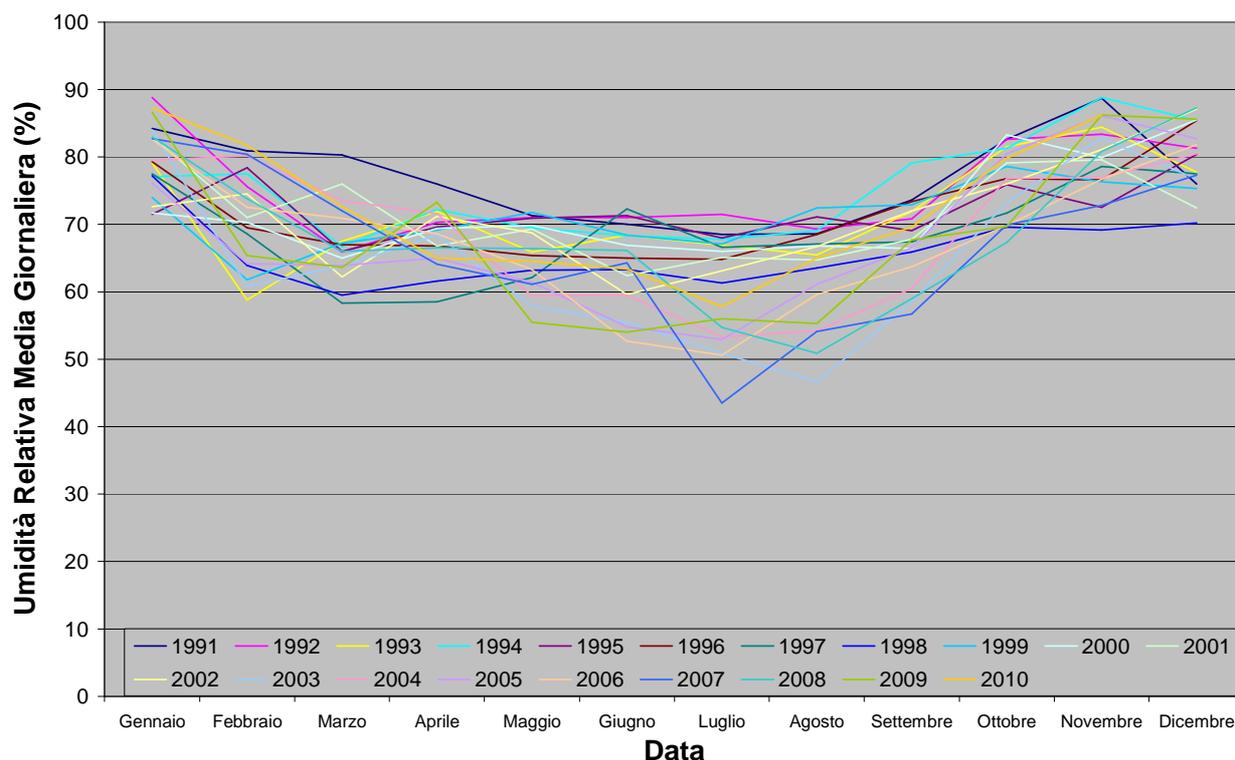


Fig 4.4: grafico dell'andamento dell'umidità relativa media giornaliera nei diversi mesi negli anni 1991-2010

Bologna si configura come un'area costantemente umida durante tutto il corso dell'anno. Anche nei mesi estivi di Luglio e Agosto, l'umidità è scesa sotto il 50% solo in due anni della serie storica (il 2003 e il 2007).

In generale l'umidità relativa si assesta su valori intorno al 70% con tendenza a salire sopra questi valori in autunno ed inverno e a scendere sotto questi valori in primavera ed estate.

4.5 Regime dei Venti

Per quanto riguarda l'andamento dei venti, non essendo disponibili dati continui per il periodo 1991-2010, ci rifacciamo al trentennio climatologico 1961-1990, di cui invece abbiamo i dati a disposizione. Di seguito riportiamo, sulla base dei rilevamenti effettuati dalla stazione di Bologna Borgo Panigale, i grafici relativi alle rose dei venti e le frequenze percentuali mensili delle classi d'intensità:

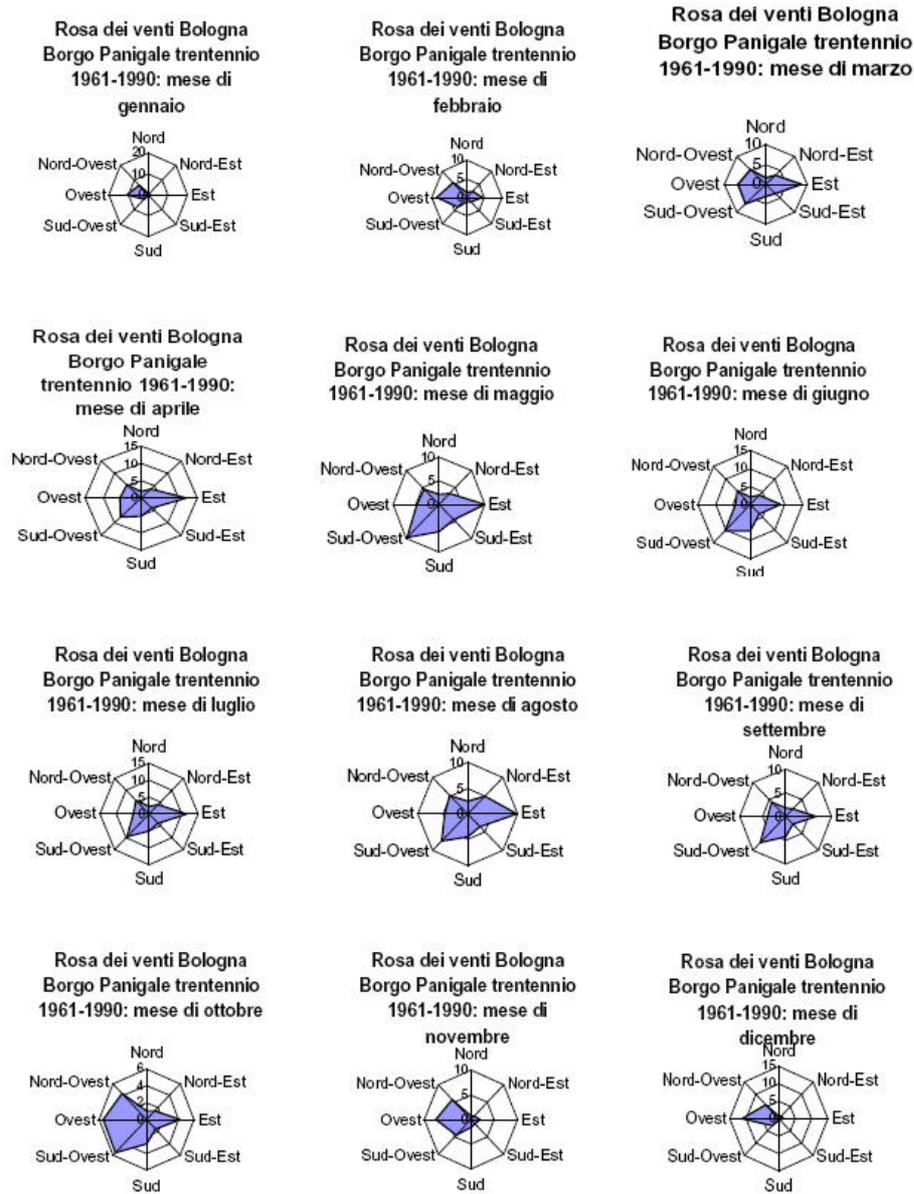


Fig. 4.5: Rose dei venti mensili medie del trentennio 1961-1990 nella stazione di Bologna Borgo Panigale (da CLINO, Aeronautica Militare)

Sulla base delle rose dei venti notiamo che la direzione prevalente sembra essere da Ovest-Sud Ovest, con l’eccezione del mese di Aprile che ha l’Est come direzione preferenziale.

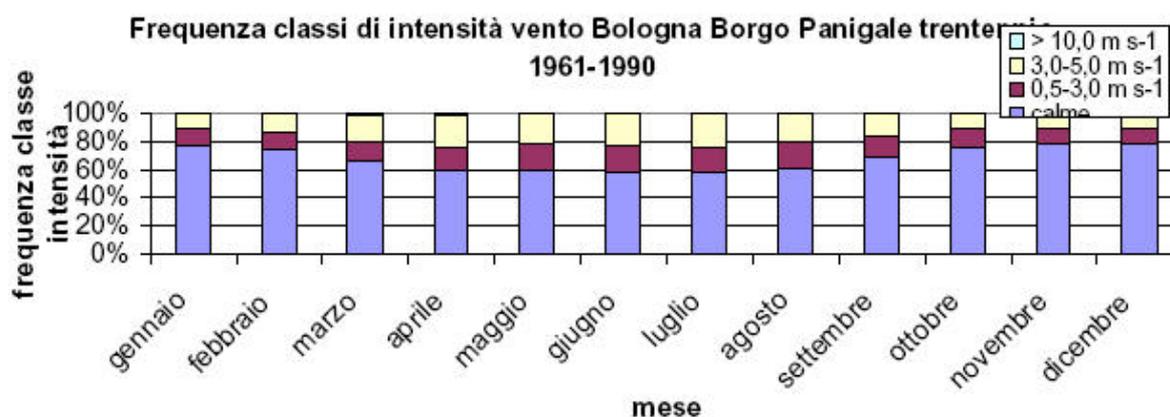


Fig. 4.6: Frequenze mensili delle classi d'intensità del vento 1961-1990 nella stazione di Bologna Borgo Panigale

Il grafico precedente, mostra che la situazione bolognese è caratterizzata principalmente da una situazione di calma (velocità del vento inferiore ai 0.5 m/s). La grande incidenza di regimi di calma, risulta sfavorevole alla circolazione degli inquinanti, portando anzi ad una stagnazione delle masse d'aria.

4.6 Conclusioni sulla Situazione Climatica Bolognese

Sulla base di questi dati, per quanto limitati nel tempo, è possibile cercare di dare una definizione climatica alla situazione della città di Bologna (e dei suoi immediati dintorni).

Un sistema di classificazione molto usato e che è stato usato recentemente per pubblicare una mappa aggiornata dei climi mondiali (Peel et al., 2007) è il sistema di Koppen-Geiger. Il sistema, sviluppato originariamente da Wladimir Koppen (Koppen, 1937), è un sistema empirico che permette, sulla base dei valori di temperatura e precipitazione di definire una data zona in un sistema di classi climatiche. In questo sistema di classificazione non si tiene conto, per la classificazione climatica di una zona, di pressione, di fasce di venti, di masse d'aria, di fronti o di perturbazioni. Sebbene questo rappresenti un limite, il sistema di Koppen ci permette di definire il clima di Bologna sulle serie storiche a nostra disposizione.

Il sistema prevede una serie di categorie gerarchiche che permettono di definire in maniera sempre più specifica il clima della zona: si parte da una categoria principale, che può essere ulteriormente raffinata da un sottogruppo. Le due categorie sono indicate da lettere ed esiste una terza lettera che può essere accostata a questo codice climatico per dare una definizione ancora più fine.

Dal momento che i nostri dati di temperatura media ci mostrano che sicuramente i mesi freddi presentano temperature medie inferiori ai 18°C e superiori ai -3°C e abbiamo più di un singolo mese con temperatura media superiore ai 10°C, possiamo ascrivere Bologna al gruppo climatico

principale C della classificazione di Koppen. Questo gruppo è definito come “clima temperato delle medie latitudini” e richiede appunto che ci si trovi nelle condizioni in cui il mese più freddo ha una temperatura media inferiore ai 18°C e superiore ai -3°C e che ci sia almeno un mese con una temperatura media superiore ai 10°C. Un clima del genere presenta una divisione stagionale estiva ed invernale.

Definire la sottocategoria della zona bolognese non è semplice: sebbene i mesi più caldi (Luglio e Agosto) abbiano una tendenza alla diminuzione del regime di precipitazioni (conferendo a Bologna un'estate più secca rispetto alle altre stagioni, in realtà il regime di precipitazione e di umidità non presenta un periodo marcatamente secco. Bologna quindi potrebbe trovarsi ad oscillare fra la sottocategoria f (umido, con precipitazioni abbondanti in tutti i mesi e assenza di una stagione asciutta) e s (stagione asciutta nell'estate del rispettivo emisfero).

Tenendo conto che i mesi estivi presentano una temperatura media superiore ai 22°C si può assegnare anche una terza categoria al clima bolognese (categoria a, con estati molto calde).

Secondo il sistema di classificazione Koppen-Gieger, sulla base dei dati raccolti fra il 1991 e il 2010 dalla centralina di Borgo Panigale, è possibile definire il clima bolognese come un clima Cs/fa, ossia un clima temperato umido in tutte le stagioni / con estate secca e con estati molto calde.

Esiste però anche una classificazione climatica normativa: il DPR 412 del 26/08/1993 (e successive integrazioni) ha diviso i comuni della penisola in sei zone climatiche riassunte nella tabella A del decreto sulla base dei gradi giorno (K*giorno / anno, un'unità di misura del fabbisogno energetico).

Questa suddivisione zonale serve a determinare il periodo in cui è possibile utilizzare il riscaldamento artificiale all'interno degli edifici

Secondo tale decreto Bologna è di categoria climatica E con 2259 gradi giorno, che consente di utilizzare gli impianti termici per un massimo di 14 ore giornaliere nel periodo che va dal 15 ottobre al 15 aprile.

Al di fuori di tale periodo gli impianti termici possono essere azionati solo in presenza di condizioni climatiche che ne giustifichino l'esercizio e comunque per una durata non superiore alla metà di quella consentita a pieno regime.

4.7 Situazione Bioclimatica

L'inquadramento climatico fatto fino ad ora non tiene conto dell'effettiva percezione del clima sulla popolazione e, quindi, sulla salute umana.

La semplice analisi della temperatura media, dell'umidità e della precipitazione non è dunque sufficiente per analizzare l'effetto delle condizioni meteorologiche sulla cittadinanza.

Si procederà quindi ad analizzare un altro set di dati che permettano di valutare non il clima inteso come rapporto di periodi secchi/umidi e andamenti di temperatura, ma sulla base degli effetti sulla salute della popolazione, pertanto ad analizzare un bio-clima.

Per quanto riguarda la fase estiva, il servizio meteorologico dell'Emilia Romagna analizza il disagio della popolazione utilizzando uno strumento definito come "Indice di Thom" (Discomfort Index). Questo indice combina in un singolo valore l'effetto di temperatura, umidità e movimento dell'aria sulla sensazione di caldo o freddo percepito dal corpo umano. La temperatura effettiva tiene conto della temperatura di bulbo umido e della temperatura di bulbo asciutto di posti ombreggiati e protetti dal vento (Thom & Bosen, 1959).

Questo indice è adatto per descrivere le condizioni di disagio fisiologico dovute al caldo-umido ed è sensibile in un intervallo termico compreso tra 21°C e 47°C. Al di fuori di tale intervallo, anche al variare dell'umidità relativa, l'indice attribuisce sempre la condizione fisiologica alle classi estreme, cioè "nessun disagio" per temperature inferiori a 21°C e "disagio massimo" per temperature superiori a 47°C (Thom & Bosen, 1959).

L'indice si calcola dunque secondo la formula:

$$\text{Discomfort Index} = 0.4 * (T_a + T_w) + 4.8 \quad [4.1]$$

Dove T_a indica la temperatura a bulbo asciutto (°C) e T_w la temperatura a bulbo umido (°C) (Thom & Bosen, 1959).

L'indice restituisce valori adimensionali. Il servizio meteorologico dell'Emilia Romagna individua le seguenti soglie:

Soglia	Valore dell'Indice
Nessun Disagio	< 24
Disagio Debole	Da 24 a < 25
Disagio	Da 25 a < 26
Disagio Forte	Da 26 in su

Tab 4.1: Tabella dell'indice di Thom adottata dal servizio meteorologico dell'Emilia Romagna

Sulla base dei dati storici forniti da ARPA è stato possibile ricostruire l'andamento dell'indice di Thom delle estati dell'ultimo decennio (2001-2009).

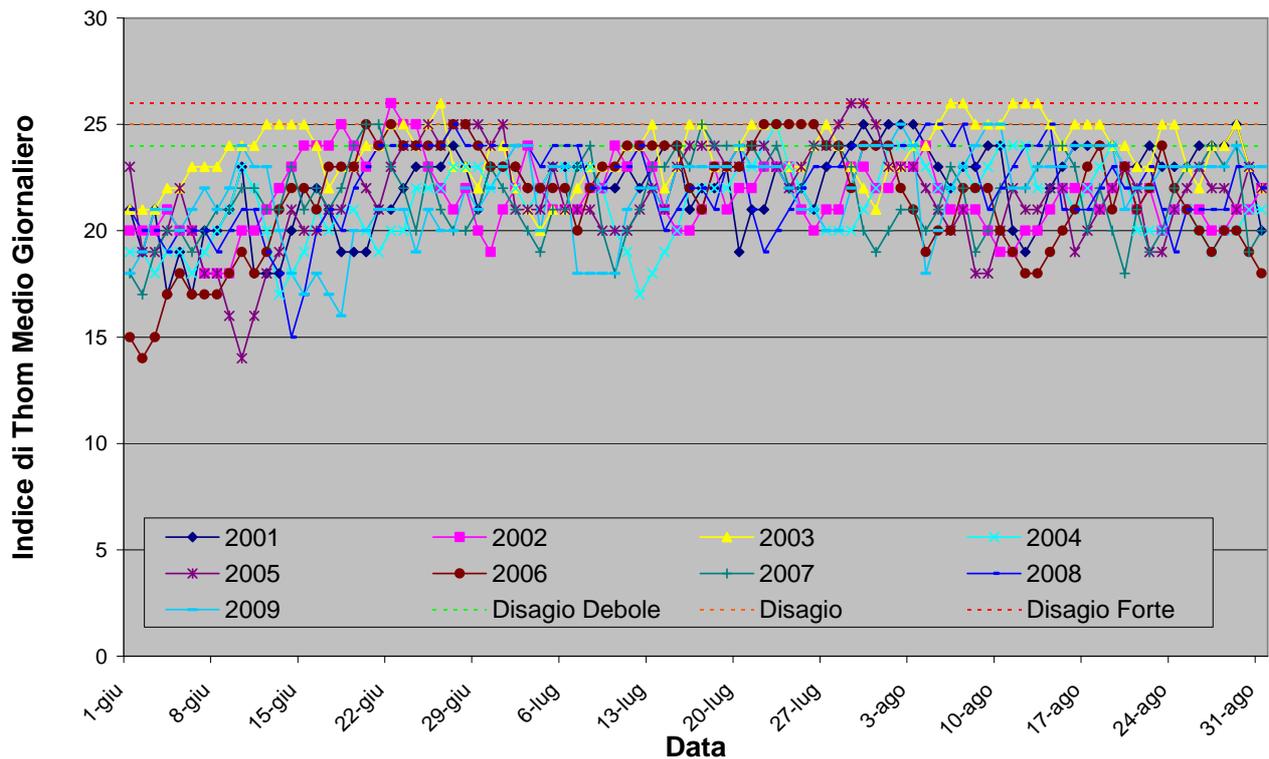


Fig. 4.7: grafico dell'andamento dell'indice di Thom medio giornaliero per gli anni 2001-2008

Il grafico mostra l'andamento dell'indice di Thom medio giornaliero per il periodo che va dal 1/06 al 31/08 degli anni indicati (2001-2009).

Osservando globalmente gli andamenti dell'indice si può vedere che negli ultimi 10 anni le situazioni di Forte Disagio si sono presentate in numero limitato (9 eventi in tutto) e che generalmente le situazioni di Disagio e Forte Disagio tendono a concentrarsi nei mesi di Giugno e Agosto.

Complessivamente Bologna sembra attestarsi su valori medio-alti dell'indice di Thom mostrandosi come una città non particolarmente fresca nei mesi estivi.

Per calcolare il disagio derivante dalla situazione invernale, è possibile utilizzare un altro indice (sempre adottato dal servizio meteorologico dell'Emilia-Romagna): l'indice di Scharlau.

Questo autore definì in maniera empirica, in assenza di vento, le temperature limite dell'aria, in relazione all'umidità relativa, oltre le quali l'organismo di un uomo medio e sano accusa disagio.

Scharlau elaborò due differenti tabelle, una per il disagio climatico invernale (freddo-umido) ed una per il disagio estivo (caldo-umido) (Scharlau, 1950). Dal momento che per il disagio estivo l'indice più utilizzato (anche dal servizio meteorologico) è l'indice di Thom, l'indice di Scharlau verrà utilizzato solo per il disagio invernale.

Tabella valida per il disagio invernale (freddo-umido) (Scharlau, 1950)											
RH (%)	90	85	80	75	70	65	60	55	50	45	40
Temperatura critica oltre la quale viene avvertito il disagio (°C)	3.5	2.8	2.2	1.8	1.5	0.5	0.0	-0.3	-0.5	-1.5	-2.5

Tab. 4.2: Tabella dell'indice di Scharlau adottata dal servizio meteorologico dell'Emilia Romagna

Sulla base della tabella di Scharlau è possibile calcolare in modo automatico la temperatura critica secondo tale equazione:

$$\text{Temperatura Critica (°C)} = (-0.0003 * RH^2) + (0.1497 * RH) - 7.7133 \quad [4.2]$$

Dove RH è l'umidità relativa (%). Tale equazione ha un'ottima correlazione con le tabelle elaborate da Scharlau ($R^2 = 0.9848$) (Morabito, 2003).

A questo punto la differenza fra la temperatura rilevata dai sensori e quella critica determina un ΔT che può essere:

- Positivo: la temperatura rilevata è superiore alla temperatura critica. Nessun disagio.
- Nullo: la temperatura rilevata è identica alla temperatura critica. Essendo sulla soglia è già possibile che sia presente un disagio.
- Negativo: la temperatura rilevata è inferiore alla temperatura critica. Siamo in presenza di disagio.

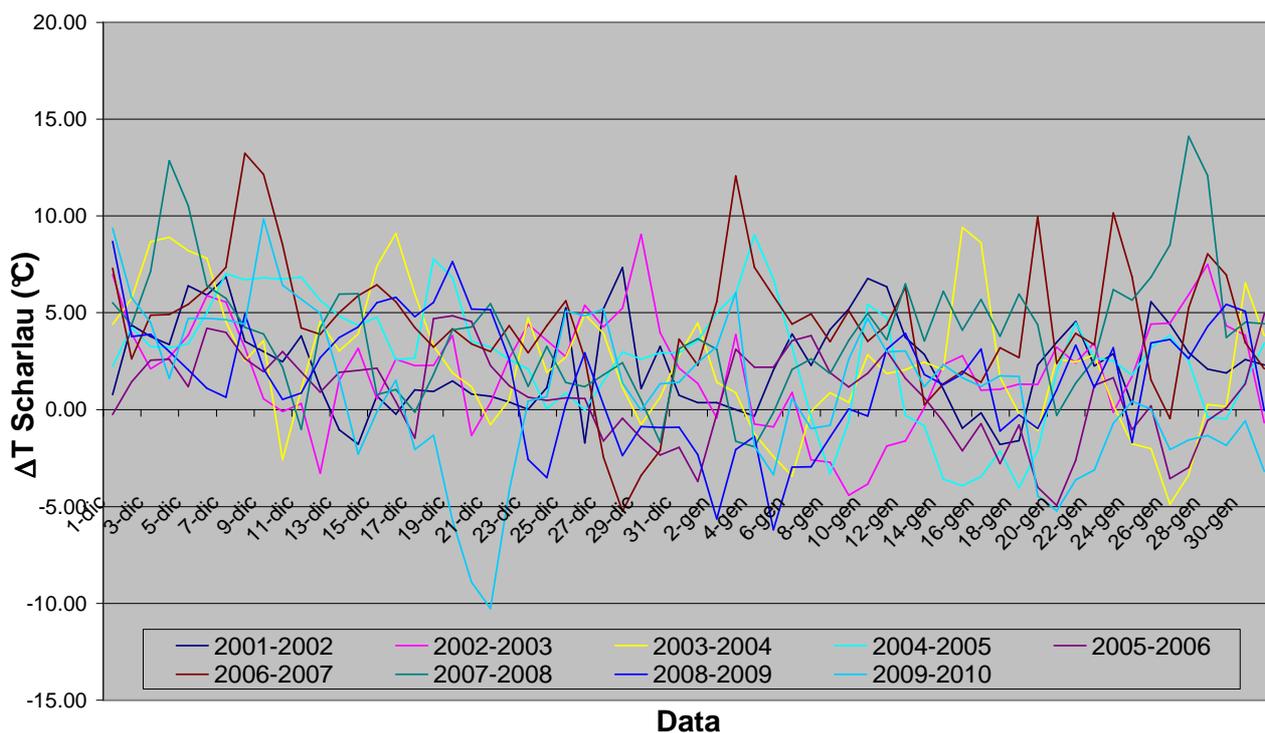


Fig. 4.9: grafico degli andamenti della temperatura di Scharlau negli anni 2001-2010

Gli andamenti di ΔT mostrano frequenti raggiungimenti e superamenti verso il basso dello 0 soprattutto nel periodo di fine Dicembre-Gennaio, mostrando una situazione relativamente disagiata in quasi tutti gli anni presi in considerazione. Il freddo percepito dalla popolazione Bolognese sembra essere maggiore di quello effettivo.

Nessuno degli indici considerati fin'ora, però, tiene conto del vento. Il vento è un fattore importante nel periodo invernale in quanto può aggravare il disagio dovuto al freddo: la presenza di vento aumenta il tasso di evapotraspirazione dell'epidermide esposta e quindi aumenta la velocità di raffreddamento del corpo, come se esso fosse esposto a temperature più basse di quella attualmente presente. Tale fenomeno è conosciuto come *wind chilling* e risulta quindi chiaro come il massimo disagio dovuto al *wind chilling* sia circoscritto ai mesi invernali: temperature basse, rese ancora più basse per quanto riguarda il tasso di raffreddamento dalla presenza del vento rappresenta certamente un disagio molto maggiore rispetto alla mitigazione di alte temperature estive.

Paul Siple, che coniò il termine *wind chilling* nel 1939, condusse assieme all'esploratore artico Charles F. Passel una serie di esperimenti che li portarono a derivare un indice per il calcolo del *wind chilling* (Siple & Passel, 1945). Questo primo indice, però, presentava diversi limiti, primo fra tutti l'assenza di verifica sul corpo umano.

Recentemente, però, un gruppo speciale dell'OFCEM ha messo a punto un nuovo indice sulla base di quello di Siple e Passel (Osczevski e Bluestein, 2001). Il risultato di questa nuova equazione

(NewWindChill), basata su complessi test clinici in galleria del vento, rappresenta una “temperatura apparente” corrispondente al tasso di dispersione di calore sulla superficie epidermica non protetta sotto gli effetti combinati del vento e delle basse temperature:

$$\text{New WChill} = 13.12 + (0.6215 \cdot T_a) - (11.37 \cdot v^{0.16}) + (0.3965 \cdot T_a \cdot v^{0.16}) \quad [4.3]$$

Dove T_a è la temperatura dell’aria (°C) e v è la velocità del vento (km/h).

L’utilizzo di questo indice in ambiente urbano, però, non porta risultati soddisfacenti: l’equazione restituisce temperature apparenti più alte di quelle reali per basse velocità del vento.

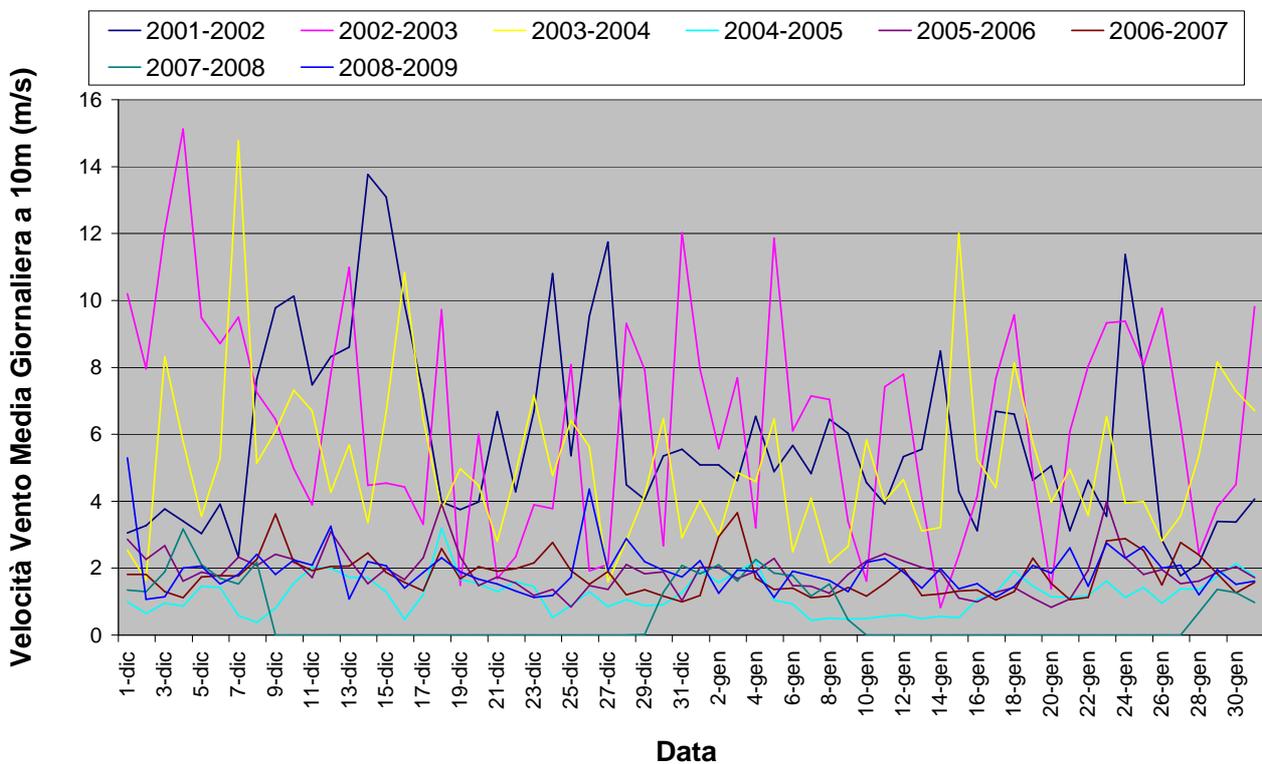


Fig. 4.10: grafico degli andamenti della velocità del vento media giornaliera negli anni 2001-2009

Il grafico precedente mostra gli andamenti di velocità del vento nei mesi invernali di dicembre e gennaio per gli anni dal 2001 al 2009 (dati DEXTER-ARPA). Nonostante il vento venga misurato dalla centralina a 10 m di altezza (quindi sovrastando alcuni elementi di rugosità urbana) è possibile vedere che solo tre delle serie presentano velocità consistenti. Gli altri anni mostrano velocità del vento molto basse, che raggiungono anche lo 0. Questo è consistente con quanto già osservato analizzando le classi d’intensità del trentennio climatologico 1961-1990.

Il motivo delle basse velocità del vento all’interno dell’area urbana è spiegato dalla fisica dell’atmosfera: più una superficie è “rugosa”, più tende a “frenare” i flussi d’aria che le passano attraverso. Aumentando quindi l’estensione e la rugosità di una città si creerà una riduzione della

velocità del vento (Oke, 1987). Tale riduzione sarà tanto maggiore quanto più ci avvieremo verso il centro della città, in quanto il vento risentirà anche della rugosità della periferia.

Una dimostrazione dell'impraticità dell'uso di un indicatore di *wind chilling* in ambiente urbano si può fare facilmente calcolando quale sarebbe la temperatura percepita sulla base di temperatura dell'aria e velocità del vento per il dicembre-gennaio 2007-2008

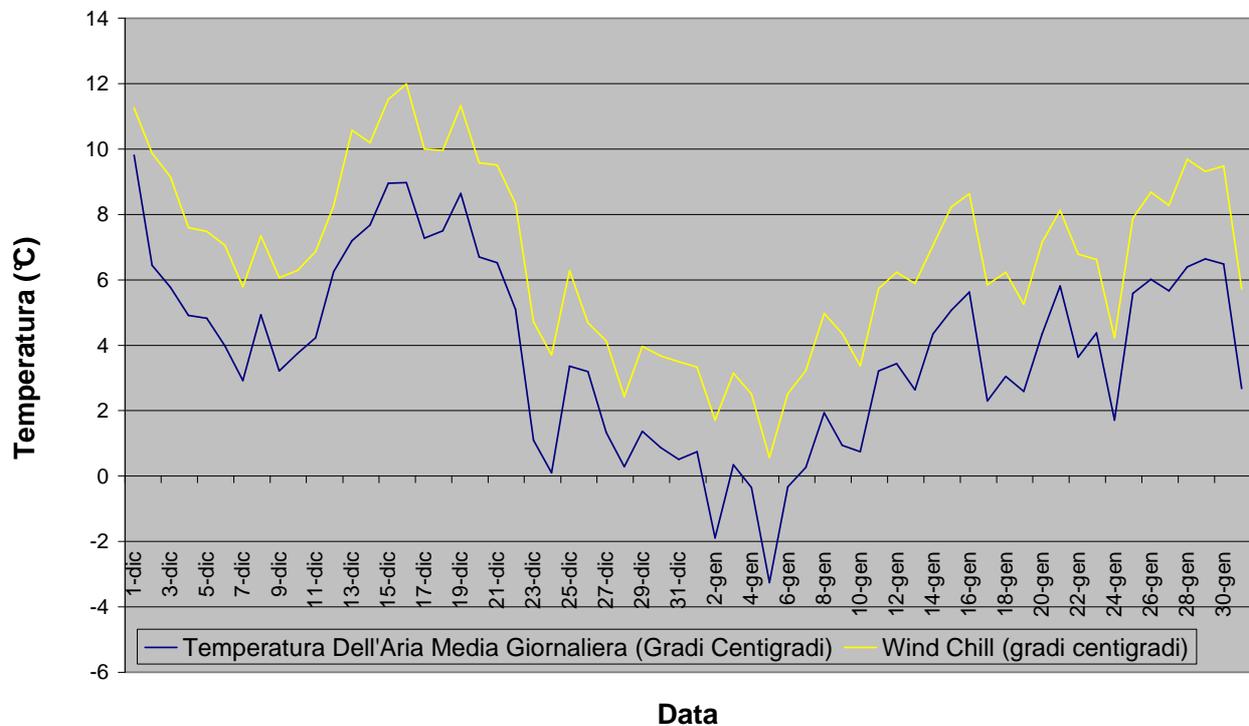


Fig. 4.11: grafico degli andamenti di temperatura media giornaliera e wind chill negli anni 2007-2008

La temperatura apparente di *wind chilling* è stata calcolata sulla base della sopra citata equazione (dopo aver convertito la velocità del vento da m/s a km/h). Com'è possibile vedere la temperatura computata risulta in ogni punto maggiore rispetto alla temperatura misurata. Secondo questo grafico l'effetto di *wind chilling*, sarebbe in realtà un "*wind warming*", andando a mitigare l'effetto del freddo invernale.

Per trarre le conclusioni sulla caratterizzazione bio-climatica di Bologna ci si è attenuti agli indici adottati ufficialmente dal servizio meteorologico dell'Emilia-Romagna, ma queste conclusioni devono tenere conto di un importante *caveat*: per l'analisi degli indici sono stati utilizzati i dati giornalieri medi.

L'utilizzo di un dato medio appiattisce l'andamento dell'indice sulla giornata di mediazione e questo effetto potrebbe portare a non individuare brevi momenti di effettivo disagio e pericolo sanitario, dal momento che sono proprio i picchi (anche di breve durata) dei suddetti indici a causare gli effettivi problemi alla popolazione.

L'indice ci aiuta a caratterizzare sul lungo periodo il disagio "medio" della città di Bologna, ma rischia di non essere efficace sul disagio effettivo, in quanto sono proprio gli "spikes" dell'indice (che vengono appiattiti facendo la media giornaliera) a porre il massimo rischio e il massimo disagio per la popolazione.

5. Particolato Atmosferico

5.1 Premessa

Per “particolato atmosferico” s’intende l’insieme di particelle disperse in atmosfera, sia solide che liquide, i cui diametri sono molto variabili, da pochi nanometri fino a circa 100 micrometri. Questo insieme di particelle presenta una composizione molto eterogenea, che ne riflette anche la molteplicità di fonti, e che comprende dal materiale eroso di natura soligena, ai materiali derivanti da combustione, alle sostanze organiche prodotte naturalmente e artificialmente, fino ad particelle elementari come piombo, carbonio, eccetera.

Una volta emesso (o prodotto) in atmosfera il particolato ha un tempo di permanenza che dipende da tutte le caratteristiche sopra elencate (morfologia, origine, composizione) e, fino alla sua rimozione, il particolato può essere in grado di reagire con composti presenti in atmosfera assorbendoli od adsorbendoli sulla sua superficie.

Se si aggiunge a queste caratteristiche il fatto che il particolato è facilmente inalabile, nonché ubiquitario, si comprende come esso possa essere tenuto in grande considerazione come inquinante (Seinfeld & Pandis, 2006): il particolato atmosferico, infatti, non solo risulta associato all’insorgere di patologie cardiopolmonari nell’uomo (Hoek et al., 2003), ma può diventare anche veicolo di quelle sostanze con cui reagisce in atmosfera (Oberdorster, 2000).

I possibili effetti sulla salute umana sono solo una parte della preoccupazione globale legata al particolato atmosferico: esso, infatti, è influenzato (e può influenzare a sua volta) i processi radiativi e meteorologici, andando ad avere un impatto sul clima globale e sull’ambiente (IPCC, 2007).

Quest’ultimo effetto è particolarmente importante tenendo conto che l’aumento osservato di temperatura media globale dell’aria vicino alla superficie (GMST) sul periodo industriale è meno del 40% di quello che ci si aspetterebbe dalle migliori stime attuali della sensibilità climatica della Terra e dal *forcing* derivante dall’aumento osservato dei gas serra. Questa discrepanza (di notevole entità) è attribuibile all’incertezza nella stima della sensibilità climatica della Terra e/o al *forcing* negativo (in quanto, come vedremo in seguito in dettaglio gli aerosol tendono a raffreddare la Terra) dovuto agli aerosols (e quindi al particolato di origine antropica) (Schwartz et al., 2010). Una stima precisa di questi parametri (e quindi un’effettiva conoscenza della sensibilità della Terra all’incremento di gas serra) avrebbe un valore monetario enorme dal punto di vista gestionale, stimabile nelle decine di trilioni di dollari (Edmonds & Smith, 2006).

5.2 Origini e “Vita” del Particolato

Le fonti di particolato sono molto diverse, sia naturali che antropogeniche e i processi attraverso i quali il particolato viene prodotto possono andare dalla semplice disgregazione meccanica a complesse reazioni fotochimiche in atmosfera (Seinfeld & Pandis, 2006; Manahan, 2000).

Parte del particolato presente in atmosfera può esservi immesso come particelle esistenti come tali già in origine (per esempio il particolato proveniente dall'erosione del suolo, o quello derivante dalla combustione) ed è in questo caso definito particolato **primario**. Un'altra parte invece si forma a partire da precursori gassosi, i quali, grazie ad una serie di processi chimici, danno luogo a prodotti in fase condensata, definiti come particolato **secondario**.

A seguito della sua immissione (o formazione) in atmosfera il particolato può andare incontro ad una serie di processi di interazione e trasformazione che possono andare ad alterarne la dimensione, la struttura e la composizione, per poi andare incontro ad una serie di processi di deposizione che lo rimuovono dall'atmosfera, trasferendolo alla superficie del pianeta (Seinfeld & Pandis, 2006; Brunekreef, 2003; Poschl, 2005).

Una volta depositatosi il particolato è, però, ancora in grado di ridistribuire il suo contenuto chimico ad altri comparti ambientali (per esempio alla pedosfera) interagendo così ulteriormente con la biosfera (Poschl, 2005).

5.3 Il Diametro Equivalente

Le particelle presenti in atmosfera presentano forme irregolari e difficili da descrivere geometricamente. Si può però definire le dimensioni di tali particelle sulla base di un diametro efficace, o diametro equivalente, che si basa sulle proprietà fisiche della particella stessa più che su quelle geometriche.

Esistono diversi diametri efficaci, ma possiamo definire il diametro efficace in maniera generale come “il diametro di una sfera che, per un dato strumento, restituisce una misurazione di taglia che corrisponde alla particella considerata” (Seinfeld & Pandis, 2006).

I principali diametri equivalenti usati in letteratura sono il **diametro di Stokes** e il **diametro aerodinamico**.

Il **diametro di Stokes** (D_{St}) è definibile come “il diametro di una sfera che ha la stessa densità della particella considerata e assume in un campo meccanico di forza a bassi numeri di Reynolds la sua stessa velocità allo stato stazionario rispetto alla fase gassosa dell'aerosol” (Heyder et al., 1975)

Il **diametro aerodinamico** è invece definibile come “il diametro di una sfera di densità unitaria che in un campo meccanico di forza a basso numero di Reynolds assume la stessa velocità allo stato stazionario della particella considerata rispetto alla fase gassosa dell'aerosol” (Heyder et al., 1975)

5.3.1 Processi di Alterazione del Diametro

Esistono in atmosfera una serie di processi che permettono ad una particella emessa di modificare le proprie dimensioni e quindi modificare il suo destino atmosferico (sia come tempi di permanenza che come metodo di deposizione). La figura seguente schematizza questi processi:

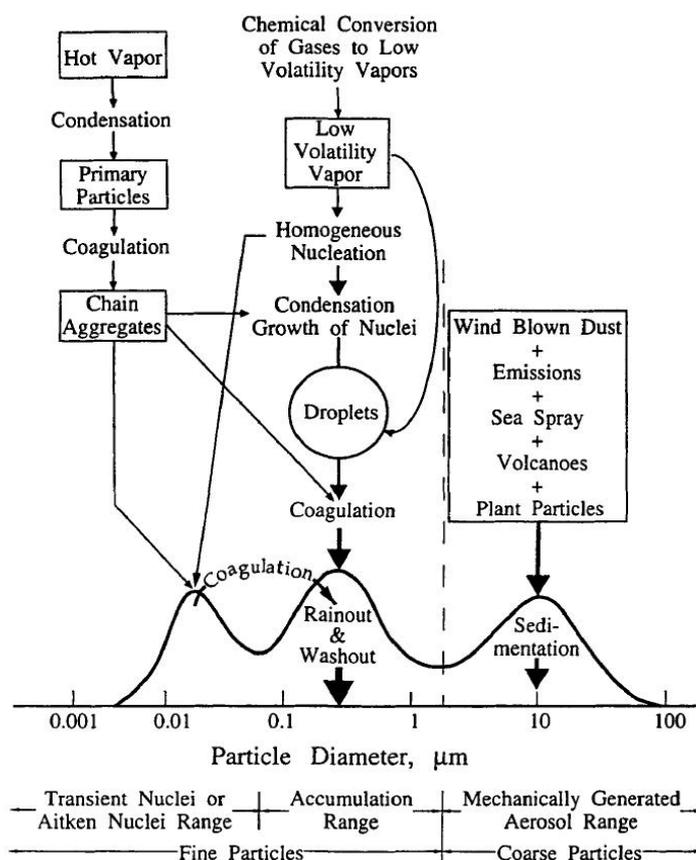


Fig. 5.1: schema dei principali meccanismi di emissione, crescita e rimozione (da Whitby & Cantrell, 1976).

Il particolato di dimensioni più grandi tende ad essere prodotto direttamente per rottura meccanica di particelle solide (pensiamo, ad esempio, all'erosione delle rocce da parte di acqua e vento). L'energia richiesta per questo processo aumenta man mano che si riducono le dimensioni del particolato e ha un limite intorno a 1 micrometro di diametro (Brunekreef, 2003), oltre il quale intervengono altri meccanismi fisici.

Per il particolato più piccolo di 1 micrometro, un meccanismo di trasformazione atmosferica può essere la **coagulazione**, cioè la formazione di una singola particella per collisione e unione di due particelle più piccole, sottoposte a un movimento Browniano relativamente rapido. Tali processi dipendono dal diametro della particella più grande, da quanto rapidamente le particelle più piccole sono trasportate verso di essa (es. diffusione) e dalla concentrazione delle particelle (Finlayson-Pitts et al., 1999).

Scendendo sotto gli 0.1 micrometri, invece, tende ad intervenire un meccanismo di **nucleazione**, cioè la condensazione di sostanze con bassa pressione di vapore formate da vaporizzazione ad alta temperatura o da reazioni chimiche in atmosfera per formare nuove particelle (nuclei) (Brunekreef, 2003). La nucleazione può essere **omogenea** se avviene su “embrioni” formati sempre da vapore, o **eterogenea** se avviene per sulla superficie di una sostanza estranea (Seinfeld & Pandis, 2006).

Una volta formati i nuclei attraverso il meccanismo precedentemente descritto, il particolato può crescere a partire dagli stessi mediante due differenti meccanismi: o mediante **coagulazione**, cioè la combinazione di due o più particelle per formarne una terza di dimensioni maggiori; o mediante **condensazione**, cioè per condensazione di molecole gassose o in fase di vapore sulla superficie di particelle esistenti. La coagulazione è più efficiente per un grande numero di particelle, mentre la condensazione è più efficiente per grandi aree superficiali (Brunekreef, 2003).

5.4 Caratterizzazione Dimensionale del Particolato: Distribuzioni di Numero e Volume

Come risultato dell'emissione in situ e dei processi di trasformazione delle particelle che avvengono in atmosfera la distribuzione dell'aerosol è caratterizzata da una serie di mode (Seinfeld & Pandis, 2006):

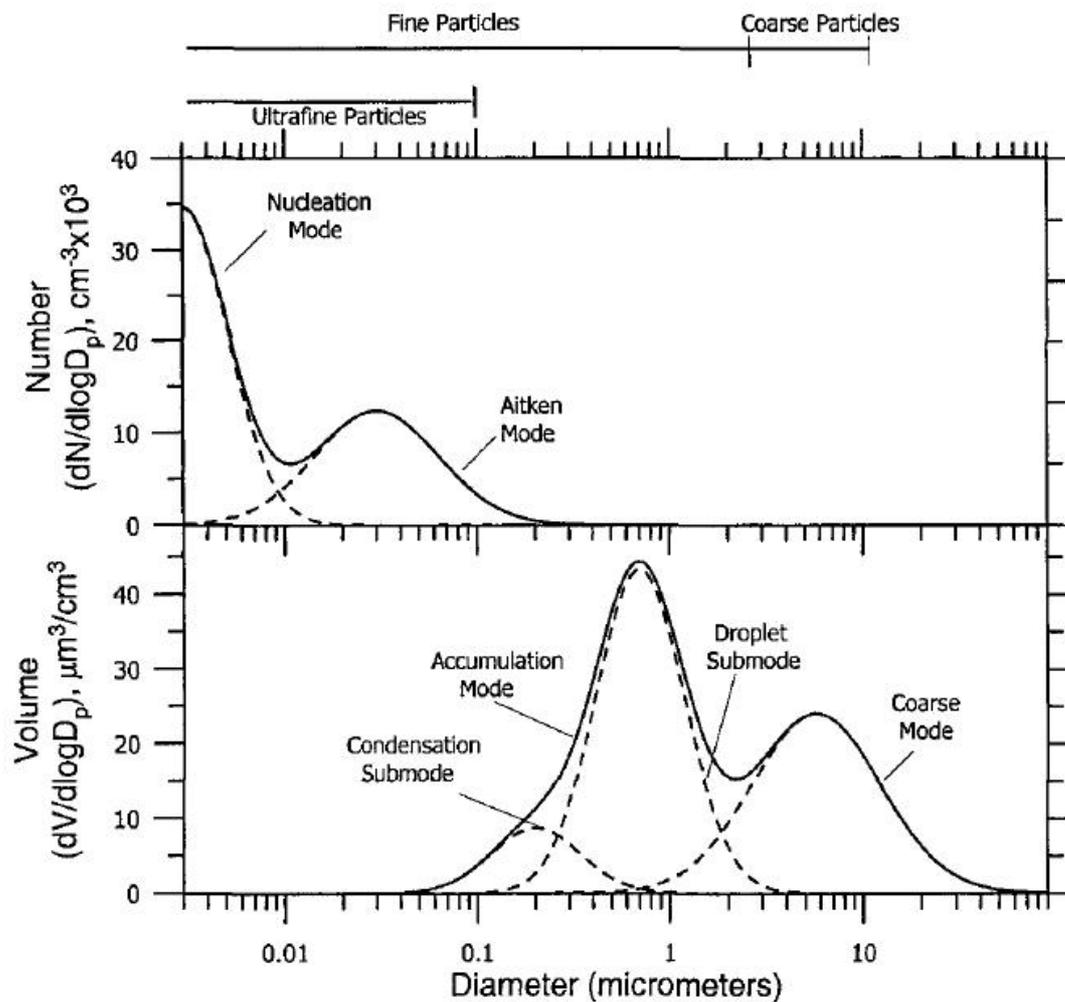


Fig. 5.2: tipiche distribuzioni di numero e volume di particolato atmosferico con relative mode (da Seinfeld & Pandis, 2006).

Se ci concentriamo sulla distribuzione del volume/massa di particolato, vediamo che essa è dominata principalmente da due mode: la moda di **accumulazione** (da ≈ 0.1 a $\approx 0.2 \mu\text{m}$) e la moda *coarse* (da ≈ 2 a $\approx 50 \mu\text{m}$).

La moda di accumulazione deriva dalla presenza di particolato derivante da emissioni primarie; dalla condensazione dalla fase gassosa di solfati, nitrati e composti organici secondari; e dalla coagulazione di particelle più piccole (Seinfeld & Pandis, 2006). Talvolta la moda di

accumulazione deriva dal sommarsi di due mode differenti, quella di **condensazione** e quella *droplet* (“a goccia”) (John et al., 1990).

La moda di condensazione è il risultato dell'accrescersi di particelle più piccole mediante coagulazione e condensazione del vapore. La moda *droplet* deriva invece dalla processazione che avviene nelle nubi di particelle facenti parte della moda di accumulazione (Seinfeld & Pandis, 2006).

L'altro picco della distribuzione di volume è la moda *coarse* che è formata da particelle solitamente prodotte da processi meccanici come l'azione del vento o l'erosione. La maggior parte del particolato *coarse* è di origine primaria, ma esistono alcuni nitrati e solfati secondari (Seinfeld & Pandis, 2006).

Se analizziamo invece la distribuzione dimensionale relativa al numero delle particelle vediamo che essa profila un panorama differente rispetto alla distribuzione legata al volume: le particelle con diametro superiore agli 0.1 μm (che contribuiscono sostanzialmente a formare tutta la massa dell'aerosol) sono invece trascurabili in numero se comparate alle particelle di diametro inferiore (Seinfeld & Pandis, 2006).

Questo tipo di distribuzione è dominato da due picchi: la moda di nucleazione (particelle più piccole di 10 nm) e quella dei nuclei di Aitken (particelle di diametro fra i 10 e i 100 nm).

Le particelle appartenenti alla moda di nucleazione sono generalmente particelle che si formano in situ per nucleazione in fase gassosa. La moda dei nuclei di Aitken, invece, è generalmente composta da particelle che partono come particolato primario sul quale si va via via condensando del materiale man mano che passa attraverso l'atmosfera (Seinfeld & Pandis, 2006).

Le particelle della moda di nucleazione hanno una massa trascurabile, mentre quelle della moda dei nuclei di Aitken vanno a formare la moda di accumulazione nella distribuzione relativa al volume (Seinfeld & Pandis, 2006).

Generalmente, infine, le particelle vengono suddivise in 3 grandi classi sulla base del loro diametro (Seinfeld & Pandis, 2006):

- Grossolane (o *Coarse*): diametro superiore ai 2.5 μm
- Fini: diametro inferiore ai 2.5 μm . In questa frazione è concentrato il maggior numero di particelle e una buona frazione della massa totale del particolato
- Ultrafini: diametri inferiori agli 0.1 μm

5.4.1 La Distribuzione Dimensionale in Ambiente Urbano

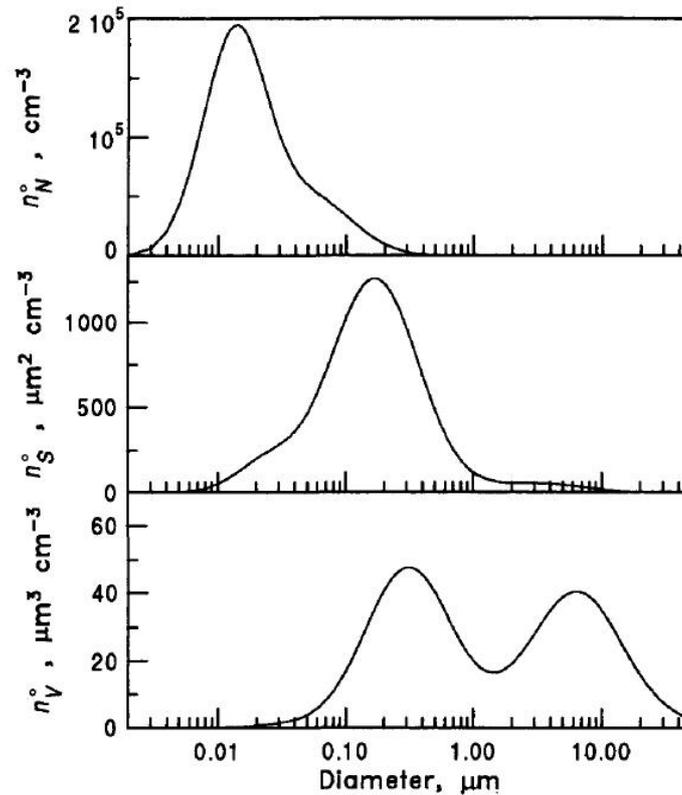


Fig. 5.3: distribuzioni urbane tipiche di numero, superficie e volume (da Seinfeld & Pandis, 2006).

Com'è possibile vedere dalla figura precedente, in ambiente urbano la distribuzione del numero (n_N) di particelle è dominata da un picco inferiore agli 0.1 μm, mentre la distribuzione del volume (n_V) delle particelle è dominata da due picchi uno che rientra nella moda di accumulazione e uno nel regime *coarse* (Seinfeld & Pandis, 2006).

Indipendentemente dalla tendenza media precedentemente descritta la distribuzione dimensionale dell'ambiente urbano tende ad essere piuttosto variabile a seconda delle sorgenti emissive: si trovano alte concentrazioni di particelle fini vicino alle sorgenti, ma tali alte concentrazioni si diluiscono rapidamente spostandosi dalla sorgente (nell'arco di circa 100 m, Zhu et al., 2002): c'è circa un ordine di grandezza di differenza nella concentrazione vicino a grandi arterie di traffico rispetto alla concentrazione urbana media (Seinfeld & Pandis, 2006).

L'aumento in volume vicino alle grandi arterie di traffico è però più piccolo, intorno al 10-20% del fondo urbano e se parte di questa crescita si trova nelle mode di accumulazione e dei nuclei di Aitken (in quanto derivata da particelle dovute a combustione), un'altra parte si trova nella frazione *coarse* in quanto derivata da particelle risospese dal traffico (Seinfeld & Pandis, 2006).

5.5 Sorgenti di Particolato

La principale distinzione da fare è quella fra sorgenti **antropogeniche** (ossia particolato primario e secondario prodotto dalle attività umane) e **naturali** (particolato primario e secondario presente in natura anche senza l'intervento dell'uomo). Le tabelle successive riassumono i principali flussi di precursori di particolato e di particolato:

	Northern Hemisphere	Southern Hemisphere	Global ^a	Range	Source
NO _x (as TgN/yr)	32	9	41		(see also Chapter 4).
Fossil fuel (1985)	20	1.1	21		Benkovitz <i>et al.</i> (1996)
Aircraft (1992)	0.54	0.04	0.58	0.4–0.9	Penner <i>et al.</i> (1999b); Daggett <i>et al.</i> (1999)
Biomass burning (ca. 1990)	3.3	3.1	6.4	2–12	Lioussé <i>et al.</i> (1996); Atherton (1996)
Soils (ca. 1990)	3.5	2.0	5.5	3–12	Yienger and Levy (1995)
Agricultural soils			2.2	0–4	"
Natural soils			3.2	3–8	"
Lightning	4.4	2.6	7.0	2–12	Price <i>et al.</i> (1997); Lawrence <i>et al.</i> (1995)
NH ₃ (as TgN/yr)	41	13	54	40–70	Bouwman <i>et al.</i> (1997)
Domestic animals (1990)	18	4.1	21.6	10–30	"
Agriculture (1990)	12	1.1	12.6	6–18	"
Human (1990)	2.3	0.3	2.6	1.3–3.9	"
Biomass burning (1990)	3.5	2.2	5.7	3–8	"
Fossil fuel and industry (1990)	0.29	0.01	0.3	0.1–0.5	"
Natural soils (1990)	1.4	1.1	2.4	1–10	"
Wild animals (1990)	0.10	0.02	0.1	0–1	"
Oceans	3.6	4.5	8.2	3–16	"
SO ₂ (as TgS/yr)	76	12	88	67–130	
Fossil fuel and industry (1985)	68	8	76	60–100	Benkovitz <i>et al.</i> (1996)
Aircraft (1992)	0.06	0.004	0.06	0.03–1.0	Penner <i>et al.</i> (1998a); Penner <i>et al.</i> (1999b); Fahey <i>et al.</i> (1999)
Biomass burning (ca. 1990)	1.2	1.0	2.2	1–6	Spiro <i>et al.</i> (1992)
Volcanoes	6.3	3.0	9.3	6–20	Andres and Kasgnoc (1998) (incl. H ₂ S)
DMS or H ₂ S (as TgS/yr)	11.6	13.4	25.0	12–42	
Oceans	11	13	24	13–36	Kettle and Andreae (2000)
Land biota and soils	0.6	0.4	1.0	0.4–5.6	Bates <i>et al.</i> (1992); Andreae and Jaeschke (1992)
Volatile organic emissions (as TgC/yr)	171	65	236	100–560	
Anthropogenic (1985)	104	5	109	60–160	Piccot <i>et al.</i> (1992)
Terpenes (1990)	67	60	127	40–400	Guenther <i>et al.</i> (1995)

^a The global figure may not equal the sum of the N. hemisphere and S. Hemisphere totals due to rounding.

Fig. 5.4: forza annuale di diverse sorgenti per l'emissione al giorno d'oggi di vari precursori di aerosol. L'anno di riferimento è indicato fra parentesi di fianco alle singole fonti, dove applicabile (da IPCC, 2001)

Source	Estimated Flux, Tg yr ⁻¹	Reference
Natural		
Primary		
Mineral dust		Zender et al. (2003)
0.1–1.0 μm	48	
1.0–2.5 μm	260	
2.5–5.0 μm	609	
5.0–10.0 μm	573	
0.1–10.0 μm	1490	
Seasalt	10,100	Gong et al. (2002)
Volcanic dust	30	Kiehl and Rodhe (1995)
Biological debris	50	Kiehl and Rodhe (1995)
Secondary		
Sulfates from DMS	12.4	Liao et al. (2003)
Sulfates from volcanic SO ₂	20	Kiehl and Rodhe (1995)
Organic aerosol from biogenic VOC	11.2	Chung and Seinfeld (2002)
Anthropogenic		
Primary		
Industrial dust (except black carbon)	100	Kiehl and Rodhe (1995)
Black carbon	12 ^a	Liousse et al. (1996)
Organic aerosol	81 ^a	Liousse et al. (1996)
Secondary		
Sulfates from SO ₂	48.6 ^b	Liao et al. (2003)
Nitrates from NO _x	21.3 ^c	Liao et al. (2004)

^aTg C.
^bTg S.
^cTg NO₃⁻.

Fig. 5.5: stima dei flussi di aerosol provenienti da fonti naturali e antropogeniche, primarie e secondarie (Tg/y) (da Seinfeld & Pandis, 2006)

5.5.1 Sorgenti Naturali

Alle emissioni naturali di particolato partecipano sia le componenti abiotiche che biotiche del sistema Terra: le più importanti fonti abiotiche di particolato primario sono sicuramente il suolo e il mare. Il particolato proveniente dal suolo deriva dall'azione degli agenti fisici sul suolo e pertanto la sua composizione chimica dipende dalla specifica area d'origine del particolato, ma tendenzialmente tende a comprendere le specie chimiche principali che compongono la crosta terrestre, quindi Si, Al e Fe (Stephen, 2004).

Anche i mari e gli oceani emettono particolato primario per azione di agenti fisici, ma sotto forma di *spray* marino che si produce per interazione del vento con le onde: il vento sospende in atmosfera piccole goccioline d'acqua salata che divengono particolato solido a causa dell'evaporazione della fase acquosa (Blanchard and Woodcock 1957; Monahan et al. 1983). Derivando dall'evaporazione dell'acqua, dunque, la sua composizione chimica sarà data dalle specie presenti in maggior quantità, quindi cloruro di sodio (NaCl) e solfati (Lewis & Schwarz, 2005).

Una terza fonte abiotica, che non è altrettanto costante al pari del suolo e dei mari, ma che può emettere grandi quantità di particolato e di precursori in atmosfera, è l'attività vulcanica. Il

particolato primario vulcanico è composto tendenzialmente da particelle grossolane di origine minerale (particelle minerali, ceneri, eccetera), alle quali si accostano una serie di gas precursori di particolato (principalmente vapor acqueo, anidride carbonica e ossidi di zolfo) (Seinfeld & Pandis, 2006).

Anche la componente biotica si configura come fonte di particolato e di precursori: la frazione di particolato grossolano e primario è composta principalmente da detriti di origine di vegetale o da veri e propri organismi (batteri, spore, alghe, virus), ma i vegetali sono anche emettitori di una grande quantità di composti organici volatili (*bioVOCs*) (Seinfeld & Pandis, 2006). Questi composti sono precursori di particolato poiché possono andare incontro ad ossidazione e quindi a formazione di composti più polari con minor pressione di vapore e quindi una maggior probabilità di andare incontro ai processi di nucleazione (Christoffersen et al., 1998; Koch et al., 2000).

I vegetali non sono, però, le uniche fonti biotiche di composti precursori: ad essi si affiancano una serie di organismi marini che emettono, come prodotto metabolico, il dimetilsolfuro. Questo composto, attraverso una serie di reazioni, va a formare il solfato di ammonio, un sale che rappresenta uno dei più importanti costituenti dell'aerosol secondario (Finlayson & Pitts, 1999).

L'emissione di composti organici naturali, come i *bioVOCs* vegetali, vanno ad inserirsi nella frazione emessa naturalmente di carbonio elementare alla quale si aggiunge anche il carbonio prodotto per combustione non antropica delle biomasse (incendi) (Harrison, 2001). Gli incendi, poi, non sono solo produttori di particolato carbonioso, ma anche di una serie di precursori, com'è visibile dalla figura 5.5.

5.5.2 Sorgenti Antropiche

L'azione dell'uomo, principalmente nell'ambito dell'industria, dei trasporti e della produzione d'energia, è un'altra importante sorgente di particolato in atmosfera. Tutte queste attività sono in grado di produrre sia particolato grossolano, generalmente derivante da processi meccanici e dalle ceneri dovute alla combustione; sia particolato fine, principalmente come altro prodotto di combustione (particolato di dimensione inferiore alle ceneri e carbonio elementare). La frazione fine, però, include anche il particolato secondario che si produce a partire dalle emissioni gassose antropiche per processi di trasformazione da gas a particella (Seinfeld & Pandis, 2006).

Il particolato che si forma per questo tipo di processo è principalmente composto da solfati, nitrati, nitrati d'ammonio e materiale organico (fra cui il carbonio) (Seinfeld & Pandis, 2006). I solfati si producono quindi da ossidi di zolfo che a loro volta derivano principalmente dalla combustione di combustibili fossili (IPCC, 2001). Gli ossidi di zolfo possono, infatti, andare incontro ad una reazione che coinvolge il radicale ossidrile a formare acido solforico che può successivamente

reagire con ione ammonio e/o acqua, mediante un processo di nucleazione, per dare origine a materiale particolato (Kulmala e Laksonen, 1990, Kulmala et al., 2000).

Anche il particolato a base di nitrati (che si origina a partire da ossidi di azoto derivanti da combustione di biomassa) richiede per la sua formazione una reazione con radicale ossidrilico e ione ammonio (Finlayson-Pitts & Pitts, 1999).

Quest'ultimo, dunque, si configura come un composto chimico piuttosto importante nella formazione di particolato secondario e si origina dai sottoprodotti del metabolismo animale e dalla loro successiva decomposizione e volatilizzazione. È quindi molto influenzato dalle attività umane di allevamento intensivo, che può portare anche ad elevati livelli di emissione (Sutton et al., 1993, Gay et Knowlton, 2009). Pertanto possiamo includerlo nella schiera dei composti di origine antropica (nonostante si formi anche in natura per il normale metabolismo animale) anche perché può andarsi a depositare su particelle più grandi di sali e di minerali di origine prettamente antropica andando a modificarne la composizione (IPCC, 2001).

Accanto all'allevamento, anche l'agricoltura, praticata dall'uomo a partire da circa 11 000 anni fa, contribuisce alla formazione di particolato in atmosfera attraverso l'emissione di composti organici volatili, ai quali si aggiungono i VOCs derivanti dalla sintesi e dall'utilizzo di una serie di composti chimici (dei quali si può trovare un inventario sul sito dell'EPA: <http://www.epa.gov/iaq/voc2.html>).

Non si può poi non considerare il fatto che molte delle attività sopra descritte coinvolgono la combustione (spesso incompleta) di combustibili fossili e/o di biomasse: entrambi producono particolato carbonioso sotto forma di *black carbon* (IPCC, 2007).

5.6 Composizione Chimica del Particolato Atmosferico

Sulla base di quanto abbiamo descritto in precedenza possiamo riassumere brevemente la composizione tipica del particolato atmosferico, che quindi comprende solfati, nitrati, ione ammonio, materiale organico, materiale cristallino, sale marino, ossidi di metalli, ioni idrogeno e acqua. Di queste specie i solfati, lo ione ammonio, il carbonio elementare e organico, e certi metalli di transizione si trovano principalmente nelle particelle fini, mentre i materiali cristallini (includendo silicio, calcio, magnesio, alluminio e ferro) e i materiali organici di origine biogenica (pollini, spore, detriti vegetali) si ritrovano principalmente nella frazione *coarse*. I nitrati si possono trovare sia nella frazione fine che quella *coarse*, ma con differenti origini: i nitrati che si rintracciano nella parte fine sono di solito il risultato della reazione fra acido nitrico e ione ammonio, mentre i nitrati *coarse* derivano da reazioni fra acido nitrico e particelle grossolane. La frazione fine può includere

anche una serie di composti carboniosi (VOCs, IPA) ed è la frazione a solubilità maggiore (Seinfeld & Pandis, 2006).

	Fine Particles	Coarse Particles
Formation pathways	Chemical reactions Nucleation Condensation Coagulation Cloud/fog processing	Mechanical disruption Suspension of dusts
Composition	Sulfate Nitrate Ammonium Hydrogen ion Elemental carbon (EC) Organic compounds Water Metals (Pb, Cd, V, Ni, Cu, Zn, Mn, Fe, etc.)	Resuspended dust Coal and oil fly ash Crustal element (Si, Al, Ti, Fe) oxides CaCO ₃ , NaCl Pollen, mold, spores Plant, animal debris Tire wear debris
Solubility	Largely soluble, hygroscopic	Largely insoluble and non-hygroscopic
Sources	Combustion (coal, oil, gasoline, diesel, wood) Gas-to-particle conversion of NO _x , SO ₃ , and VOCs Smelters, mills, etc.	Resuspension of industrial dust and soil Suspension of soil (farming, mining, unpaved roads) Biological sources Construction/demolition Ocean spray
Atmospheric lifetime	Days to weeks	Minutes to days
Travel distance	100s to 1000s of km	< to 10s of km

Fig. 5.6: comparazione fra frazione fine e grossolana per meccanismi di formazione, composizione chimica, solubilità, sorgenti, tempo di residenza atmosferica e distanza di spostamento (da Seinfeld & Pandis, 2006).

5.7 Il Destino del Particolato Atmosferico

Dopo essere stato emesso in atmosfera ed aver subito eventuali trasformazioni, il destino del particolato è quello di essere rimosso dall'atmosfera dopo un tempo più o meno lungo. Esistono diversi meccanismi per la rimozione del particolato che si possono inserire in due grandi classi: la **deposizione secca** (*dry deposition*) e la **deposizione umida** (*wet deposition*).

La deposizione secca è definibile come “il diretto trasferimento di specie, siano esse gassose o particolate, alla superficie della Terra e procede senza l'aiuto delle precipitazioni” (Seinfeld & Pandis, 2006) ed è il principale meccanismo di rimozione del particolato quando ci si trova molto vicini al suolo. Via via che ci si allontana dalla superficie questo processo diventa meno rilevante fino a che, superati circa i 100 m di altezza (a seconda, ovviamente, del regime di turbolenza presente in loco), non diventano predominanti i meccanismi di deposizione umida (Seinfeld & Pandis, 2006).

I fattori che governano la deposizione secca sono la turbolenza atmosferica (soprattutto vicino alla superficie di deposizione), le proprietà chimico-fisiche delle specie in sospensione (che possono rendere più facile o più difficile l'interazione con la superficie) e la superficie stessa (una superficie più scabra o porosa, come la calotta dovuta alle cime degli alberi, rende più facile la deposizione). Da un punto di vista descrittivo questo processo di deposizione è descrivibile in tre fasi distinte (Seinfeld & Pandis, 2006):

- 1) trasporto aerodinamico verso il basso fino ad un sottile strato di aria stagnante adiacente alla superficie di deposizione
- 2) trasporto molecolare (per i gas) o Browniano (per le particelle) attraverso questo sottile strato di aria stagnante (sublayer quasi-laminare) fino alla superficie stessa
- 3) *uptake* del materiale particolato o gassoso da parte della superficie. Le specie gassose possono assorbirsi temporaneamente o permanentemente sulla superficie, mentre le particelle semplicemente vi aderiscono. L'umidità presente sulla superficie può modificare il comportamento di gas e particelle: più una superficie è umida più i gas solubili tendono ad essere assorbiti permanentemente e più le particelle tendono ad aderire. Una superficie molto secca potrebbe, invece, far rimbalzare la particella.

Matematicamente, dunque, è possibile descrivere un flusso di deposizione (quindi una quantità di particelle per unità di superficie) che è tendenzialmente proporzionale a:

$$F = -v_d C \quad [5.1]$$

Dove v_d è la velocità di deposizione e C la concentrazione della specie in esame (il flusso ha segno meno in quanto convenzionalmente è considerato positivo un flusso dalla superficie all'atmosfera). Entrambi questi parametri devono essere riferiti ad una specifica altezza di riferimento in quanto, per avere una stima del flusso, dobbiamo riferirci alla concentrazione e alla velocità della data specie ad un dato livello e questa considerazione è particolarmente importante soprattutto se teniamo conto che ciò che influenza il parametro v_d (oltre all'altezza) è la dimensione del particolato in considerazione (Seinfeld & Pandis, 2006).

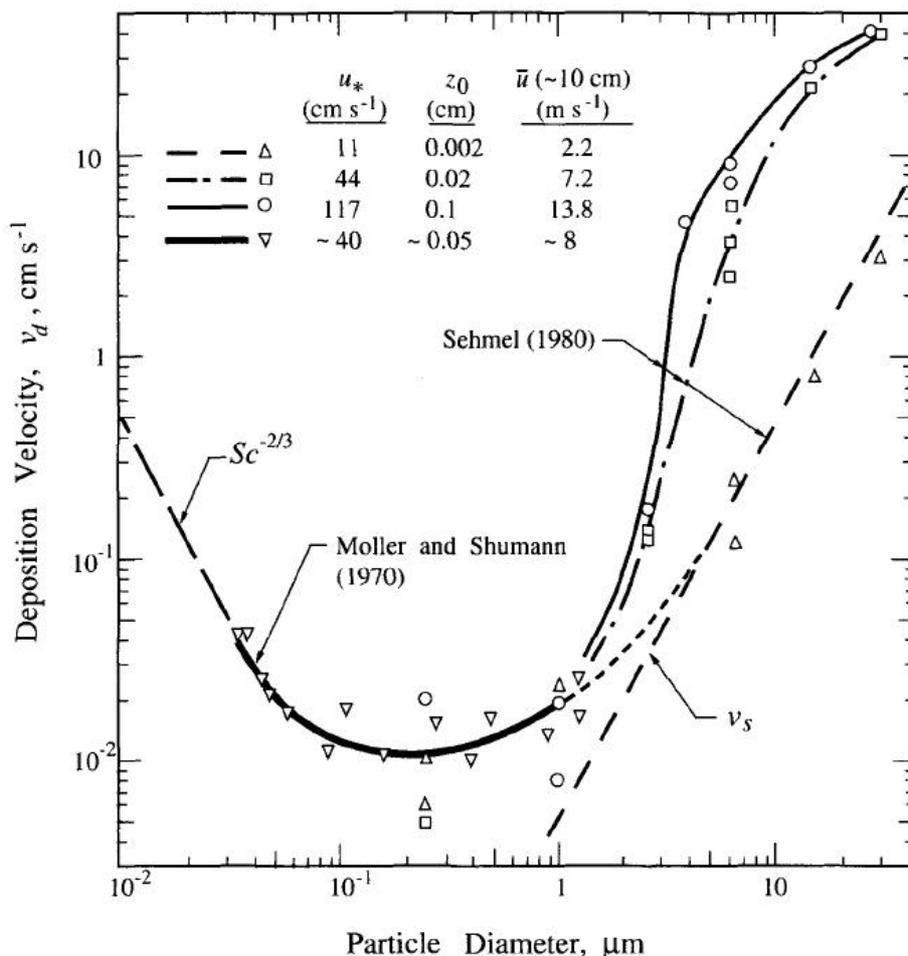


Fig. 5.7: dati di velocità di deposizione secca per la deposizione di particolato su una superficie d'acqua in un tunnel del vento (da Slinn et al., 1978).

La figura precedente, mostra i dati di velocità di deposizione per il particolato come una funzione della dimensione del particolato stesso per una superficie d'acqua in un tunnel del vento. I dati indicano un minimo nella velocità di deposizione nel *range* dimensionale fra 0.1 e 1 μm . Ciò accade perché le particelle di quelle dimensioni tendono a comportarsi come gas e sono efficientemente trasportate attraverso il *sublayer* quasi-laminare dalla diffusione Browniana. Le particelle che si trovano, invece, nel *range* dei 2-20 μm vengono trasportate attraverso il *sublayer* prevalentemente per impatto inerziale, mentre quelle di dimensioni ancora maggiori si depositano per gravità, dato che la velocità di deposizione cresce col quadrato delle diametro (Seinfeld & Pandis, 2006).

Allontanandoci dal suolo, il particolato tende ad essere rimosso dall'atmosfera mediante deposizione umida, che si riferisce al processo naturale per il quale il materiale è catturato attraverso un procedimento di *scavenging* dalle idrometeorie atmosferiche (gocce di nubi e nebbia, pioggia, neve, grandine) ed è di conseguenza trasportato alla superficie della Terra (Seinfeld & Pandis, 2006).

I processi di deposizione umida possono dividersi in processi *in-cloud* (ossia di scavenging interno ad una nuvola) e processi *below-cloud* (ossia *scavenging* che avviene mediante idrometeore in precipitazione).

Nelle nubi lo *scavenging* avviene quando l'aerosol che si trova nell'aria interstiziale alle gocce d'acqua che compongono la nube collide con una di queste e viene, così, rimosso.

TABLE 17.5 Estimated Lifetimes of Aerosols in a Nonraining Cloud ($N = 955 \text{ cm}^{-3}$, $D_p = 10 \text{ }\mu\text{m}$, $w_L = 0.5 \text{ g cm}^{-3}$) at Standard Conditions

D_p , μm	$K(D_p, 10 \mu\text{m})$, $\text{cm}^{-3} \text{ s}^{-1}$	$\Lambda(D_p)$, s^{-1}	Lifetime ($= 1/\Lambda$)
0.002	4×10^{-5}	0.038	0.4 min
0.01	1.6×10^{-6}	1.5×10^{-3}	11 min
0.05	1.1×10^{-7}	1×10^{-4}	2.8 h
0.1	2.2×10^{-8}	2.1×10^{-5}	13 h
1.0	1.03×10^{-9}	9.8×10^{-7}	11.8 days
10.0	3×10^{-10}	2.9×10^{-7}	40 days

Fig. 5.8: stima di tempi di permanenza degli aerosol in una nube in assenza di precipitazione a condizioni standard (da Seinfeld & Pandis, 2006).

La figura precedente mostra che l'*in-cloud scavenging* è tanto più efficace quanto è piccola la particella. Particelle più larghe di 0.1 μm difficilmente verranno catturate nella vita media di una nube mediante questo tipo di cattura (Seinfeld & Pandis, 2006).

Al di fuori della nube, il particolato che si trova ad una certa altezza rispetto alla superficie, può comunque essere depositato per *wet deposition* attraverso i meccanismi *below cloud* che consistono nell'intercettazione delle particelle da parte delle idrometeore in fase di precipitazione (Seinfeld & Pandis, 2006).

Sebbene i processi di rimozione umida possano sembrare meno efficaci, in quanto richiedono una collisione fra le particelle sospese e le idrometeore (siano esse nelle nubi o stiano cadendo attraverso l'atmosfera), in realtà comprendono l'80% dei processi totali di rimozione (Poulida et al., 1998).

In generale possiamo concludere che le particelle saranno caratterizzate da diversi tempi di permanenza in atmosfera, che tendono ad essere inversamente proporzionali al loro diametro: le particelle più grossolane tendono ad essere rimosse per deposizione secca gravitazionale relativamente vicino alle sorgenti di emissione, mentre le particelle più fini possono essere trasportate per distanze maggiori con tempi di residenza che variano secondo la quota e il regime precipitativo (Prospero et al., 1983; Jaenicke, 1980).

5.8 Gli Effetti sulla Salute

L'associazione fra inquinamento dell'aria ed effetti avversi sulla salute umana è nota già da tempo: alcuni eventi in cui si sono verificati alti tassi di mortalità in concomitanza con un marcato inquinamento atmosferico, come nella valle del Meuse (Belgio, 1930) (Nemery et al., 2001) e a Londra nel 1952 (Logan, 1953), hanno dato l'abbrivio alla ricerca medica sull'inquinamento atmosferico.

A partire, dunque, dagli inizi del '900 l'interesse del mondo medico sugli inquinanti aereo dispersi e gli studi epidemiologici sull'argomento si sono moltiplicati. Sulla base di questi ultimi sembra evidenziarsi la relazione fra particolato atmosferico e diversi effetti avversi sulla salute umana quali morte per problemi cardiopolmonari (Hoek et al., 2002), riduzione dell'aspettativa di vita (Abbey et al., 1999) e un aumento di ricoveri per malattie respiratorie (Atkinson et al., 2001). Non tutti gli studi, però, concordano sul fatto che sia la totalità del particolato ad essere correlabile con l'aumento d'incidenza di malattie cardiopolmonari. Alcuni studi infatti, ritengono che tale correlazione sia vera (o comunque più marcata) per il PM 2.5, ma tenda a non sussistere per il PM 10 (Pope et al., 2002; McDonnell et al., 2000).

Una possibile spiegazione della discrepanza nelle correlazioni, potrebbe derivare dal fatto che particelle di diverse dimensioni hanno diversi destini all'interno del corpo umano e possono quindi generare effetti differenti: le particelle più grandi ($> \text{PM } 2.5$), infatti, mostrano una maggiore deposizione nelle zone extratoraciche e nelle zone superiori del tratto tracheobronchiale, mentre le particelle più piccole (come il PM 2.5) mostrano una deposizione maggiore nelle parti profonde dei polmoni (Brook et al., 2004) colpendo zone differenti e più sensibili.

La deposizione avviene ancora più in profondità per le "ultra fine particles" (UFP, $< 100 \text{ nm}$ di diametro), che mostrano una deposizione molto alta negli alveoli polmonari (Daigle et al., 2003) e presentano un grande rapporto fra area di superficie e massa (che può portare ad elevata tossicità biologica) (Brooke et al., 2004). Inoltre, particelle così fini potrebbero anche passare direttamente nel sistema circolatorio, cosa che permetterebbe loro di essere distribuite in maniera sistemica (Nemmar et al., 2001; Nemmar et al., 2002; Oberdorster et al., 2002). Queste molteplici interazioni col corpo delle particelle ultrafini può risultare ulteriormente pericolosa a causa della possibilità che alcune sostanze chimiche cancerogene, alcuni metalli e alcuni composti tossici o reattivi si adsorbiscano sulla superficie delle particelle stesse (Oberdorster, 2000; Harrison, 2001).

Altre analisi condotte sulle particelle ultrafini lasciano ipotizzare che esse si possano addirittura depositare sulle mucose e diffondere, attraverso il nervo olfattivo, fino al cervello, con possibile effetti neurotossici sul lungo termine (Oberdorster et al., 2004).

Gli effetti negativi dovuti alla deposizione differenziale del particolato non agiscono solo sul lungo termine (dopo, cioè, un'esposizione prolungata), ma, come dimostrato da alcuni studi condotti a Seoul e Taiwan, il particolato sembra avere effetti anche sul breve periodo: in sunto, questi studi dimostrano che innalzamenti a breve termine di concentrazioni ambientali di particolato possono generare aritmie cardiache, peggiorare i casi d'infarto, e far scattare complicazioni cardiovascolari acute di tipologia arteriosclerotica/ischemica (Hong, 2002; Tsai, 2003).

Se, quindi, risulta abbastanza chiara l'esistenza di una correlazione tra l'inalazione di particolato e l'insorgenza sul lungo o sul breve periodo di effetti avversi sulla salute, non risulta altrettanto automatico individuare limiti effettivi per la protezione della salute umana. Il particolato non sembra infatti presentare una concentrazione-soglia sotto la quale cessi di avere effetti negativi. La relazione individuata per l'azione del particolato (nel caso specifico si parla di PM 2.5) è, infatti, lineare stando a significare che gli effetti avversi aumentano con l'aumentare della concentrazione del particolato, ma non scendono a zero a meno che non scenda a zero anche la concentrazione (Brook et al., 2004).

5.9 Gli Effetti del Particolato sul Clima

Il particolato atmosferico non genera impatti solo sulla salute umana, ma può avere effetto anche sulla situazione climatica globale in quanto il particolato e l'aerosol in generale interagiscono in maniera complessa con il flusso radiativo terrestre (sia entrante che uscente) a seconda delle loro proprietà (composizione, concentrazione, parametri dimensionali, solubilità e proprietà ottiche) (IPCC, 2001).

Queste interazioni possono dividersi in interazioni **dirette** (gli aerosols generano uno scattering ed assorbono la radiazione corta e infrarossa, alterando il bilancio radiativo Terra-atmosfera) e **indirette** (gli aerosols modificano le caratteristiche microfisiche delle nubi modificandone di conseguenza proprietà ottiche e durata di vita) (Haywood & Boucher, 2000).

Il risultato di tali interazioni è che gli aerosol potrebbero avere un effetto di forcing radiativo. Per forcing radiativo s'intende "la variazione nell'irraggiamento netto alla tropopausa a causa dell'applicazione di una perturbazione, mantenendo fisse le variabili atmosferiche, una volta che le temperature stratosferiche hanno raggiunto l'equilibrio" (Haywood & Boucher, 2000).

5.9.1 Effetti Diretti

Gli effetti diretti sono fortemente influenzati dalle proprietà ottiche degli aerosols: particolati a base di solfati o nitrati tendono ad avere un effetto raffreddante, in quanto riflettono la radiazione incidente nello spazio (effetto di light-scattering) e quindi riducono il budget energetico ricevuto

dalla superficie terrestre (IPCC, 2001). Aerosols a base di carbonio, che tendono ad avere un colore scuro, tendono, invece, ad assorbire la luce (soprattutto gli UV-B; Havers et al., 1998) e quindi, da un punto di vista diretto, essi hanno un effetto riscaldante (IPCC, 2001).

Riassumere l'effetto globale di forcing radiativo diretto, che quindi tenga conto dell'assommarsi delle diverse proprie ottiche degli aerosol, risulta, però, molto difficile, per due principali motivi (IPCC, 2001):

- Distribuzione spatio-temporale molto variabile per quanto riguarda il particolato primario
- Incertezze sugli aerosols secondari relativamente sia ai precursori, sia alle reazioni chimiche che avvengono in atmosfera

Tenendo conto di questi due *caveat*, l'IPCC ha comunque avanzato alcune stime, riassunte nella figura seguente:

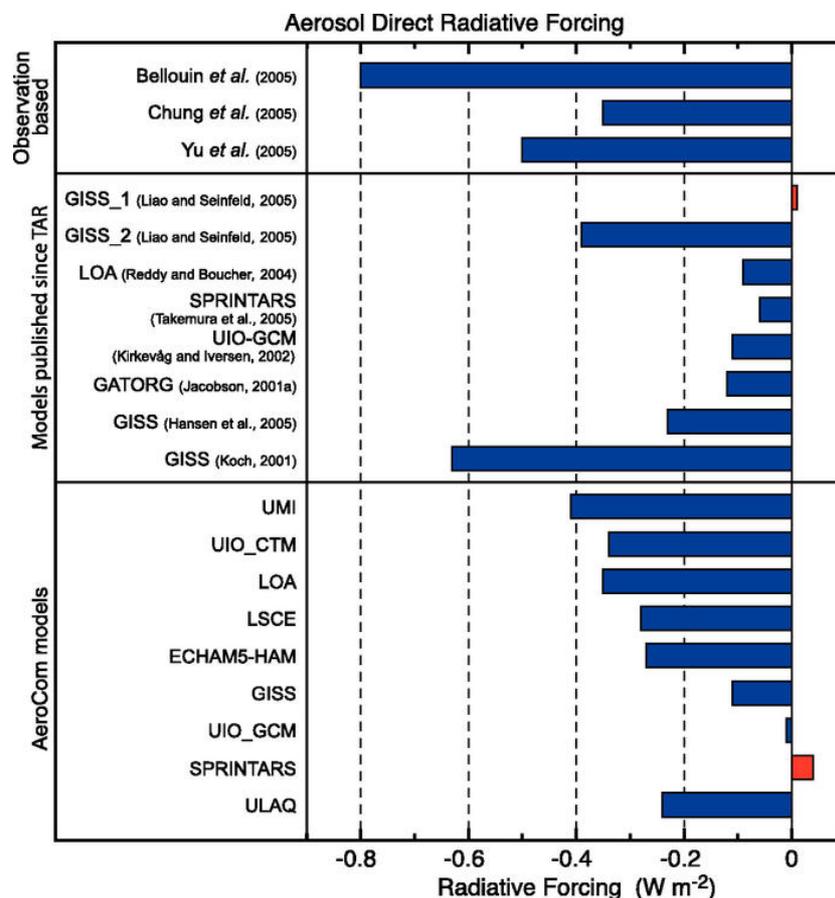


Fig. 5.9: stima del forcing radiativo dovuto ad effetti diretti degli aerosols provenienti studi di osservazione e uso di modelli (da IPCC, 2007)

Come si può vedere dalla figura la maggior parte degli studi prevedono un forcing radiativo che arriva fino a circa -0.8 W/m^2

5.9.2 Effetti Indiretti

Gli effetti indiretti derivano dall'interazione fra aerosol e nubi e conseguente alterazione del comportamento delle nuvole:

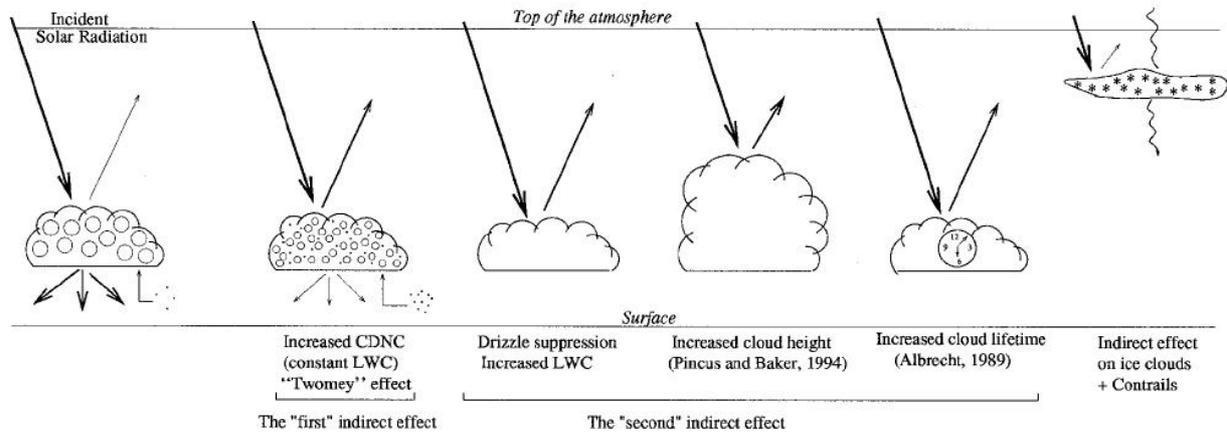


Fig 5.10: Interazioni aerosols-nubi (da Haywood & Boucher, 2000). Simboli utilizzati: CDNC (*Cloud Droplet Number Concentration*, concentrazione del numero di gocce formanti la nube); LWC (*Liquid Water Content*, contenuto in acqua liquida).

Come mostra la figura si possono avere principalmente due effetti indiretti: nel primo un aumento di aerosols causa un aumento nella concentrazione delle gocce e una diminuzione nella dimensione delle gocce mantenendo il contenuto d'acqua liquida costante (Twomey, 1974). Nel secondo, invece, la riduzione della dimensione delle gocce modifica l'efficienza della precipitazione portando ad un aumento del contenuto d'acqua liquida, un aumento della vita della nube (Albrecht, 1989) e un aumento del suo spessore (Pincus & Baker, 1994).

L'IPCC ha cercato di dare una stima anche del forcing radiativo dovuto ad effetti indiretti:

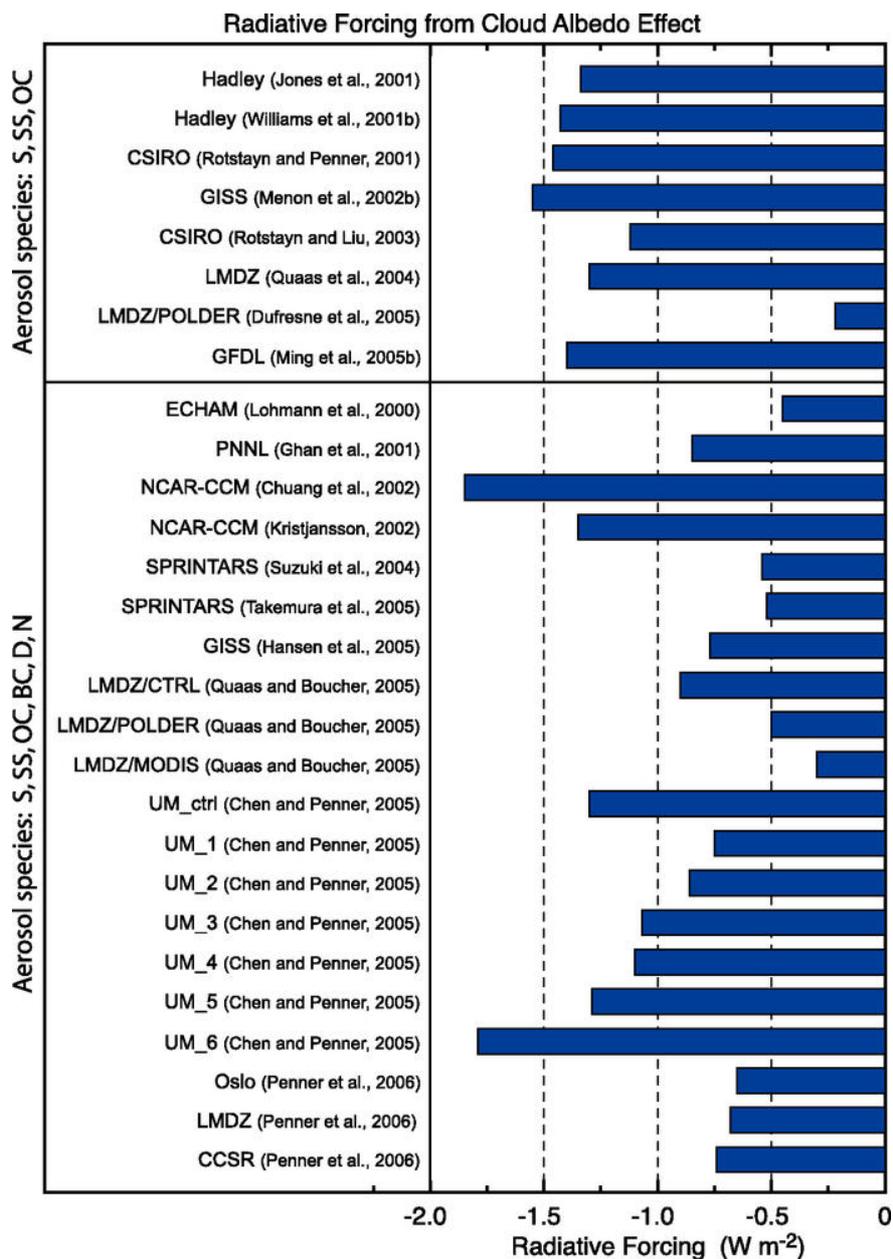


Fig. 5.11: stime del forcing radiativo dovuto agli effetti indiretti degli aerosols, sulla base dei modelli climatici globali che compaiono nella colonna a sinistra. La prima parte della tabella contiene i modelli che si basano su un limitato numero di specie di aerosols (principalmente antropogenici). La seconda parte della tabella mostra i risultati di modelli che considerano un maggior numero di specie. I simboli utilizzati sono: S (*sulphates*, solfati), SS (*sea salt*, sale marino), D (*dust*, polveri minerali), BC (*black carbon*), OC (*organic carbon*, carbonio organico), N (*nitrates*, nitrati). (Da IPCC, 2007).

Come si vede dalla figura anche gli effetti indiretti degli aerosols sembrano avere un effetto raffreddante sul clima, in quanto generano un forcing radiativo negativo di entità generalmente superiore se confrontato con quello dovuto agli effetti diretti.

Anche queste stime, però, presentano comunque le incertezze legate ai modelli di circolazione globale con le quali sono stati ottenuti e quindi risentono del livello di conoscenza scientifica

relativo alla comprensione dei meccanismi fisici d'interazione nube-particolato e dei limiti di rappresentazione / parametrizzazione propri di ogni modello (IPCC, 2007).

Riassumendo, sulle base della stime dell'IPCC, gli aerosol sembrano avere globalmente un effetto di diminuzione delle temperature globali.

5.10 La Situazione del Particolato Bolognese

La trattazione precedente ha introdotto le caratteristiche principali del particolato atmosferico, ma vogliamo ora approfondire le caratteristiche relative all'area di studio. Dal momento che ci siamo concentrati sul centro storico della città di Bologna analizzeremo i dati disponibili relativi al traffico (in quanto principale fonte di emissione e risospensione di particolato), alle emissioni da impianti civili e alla composizione chimica del particolato. Cercheremo inoltre di legare questi dati alla qualità della vita, analizzando i possibili impatti sulla salute.

5.10.1 Emissioni Civili

Per emissioni civili s'intendono tutte quelle emissioni generate da insediamenti civili e che raggruppano tutte le attività connesse con la produzione di energia termica ad uso civile.

I parametri, quindi, che influenzano queste emissioni sono i residenti per comune e le vendite di combustibili (metano, gpl, gasolio).

Nonostante sia stato pubblicato di recente un nuovo report sullo stato dell'ambiente, non è stato possibile estrarre da esso parametri quantificabili, pertanto ci rifaremo ai dati del precedente report sullo stato dell'ambiente (del 1999) per ottenere una stima delle emissioni da fonti civili.

Consumi al 1999 (ktep)	Gas Naturale	GPL	Gasolio
	684.3	41.5	23.7

Tab. 5.1: Emissioni civili al 1999, (da Report sullo Stato dell'Ambiente in Emilia Romagna, 1999)

Sulla base dei consumi è possibile valutare le emissioni in quanto esse sono proporzionali al combustibile consumato, moltiplicato per uno specifico fattore di emissione. Per le polveri e il PM 10 sono usati i fattori dell'EPA Statunitense. Il metodo va quindi a valutare l'emissione in tonnellate annue dello specifico inquinante come il prodotto del fattore di emissione per quel particolare inquinante per il consumo annuo del combustibile.

Macrosettore 2: Impianti di combustione non industriale				
Settore 0200200: Impianti Residenziali				
Attività 020202: Caldaie con potenza < 50 MW				
Combustibile	Inquinante	Fattore di emissione	Unità di misura	Fonte
Gasolio	Particolato fine PM 10	3.6	G/GJ	EPA
GPL	Particolato fine PM 10	2	G/GJ	EPA
Gas Naturale	Particolato fine PM 10	6.7	G/GJ	EPA

Tab. 5.2: Tabella dei fattori di emissione

Il sistema però, non considera il particolato secondario, portando quindi ad una sottostima della quantità di particolato emesso, che risulta pari a 199 tonnellate annue per l'intera provincia di Bologna. Il comune di Bologna, in specifico, contribuisce per il 40% di questa cifra.

5.10.2 Emissioni Dovute al Traffico

Il traffico si presenta come la sorgente principale di particolato nella zona del Bolognese, seguito dalle emissioni legate al riscaldamento delle abitazioni:

Contributi alle emissioni di polveri nel Comune di Bologna, in %, riferiti ai consumi 1997

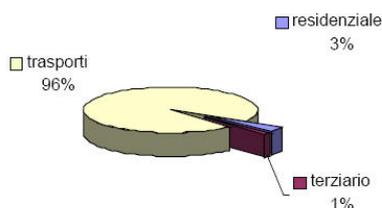


Fig. 5.12: contributi alle emissioni di polveri, fonte Comune di Bologna

Per quantificare le emissioni da traffico, il Comune e la Provincia di Bologna si sono dotati di modelli che si basano sulla matrice Origine/Destinazione dell'ora di punta del mattino (7:30-8:30) e il dato è stato poi esteso al resto della giornata.

Il calcolo delle emissioni avviene per quattro tipologie di veicoli:

- Ciclomotori / Motocicli
- Autoveicoli
- Veicoli commerciali leggeri (<35 q)
- Veicoli commerciali pesanti (>35 q)
-

A ciascuna tipologia veicolare indicata viene assegnato un fattore di emissione (in g/km) che viene poi usato per computare l'emissione totale e confrontare le emissioni fra le tipologie di veicoli.

In particolare il confronto ha rivelato come l'inclusione di componenti quale abrasione dei freni e usura dei componenti (pneumatici, manto stradale) aumenti in maniera significativa le emissioni per gli autoveicoli diesel e benzina pre-euro, con particolare riguardo per questi ultimi.

Sulla base dei fattori sopra indicati è stata computata l'emissione complessiva annuale per sei diversi inquinanti (SO₂, COV, CO, NO_x, PTS, PM 10):

valori t/anno	in	SO₂	COV	CO	NO_x	PTS	PM 10
Traffico Comune		71.19	4105.79	24609.76	4087.74	722.53	455.53
Traffico Provincia		90.80	1817.17	15065.75	4574.36	841.19	466.16

Tab 5.3: tabella delle emissioni per Comune e Provincia di Bologna in t/anno

Sul particolato si evidenzia una dominanza dei contributi dovuti al traffico inversamente proporzionale alla dimensione delle particelle; inoltre il modello considera solo il particolato di origine primaria, tagliando dalle stime tutto il particolato secondario che si origina per interazioni in atmosfera a partire da emissioni primarie.

Il comune di Bologna ha anche adottato alcuni modelli per valutare la dispersione degli inquinanti dovuti al traffico ed uno di essi, il modello IMPACT, viene usato per le simulazioni di larga scala (pur non essendo in grado di tener conto degli effetti dovuti agli street canyon). La figura seguente mostra un output del modello relativamente al PM 10 per il giorno 13 gennaio 2001 con una condizione meteorologica sinottica non favorevole alla dispersione degli inquinanti:

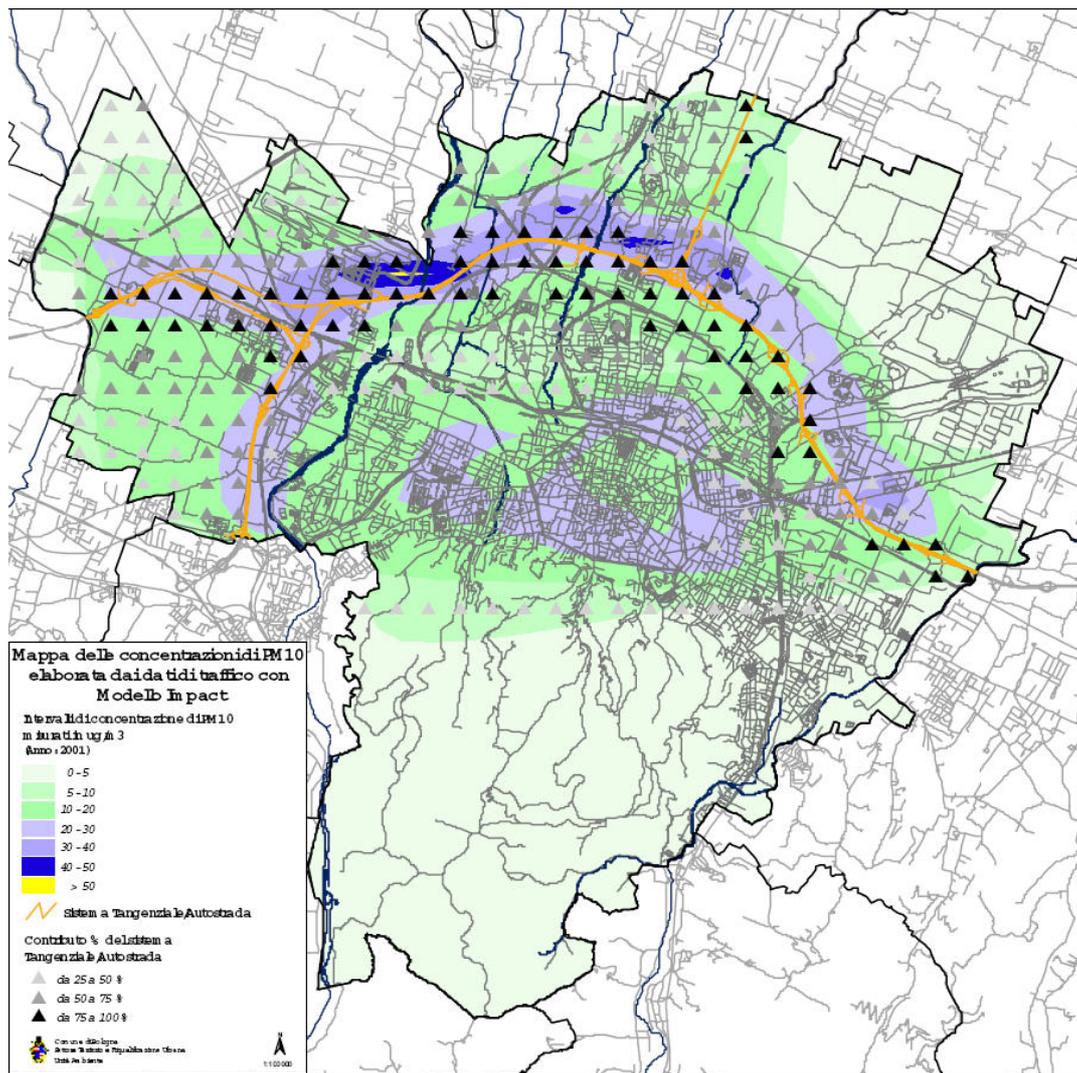


Fig. 5.13: Mappa delle concentrazioni di PM 10 secondo il modello IMPACT, fonte Comune di Bologna

Come si può vedere le concentrazioni maggiori (aree viola) comprendono il complesso tangenziale-autostrada (le linee arancioni) e la zona del centro storico e dei viali di circonvallazione. L'effetto del complesso tangenziale-autostrada raggiunge solo debolmente il centro storico.

5.10.3 La composizione Chimica del Particolato Bolognese

I dati che seguono, vengono da uno studio che ha visto la collaborazione dell'Arpa Emilia Romagna e dell'Università degli Studi di Bologna. La seconda fase di questo studio si è concentrata sulla caratterizzazione chimico-fisica del particolato atmosferico nelle classi dimensionali tra 10 e 0.4 μm . Le successive informazioni derivano dalla relazione tecnica finale (datata Ottobre 2005) del suddetto studio. Tale relazione tecnica è poi stata inserita nel Rapporto ARPA di Qualità dell'Aria di Reggio Emilia del 2005 (pubblicato nel Gennaio 2006)

Dallo studio si evince che nel particolato si trovano diverse specie metalliche, alcune con concentrazioni maggiori in particolato con diametro aerodinamico minore di $0.49\ \mu\text{m}$ (arsenico, cadmio e piombo), altre con concentrazione maggiore in particolato con diametro maggiore (manganese, rame e ferro), ed altre ancora che non presentano “preferenze” dimensionali (vanadio, cromo, nichel, stagno e cobalto). Per tutti i metalli la cui concentrazione è normata dalla legge, sono state rintracciate concentrazioni inferiori ai valori limite/valori obiettivo .

La componente organica insolubile (se si escludono calcio, magnesio e solfato) mostra un andamento stagionale con minimi estivi e massimi invernali. Il calcio (e il suo analogo chimico e geochimico, il magnesio) sono importanti sia nella frazione fine che grossolana anche nella stagione estiva. La loro presenza è significativa ed indice dell’assetto geologico e pedologico regionale.

Il maggior contributo alla massa del materiale particellare viene dato da nitrati, solfati e ammonio a testimoniare l’importanza della componente secondaria proveniente da processi fotochimici a carico di NO_x e SO_2 e successiva neutralizzazione degli acidi forti da parte di NH_3 gassosa. La predominanza di queste tre specie chimiche nel particolato di dimensioni inferiori risulta essere un comportamento tipico di aree fortemente antropizzate in relazione a processi di formazione di aerosol secondario a partire da precursori gassosi.

Lo ione ammonio è risultato, dallo studio, sistematicamente in quantità inferiori alle concentrazioni richieste per la condizione di neutralizzazione: ciò dimostra che l’aerosol di Bologna presenta un notevole carattere acido. Questo riveste un forte significato dal punto di vista sanitario: l’acidità da acido forte liberata all’interno degli alveoli polmonari assieme alla presenza di ossidanti energetici (O_3), sostanze tossiche come idrocarburi policiclici aromatici (IPA) e la coppia Fe(II)/Fe(III) sono indicate tra quelle ritenute responsabili degli affetti avversi sull’apparato respiratorio.

Nella frazione più fine si trova altresì una dominanza di cloruri e bromuri che fanno ipotizzare a sorgenti di natura antropica (sorgente ad alta temperatura per i cloruri, additivi dei lubrificanti per i bromuri). I picchi invernali in tutte le frazioni di cloro potrebbero essere messi in relazione con lo spargimento di sale nella sede stradale.

Gli IPA sono risultati prevalenti (74%) nella frazione più fine (diametro aerodinamico $< 0.49\ \mu\text{m}$) del particolato. Il loro andamento presenta minimi estivi e primaverili e massimi autunnali ed invernali: ciò può essere messo in relazione a reazione di fotolisi diretta, con molecole reattive in atmosfera che riducono il tempo di permanenza, alla diversa ripartizione degli IPA fra fase gas e materiale particellare causata dall’elevata temperatura ambientale e alla maggiore altezza e turbolenza dello strato di rimescolamento (*mixed layer*).

Relativamente alla componente organica elementare si riscontrano maggiori concentrazioni di carbonio organico in inverno e minori concentrazioni in primavera ed estate. L’incremento

invernale può derivare in parte alla bassa temperatura atmosferica (che andrebbe a favorire i processi di condensazione, assorbimento ed adsorbimento dei composti organici semi-volatili emessi in fase di gas), ed in parte alle emissioni da riscaldamento domestico.

La frazione di carbonio elementare non presenta un andamento stagionale, lasciando supporre che la sua origine sia il traffico veicolare. Anche il rapporto fra carbonio organico e carbonio elementare (in media 3.5) lascia supporre che l'origine principale del particolato carbonioso derivi dal traffico veicolare, così come affermato in letteratura (Giugliano et al., 2005).

5.10.4 L'impatto del Particolato sulla Salute dei Bolognesi

Bologna misura il PM 2.5 nella stazione di Porta S. Felice già a partire dal 2004 (ma si hanno serie temporali complete solo a partire dal 2005) e mostra valori medi ancora superiori al valore obiettivo di 25 µg/m³ per buona parte dell'anno:

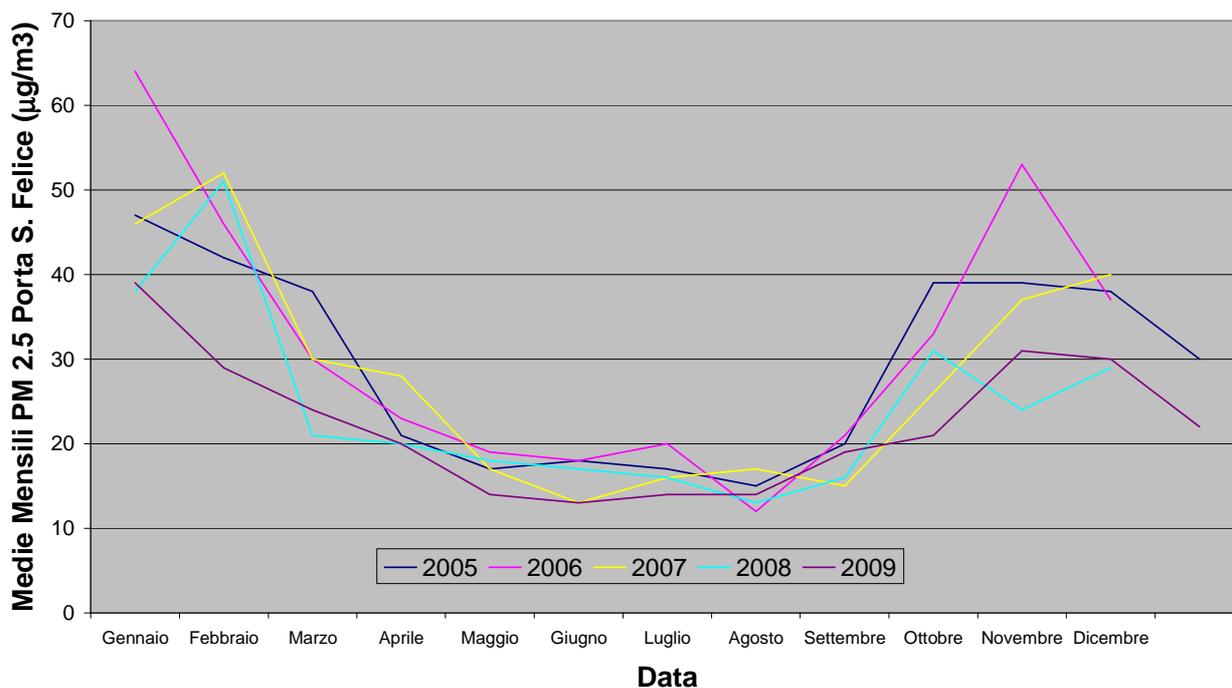


Fig. 5.14: Andamenti PM 2.5 nella stazione di Porta S.Felice (fonte dati ARPA Emilia-Romagna, Rete Regionale di Monitoraggio della Qualità dell'Aria Provincia di Bologna Report dei Dati 2009)

Correlare i dati quantitativi ad effettivi impatti sulla salute non risulta semplice a causa della frammentazione delle competenze: la qualità dell'aria insiste su diversi organismi statali, ciascuno dei quali mette in atto le proprie specifiche competenze, stilando adeguati documenti. Non esiste però un efficace collegamento e integrazione fra i dati dei diversi documenti e nemmeno fra le tempistiche con cui questi documenti vengono stilati (l'ultimo rapporto sulla salute legata alla

qualità dell'aria della Provincia di Bologna risale al 2007, mentre si hanno dati molto più aggiornati relativamente all'andamento del particolato attraverso i siti ARPA).

Possiamo però dire che sia il PM 10 che il PM 2.5 hanno mostrato di inficiare negativamente la vita dei bolognesi: pur non essendo ancora disponibili report relativi agli ultimi tre anni (2008-2010), Bologna e provincia hanno visto un aumento di ricoveri ospedalieri e di mortalità (in particolare per patologie cardiovascolari e respiratorie) nei periodi di maggior concentrazione di PM 10

(fonte Provincia di Bologna:

<http://www.provincia.bologna.it/ambiente/Engine/RAServeFile.php/f/Pubblicazioni/tuttalariadel2007.pdf>). Il grafico seguente mostra un generale aumento (in percentuale) sia di morti, che di ricoveri attribuibili a concentrazioni di PM 10 superiori a 40 mg/m3 fra il 2005 e il 2006:

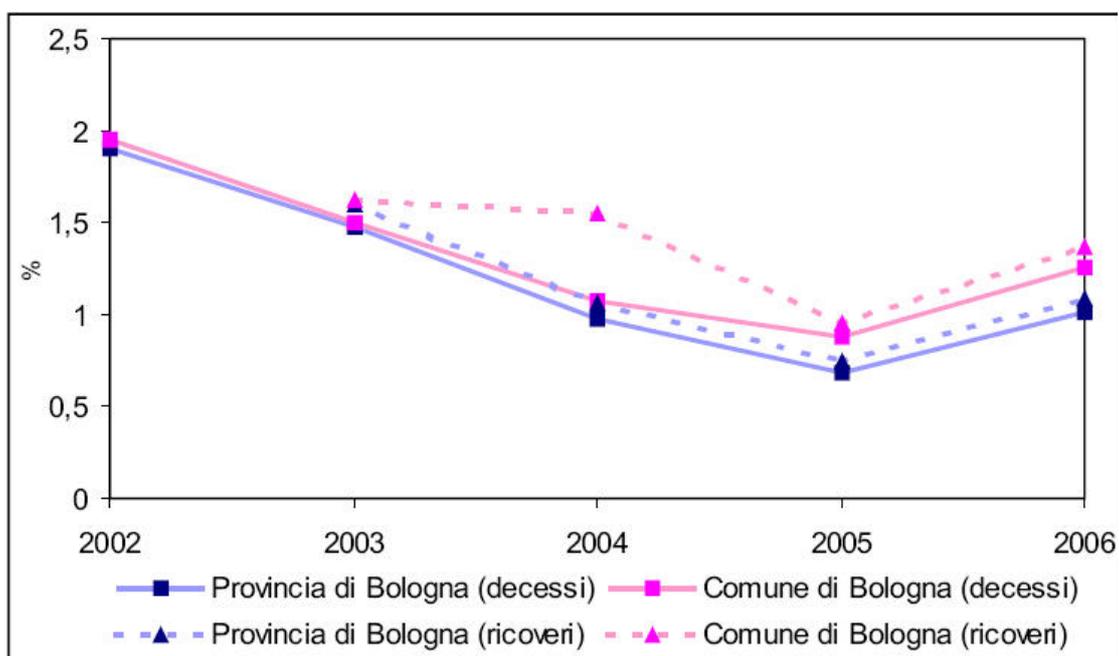


Fig. 5.15: andamento decessi e ricoveri, in percentuale, dal 2002 al 2006 per Provincia e Comune di Bologna, (da <http://www.provincia.bologna.it/ambiente/Engine/RAServeFile.php/f/Pubblicazioni/tuttalariadel2007.pdf>).

Da un punto di vista numerico possiamo attribuire al superamento della soglia dei 40 mg/m3 circa 40 morti sul territorio comunale e circa 90 considerando la provincia.

I periodi nei quali potenzialmente si verificano questi episodi possono essere inferiti dai dati dei report ARPA, che indicano come il periodo autunnale-invernale quello di maggior accumulo di PM10:

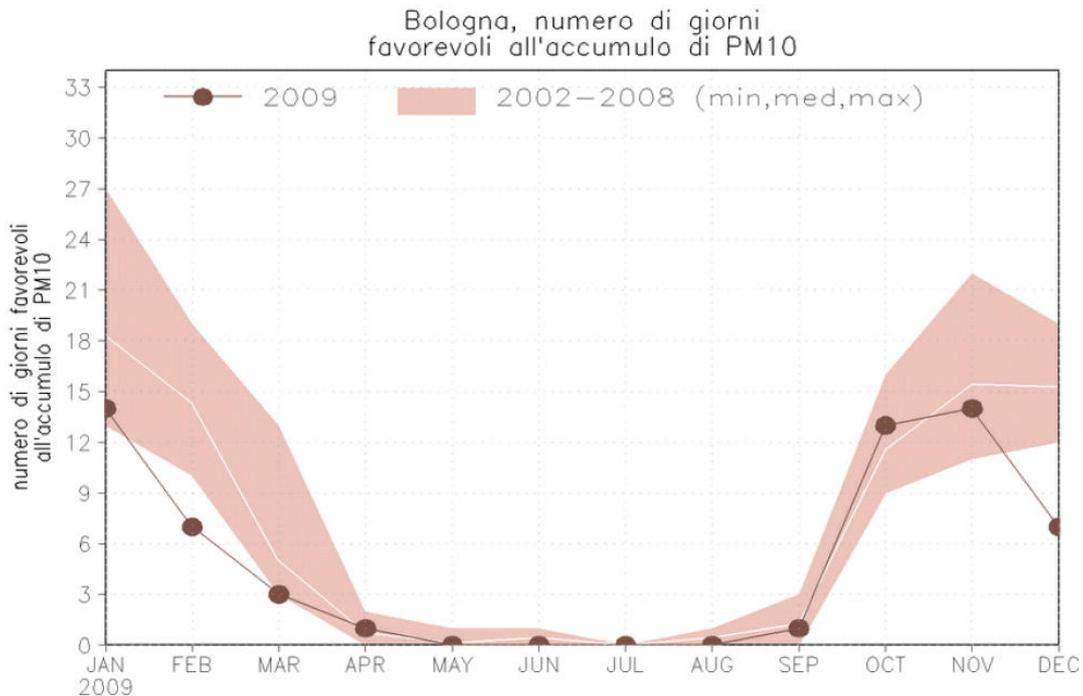


Fig. 5.16: Numero di giorni favorevoli all'accumulo di PM 10, (da ARPA Emilia-Romagna, Rete Regionale di Monitoraggio della Qualità dell'Aria Provincia di Bologna Report dei Dati 2009).

Gli effetti negativi sulla salute umana non sono limitati al PM 10, ma si estendono anche al PM 2.5: sul breve periodo si è visto un aumento dei decessi nella provincia di Bologna fra il 2005 e 2006 per concentrazioni di PM 2.5 superiori ai 20 mg/m³ (dall' 1.7 al 2%, fonte <http://www.provincia.bologna.it/ambiente/Engine/RAServeFile.php/f/Pubblicazioni/tuttalariadel2007.pdf>).

La provincia di Bologna ha cercato anche di ottenere dati quantitativi sugli effetti a lungo termine del PM 2.5, stimando una riduzione negli anni di vita che diventa considerevole soprattutto per individui con età pari o superiore ai 50 anni, come si vede dal grafico seguente:

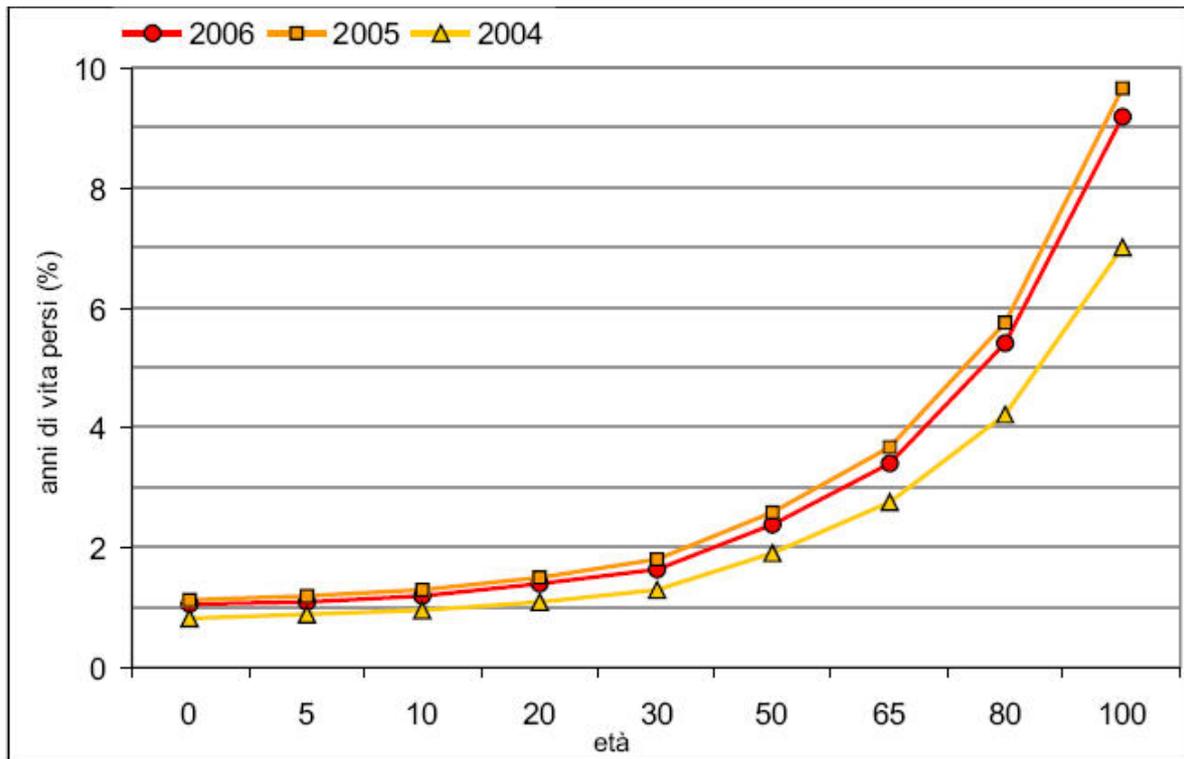


Fig. 5.17: Percentuale di anni di vita persi per PM 2.5 in rapporto all'età, (da <http://www.provincia.bologna.it/ambiente/Engine/RAServeFile.php/f/Pubblicazioni/tuttalariadel2007.pdf>).

Accostando i dati delle centraline a quelli epidemiologici possiamo comprendere, pur tenendo conto del gap temporale, come il particolato atmosferico sia un problema effettivo anche sulla città di Bologna e sulla vita dei suoi cittadini.

6. La Storia Urbanistica di Bologna

In questo paragrafo si cercherà di dare una panoramica sull'evoluzione urbanistica della città di Bologna a partire dagli insediamenti romani che cominciano a dare un inquadramento razionale all'area bolognese, anche se, già in epoca pre-romana, gli etruschi avevano iniziato a frequentare la zona di *Felsina* e a costruire significative necropoli (basti pensare all'esempio di Marzabotto). Questa panoramica servirà a mostrare le diverse evoluzioni e tessiture che esistono nel territorio bolognese che vede un centro storico molto esteso e veramente caratteristico e una periferia più moderna e che dimostra una ben diversa tessitura. Questa panoramica storico-urbanistica ci è permessa grazie allo studio delle pubblicazioni relative ad un seminario sugli studi sulla città di Bologna, svoltosi proprio a Bologna fra il 29 Maggio e il 2 Giugno 1989 con la partecipazione di Maurice Culot. I lavori del seminario sono successivamente stati raccolti nell'opera "Il Ritorno alla Città" (Barozzi & Tagliaventi, 1990) che sarà la principale traccia per le pagine seguenti. Artoleremo la trattazione suddividendo la storia di Bologna in piccoli periodi e analizzando le modifiche urbanistiche principali relative a quel periodo.

6.1 Bologna Romana : 189 a.C. – III sec. d.C.

La città sorge sulla conoide formata dal torrente Aposa su un preesistente insediamento etrusco, ha cardines disposti lungo le linee di massima pendenza (Nord - Sud) e decumani orizzontali rispetto alle curve di livello. La città si adatta alle caratteristiche altimetriche del terreno della zona ai piedi della collina, ordinandosi Nord - Sud ed Est - Ovest. Il decumano massimo occupava la zona ora nominata via Rizzoli – Ugo Bassi, direzioni sulla quale si attesta anche la via Emilia costruita nel medesimo *lapse* temporale.

L'insediamento romano si localizza dunque nell'attuale zona centrale di Bologna e la fornisce anche di un acquedotto che verrà ripristinato in via definitiva nel 1881.

6.2 Bologna Tardo Antica – Alto Medievale: IV-X sec.

Probabilmente già nel III sec. la zona romana comprendente i principali edifici di pubblico dominio (situati fra i due cardini centrali corrispondenti a via Indipendenza, D'Azeglio, Galliera, Venezian, Piazza IV Novembre) venne fortificata con grossi blocchi squadrati di pietra selenitica. L'accesso alla città è consentito dai varchi di porta Piera (Nord), porta Procola (Sud), Ravennana (Est), Stiera e Nova (Ovest). La formazione della cerchia di selenite segna il passaggio dal sistema ortogonale romano a quello radiale successivo.

A Est, il passaggio obbligato attraverso porta Ravennana delle vie di comunicazione con le terre dell'esarcato di Ravenna, crea una serie di strade a raggiera (Zamboni, S. Vitale, S. Stefano, Castiglione) affiancate alla via Emilia.

Il cristianesimo comincia ad influenzare l'assetto della città, come, ad esempio, nel tracciato delle 4 croci poste all'esterno delle mura cittadine. Col tempo cominciano anche a formarsi piccoli borghi, forme embrionali dei quartieri che saranno successivamente compresi fra la prima e la seconda cerchia di mura.

Nel VII secolo si consolida, nel primo tratto delle strade oltre porta Ravennana, un borgo fortificato di forma semicircolare – l'addizione longobarda – ancora oggi chiaramente riconoscibile nell'impianto stradale alle spalle delle due torri.

6.3 Bologna Medievale: XI-XIV sec.

L'aumentare delle realtà religiose (S. Stefano, SS. Naborre e Felice, S. Giovanni in Monte, eccetera) come entità architettoniche nei pressi della prima cinta muraria e la loro svilupparsi della loro forza politico-economica ha fornito l'impulso necessario all'ampliamento della cerchia di mura (del 1156-1163). La forma delle mura è quasi circolare e recupera lo spazio della *civitas antiqua rupta* a O-N, l'addizione longobarda a S-E assieme ai borghi monastici. Nella zona centrale sorgono le torri e i portici gentilizi in una maniera disordinata e che si espande secondo la scansione del lotto gotico. Viene a formarsi l'attuale conformazione di Piazza Maggiore, degli edifici che si raggruppano intorno al Palazzo del Podestà, della torre dell'Arengo e del voltone sottostante: il palazzo Re Enzo e il palazzo D'Accursio. Si configura dunque la piazza pubblica (attuale piazza maggiore), e l'asse che collega quest'ultima alla piazza di porta Ravennana diventa un'importante sede commerciale. Nel XII secolo S. Stefano raggiunge l'assetto attuale.

Questo sviluppo cittadino, fa sì che venga a formarsi una nuova cinta muraria durante il 1300. Fra le due mura trovano casa anche le diverse attività produttive, andando ad aprire Piazza VII Agosto e costeggiando i canali Reno, Savena e Navile.

Dopo la peste del 1348 la città vede un nuovo periodo di espansione che vede altre trasformazioni urbane e architettoniche, e, fra le più importanti, ricordiamo la formazione dei Palazzi dei Notai e della Mercanzia, case private nei dintorni e il chiostro di S. Maria dei Servi (con annesso portico lungo la Strada Maggiore). Infine viene edificato anche il Collegio di Spagna.

6.4 Bologna Rinascimentale: XV-XVI sec.

L'avvento dell'era rinascimentale si configura come un periodo di rinnovazione edilizia per Bologna: non sono molte le aggiunte alla città ma sono sostanziali i cambiamenti nelle strutture già edificate. Abbiamo quindi allargamenti e rettificazione di strade, regolarizzazione di fronti e passaggio dall'architettura minore lignea a quella di mattoni (con conseguente introduzione dell'arco nelle zone porticate). Esistono comunque complessi edilizi creati in questo periodo: il complesso del Baraccano e la via d'accesso all'omonima chiesa, l'apertura dell'attuale Piazza Verdi, il lungo portico addossato alla chiesa di S. Giacomo Maggiore lungo la via S. Donato, Palazzina della Viola. I Bentivoglio sono i principali fautori dell'edilizia del periodo e costruiscono anche un loro palazzo che finirà distrutto e, duecento anni dopo, sostituito con l'attuale Teatro Comunale. Si moltiplicano i palazzi gentilizi che tendono ad innestarsi su una base medievale e ad avere un portico nella loro facciata, contribuendo alla nomea di Bologna come "Città dei Portici". Nel 1562 viene anche edificato l'Archiginnasio e l'attuale Piazza Galvani. Sempre in quel periodo la costruzione de Palazzo dei Banchi, sul lato orientale di Piazza Maggiore, va, insieme all'Archiginnasio e Piazza Galvani a formare un importante asse urbano. Altre opere degne di nota riguardano sicuramente l'apertura di piazza del Nettuno, la copertura del tratto urbano del torrente Avesa e il tracciamento della via dell'Osservanza.

6.5 Bologna Sei-Settecentesca

Le trasformazioni di questo periodo riguardano principalmente la Bologna esterna alla cinta muraria. All'interno delle mura gli interventi principali si limitano al completamento di Via Urbana, alla colmatatura dei fossati medievali e ad una prima sistemazione a giardino dell'attuale Montagnola nel 1661. Le maggiori realizzazioni a scala urbanistica di questo periodo riguardano, invece, il rapporto della città con l'esterno: il portico degli Alemanni, la salita dell'Osservanza e l'imponente opera del portico e del santuario di S. Luca. Accanto a queste opere troviamo l'insediarsi fuori dalle mura di complessi dedicati alla pubblica assistenza (come ad esempio, il primo nucleo dell'ospedale S. Orsola) e di ville, e tutti questi nuovi insediamenti mostrano un processo di espansione di attività urbane oltre le mura.

La città viene invece investita da un processo di rinnovamento stilistico che coinvolge i più importanti palazzi pubblici e privati e i complessi religiosi. Fra le varie opere ricordiamo il completamento dei lavori di S. Petronio e la formazione del complesso gesuitico di S. Lucia che si sovrappone, modificandolo integralmente, al tessuto minore dell'area compresa fra via Castiglione, via Cartoleria e via Dei Chiari, con le grandi moli della chiesa di S. Lucia, del collegio di S. Lucia (l'attuale Liceo Galvani) e del collegio di S. Luigi.

Gli edifici del periodo si pongono, però, quasi sempre in continuità col tessuto urbano circostante, la ricerca scenografica è molto limitata e non consente quindi un sostanziale cambiamento all'immagine complessiva della città, se non, come abbiamo già detto, da un punto di vista stilistico. Diverso è il risultato per quanto riguarda le strutture *extra-moenia* dove vediamo sorgere l'imponente percorso porticato che dai margini della città porta al santuario di S. Luca.

6.6 Bologna Ottocentesca

L'arrivo delle truppe francesi nel 1796 segna la fine di una struttura sociale consolidata da secoli e prelude alle trasformazioni del nuovo secolo con l'evolversi del periodo Napoleonico e delle vicende storiche che portano all'unità d'Italia. Uno dei fenomeni urbanistici più importanti è sicuramente dovuto alla confisca e la successiva vendita dei beni degli ordini religiosi: i conventi vengono trasformati in strutture pubbliche o in sedi di attività produttive e commerciali. La disponibilità delle zone prima riservate alle attività ecclesiastiche permette un intervento di cucitura sul tessuto edilizio minore: accorpamento di parcelle a costruire unità immobiliari più grandi porta ad una maggiore omogeneizzazione dei fronti stradali.

Durante il soggiorno di Napoleone a Bologna egli concepisce il progetto di trasformare l'area verde della Montagnola in un luogo di aggregazione pubblica e di svago e di creare viali alberati lungo le mura secondo il modello francese. Se, però, il progetto di trasformazione della Montagnola ha successo, la creazione di un anello di viali alberati verrà effettuata solo in misura minore, ma perché Bologna sia dotata di un sistema di viali di circonvallazione analoghi a quelli Viennesi dovrà attendere un secolo e l'abbattimento delle mura.

Il nuovo ruolo della Montagnola fa convergere una serie di strutture come l'Arena del Sole (che assumerà la sua forma attuale solo alla fine del secolo) e lo Sferisterio. Fuori dalla città assistiamo alla trasformazione del convento dei Certosini in cimitero cittadino, dando quindi origine alla Certosa.

Fra l'annessione al Piemonte e fino alla realizzazione del piano regolatore del 1889 che segna l'inizio di una politica di espansione pianificata della città oltre le mura, il centro cittadino subisce molte trasformazioni sulla scorta delle necessità di adeguare questa zona alla strada ferrata, allo sviluppo del traffico e al rinnovo delle reti idriche e fognarie. I maggiori interventi riguardano la formazione di Via Indipendenza, Via Farini e le adiacenti piazze Cavour, Minghetti e Via Garibaldi. Questi interventi partono da un precedente progetto privato che aveva aperto la piazza antistante al palazzo Baiocchi (ora palazzo del Tribunale): questa piazza innesca quindi un processo di ridisegno volto a collegare il palazzo stesso, il complesso di S. Domenico e l'attuale Piazza Minghetti.

Sempre in questo periodo vengono eseguite altre opere degne d'importanza, come il palazzo della Cassa di Risparmio (che farà sì che venga aperta l'attuale piazza Minghetti), la rettifica di via Saragozza verso la porta omonima, il nuovo edificio della stazione ferroviaria (1876), la struttura metallica per la Borsa dei Commercianti collocata nel terzo cortile del palazzo Comunale, l'attuale teatro Duse e i Giardini Margherita (aperti alla cittadinanza nel 1879).

Nell'ottocento si vedono anche le demolizioni del portico in piazza S. Domenico e degli edifici porticati che delimitano il lato occidentale della piazza Seliciata di San Francesco per isolare l'abside della chiesa.

6.7 Bologna nel Novecento: 1900-1939

Il primo periodo del novecento è dominato dall'attuazione del Piano regolatore del 1889. Il piano, concepito per far fronte alla crescita demografica, racchiude in sé gli ideali della grande visione unitaria della città ottocentesca e le ambiguità di una cultura industriale nascente sulle ceneri di un'antica civiltà contadina e si rifaceva alle esperienze urbanistiche di Parigi e Vienna. Il piano era diviso in due parti: un piano regolatore della città e un piano di ampliamento esterno.

Relativamente alla prima parte abbiamo opere quali l'apertura di un viale di collegamento fra Via Santo Stefano e i nuovi quartieri sud-orientali, l'attuale Via Dante, l'ampliamento Est-Ovest di Via Rizzoli- Via Ugo Bassi, l'apertura di un grande viale parallelo tra porta Zamboni e porta Lama, l'attuale asse di Via Irnerio – Via dei Mille – Via Don Minzoni

La seconda parte prevedeva l'ampliamento radiale della città realizzando un nuovo sistema di viali di circonvallazione esterna, collegati a quelli pensati in epoca napoleonica attraverso un reticolo d'isolati regolari con piazze o giardini.

Il piano inoltre prevedeva di mantenere la figura identificativa di Bologna, il portico, anche nelle nuove strade.

Queste due ultime idee progettuali saranno però in parte disattese: sebbene venga effettivamente formato l'anello di viali di circonvallazione con l'abbattimento delle mura del XIV secolo e di molte porte, lo sviluppo dello scalo ferroviario a occidente e la variante al piano regolatore del 1928 impediscono la realizzazione di un vero e proprio anello come quello Viennese. Allo stesso modo non vengono realizzate tutte le piazze previste dal piano (vengono realizzate solo Piazza dell'Unità e Piazza Trento Trieste) e il mantenimento del portico è attuato solo per quanto riguarda il tratto di Via Matteotti tra la chiesa del Sacro Cuore e Piazza dell'Unità. All'interno dei "vecchi" viali napoleonici, l'intervento più significativo è la realizzazione del nuovo quartiere nella zona attualmente compresa tra porta Lama a occidente e Via Indipendenza a oriente, tra porta Galliera a

settecento e l'asse di Via dei Mille – Via Don Minzoni a meridione, che si snoda attorno all'attuale piazza dei Martiri.

Vengono poi attuati gli sventramenti di Via Rizzoli, l'abbattimento delle torri e l'isolamento del complesso di Palazzo Re Enzo – Palazzo del Podestà. La costruzione degli edifici ospedalieri sull'area a oriente compresa tra i viali di circonvallazione, Via Massarenti e Via Mazzini impedisce la formazione del quartiere impostato intorno a Piazza Trento Trieste e blocca i collegamenti tangenziali all'interno dell'anello di circonvallazione.

Lo sviluppo edilizio non viene controllato con un regolamento adeguato che predetermini la forma e lo stile della città permettendo ai privati di costruire qualunque tipo di costruzione. Proprio l'attività privata si concentra nei primi decenni del secolo sulla costruzione di palazzine nei luoghi lasciati vuoti dalla distruzione della cinta muraria e nelle zone a sud-ovest e sud-est a valle della collina. Le parti settentrionali dell'anello di ampliamento vengono interessate dalla costruzione di alloggi per operai, e, nel quartiere a ridosso della stazione, si assiste al tentativo di creare una piccola Bologna, una "Bolognina", dotandola di un luogo di culto (Sacro Cuore) e di un teatro, di un sistema di due piazze raccordate dall'unica strada porticata costruita fuori dalle mura.

Una serie di altre opere modificano il volto della città: la costruzione del museo di mineralogia tra Zamboni e Irnerio, la costruzione di una serie di edifici su Via Rizzoli – Ugo Bassi (fra cui il palazzo dell'INA, il Mercato delle Erbe e la piazzetta di San Gervasio)

Sul finire degli anni venti viene costruito il grande complesso sportivo Littoriale del quale ora fa parte lo stadio Dall'Ara, ma l'arrivo degli anni '30 segna la svolta culturale nell'urbanistica a causa del regime fascista, che determina la rottura dell'organicità della città storica: si arriva alla zonizzazione in aree monofunzionali, alla disposizione libera degli edifici a stecca razional-fascisti (che popolano le vie Pier Crescenzi e Via Vezza), vengono ampliati gli insediamenti universitari all'interno del policlinico S. Orsola e completato il quartiere universitario fra Via Zamboni e Via Belmeloro, costruita la nuova sede della facoltà d'ingegneria in Via Risorgimento (in pieno stile littorio), viene realizzata Via Marconi e gli edifici moderni che vi campeggiano e vengono mandati avanti una serie di sventramenti del centro storico che continueranno, favoriti anche dalle distruzioni belliche, fino all'adozione di un piano programmatico per il centro storico nel 1970.

6.8 Bologna nel Novecento: dal 1940 al 1980

Dopo la seconda guerra mondiale Bologna dovette fare i conti con gli squarci lasciati dai bombardamenti. Le zone più colpite risultavano essere quelle attigue alle stazioni Centrale (e quindi il quartiere della Bolognina), Borgo Panigale e S. Ruffillo. I tipi edilizi che vennero costruiti furono

del genere razionalista, con poche concessioni agli elementi compositivi locali e ottenendo come risultato un centro storico simile, nelle zone ricostruite, ad una periferia inurbata.

Nel 1956 viene promulgato un nuovo piano progettuale che portava a decentrare le zone residenziali spingendo la città ad ampliarsi a sinistra del Savena e a destra del Reno. Viene poi potenziata la rete stradale con una nuova circonvallazione a nord che consente di affiancare all'anello di raccordo delle radiali urbane le sedi viarie delle autostrade per Milano, Rimini, Padova e Firenze.

Gli anni successivi sono comunque improntati al miglioramento della viabilità con la realizzazione del sistema tangenziale e di piccoli collegamenti all'interno delle diverse zone della città, e la formazione di parchi intercomunali appoggiati sulle rive dei corsi d'acqua principali.

Fra gli anni '60 e '80 si vede il decollo della Direttrice Nord e della zona di S. Donato a livello edilizio: la formazione del quartiere fieristico progettato da Kenzo Tange diventa un importante polo della vita socioeconomica bolognese, e parte il progetto del quartiere residenziale del Pilastro. Accanto a quest'ultimo si aprono anche i grandi quartieri della Barca, di Fossolo, della Beverare, di Croticella, di Casteldebole e di Pescarola, quartieri che si aggiungono ai primi nuclei organici di edilizia popolare dell'INA Casa di Borgo Panigale e delle Due Madonne (Bergonzoni, 1989).

All'esterno dell'area cittadina viene aperto l'Interporto collocato sulla direttiva ferroviaria Bologna-Padova, e l'Alma Mater Studiorum (apertasi a Bologna nel 1088) aggiunge un polo accademico ad Ozzano.

6.9 Commento sull'Evoluzione Urbanistica di Bologna

Bologna si configura come una città dalla lunga storia e che si è evoluta su sé stessa, strato dopo strato, allargandosi radialmente rispetto ai primi insediamenti romani. Il centro bolognese è dunque il fulcro della sua storia ed è quello che ha visto avvicinarsi tutta la vita della città: l'impianto prevalente medieval – rinascimentale ha visto uno sventramento principale e un cambiamento di volto negli anni fra l'inizio del '900 e gli anni '50 con l'abbattimento delle torri gentilizie e delle mura e l'avvento dell'architettura razional-fascista e le ricostruzioni dovute alla guerra. Questo ha fatto sì che venissero introdotti palazzi “moderni” a molti piani a sostituire l'impianto tipico del centro con la formazione di zone quali Via Marconi e la zona della “Bolognina” molto più simili alla periferia *extra-moenia*. Quest'ultima, sviluppatasi nell'arco della storia bolognese recente all'esterno degli attuali viali di circonvallazione, vede un impianto relativamente disordinato e caratterizzato dalla presenza di edifici moderni a più piani e si è estesa fino a creare un unico agglomerato urbano che arriva fin quasi a Modena. Un'addizione notevole degli ultimi 50 anni alla periferia bolognese è stata sicuramente quella del quartiere fieristico e del quartiere residenziale del Pilastro, quest'ultimo caratterizzato da veri e propri “palazzoni” ad alta densità. Si nota quindi una

dicotomia, uno stacco, fra zone del centro ad impianto ancora antico (Piazza S. Stefano, il primo tratto di Strada Maggiore, le zone adiacenti a Piazza Nettuno) caratterizzate dalla presenza del portico e di edifici pubblici o edifici abitativi di elevazione modesta; e zone ad impianto più moderno (Via Marconi, le zone periferiche quali Pilastro/S. Vitale), caratterizzate dalla presenza di palazzi ad alto sviluppo verticale e maggiore densità di popolazione residente. Pertanto la presenza di canyon urbani e zone a maggiore “compressione” è relativa solo alle zone più attinenti al centro storico, mentre le strade più nuove e periferiche si presentano con una maggior apertura e assenza del caratteristico portico.

7. Materiali e Metodi

Sulla base, dunque, della letteratura e, dunque della conoscenza dei parametri che influenzano il PBL e il particolato, per raggiungere l'obiettivo della nostra tesi verrà approntata una stazione mobile di campionamento (da qui in poi denominata "City Runner") in grado di valutare contemporaneamente la situazione anemologica, il particolato atmosferico, le condizioni meteorologiche e la radiazione solare. Accanto alla stazione verrà utilizzato un GPS per poter georeferenziare i punti di campionamento. La stazione comprenderà anche i *dataloggers* necessari per memorizzare i dati provenienti da parte della strumentazione. Questa è una fase fondamentale dell'esperienza di tesi: una volta elaborata l'ipotesi di lavoro è stata pianificato come verificarla e il risultato è stato questo prototipo. Proprio in quanto prototipo la campagna estiva si è configurata principalmente come collaudo della strumentazione, in quanto il massimo interesse per gli inquinanti particellari è in inverno, quando può verificarsi uno strato di *entrainment* che li mantiene circolanti sulla città e diminuisce la loro capacità di dispersione.

7.1 Scelta delle Stazioni

Il nostro scopo era quello di cercare di caratterizzare differenti situazioni topologiche tipiche della città storica bolognese sulla base delle variabili sopra citate, con particolare interesse per gli *street canyon* (due stazioni su cinque). La scelta è stata fatta sulla base della letteratura e della possibilità, quindi, di rintracciare effetti dovuti alla topologia. Non abbiamo invece seguito la, più grossolana, classificazione utilizzata dall'ARPA in stazioni di traffico, fondo urbano e fondo rurale, in quanto essa non tiene conto dei parametri topologici. Le stazioni inoltre presentano anche differenze di materiale (soprattutto relativamente alla copertura del suolo) che possono fornire interessanti informazioni sulla situazione radiativa in onda lunga: mentre i Giardini Margherita e il CNR presentano una strada in asfalto (seppur circondata da zone verdi), Strada Maggiore, Via Guerrazzi e Piazza S. Stefano forniscono superfici differenti (marmi per quanto riguarda Strada Maggiore e Via Guerrazzi e porfido per quanto riguarda Piazza S. Stefano).

Nome Stazione	Descrizione
Via Guerrazzi	Questa stazione rappresenta uno <i>street canyon</i> con portico, tipico del centro storico Bolognese.
Strada Maggiore, Portico di Corte Isolani	<i>Street canyon</i> con portico, con dimensioni del portico maggiori rispetto a Via Guerrazzi, inoltre è localizzato su una direttiva principale che va dal centro alla periferia (alto traffico).
Piazza Santo Stefano	Maggior apertura (il maggior rapporto altezza edifici – larghezza sede stradale) e la maggior insolazione, potenziale effetto sui regimi di turbolenza e particolato
Giardini Regina Margherita	Selezionati per vedere un eventuale effetto mitigante delle piante sulla quantità di particolato e sull'effetto "isola di calore"
Cortile sede Bolognese del CNR	Abbiamo scelto questa stazione per avere un riscontro periurbano di <i>back yard</i> sulle dinamiche di turbolenza e particolato

Tab 7.1: Elenco stazioni di campionamento

Le stazioni precedentemente elencate possono comunque essere inserite in una classificazione ARPA: in questo caso Via Guerrazzi, Strada Maggiore e Piazza S. Stefano potrebbero essere considerate stazioni di traffico (anche se il traffico di Via Guerrazzi e Strada Maggiore è ben diverso da quello, comunque abbondante, che entra in Piazza Santo Stefano che si trova in una zona con particolari limitazioni al traffico), mentre le stazioni Giardini Margherita e CNR potrebbero essere considerate di fondo urbano (ma anche qui la definizione potrebbe essere impropria in quanto i Giardini Margherita sono comunque adiacenti ad una grande arteria di traffico, mentre il CNR no).



Fig. 7.2: Panoramica delle stazioni selezionate nel quartiere S. Stefano

Di seguito verranno riportate le panoramiche delle stazioni considerate con i dati di localizzazione e le immagini che mostrano il singolo sito campionato (le immagini riportate sono principalmente quelle in fase estiva, caratterizzate da una migliore luminosità e quindi una maggior chiarezza fotografica).

7.1.1 Stazione Via Guerrazzi

Nome Stazione: Via Guerrazzi
Data Campionamento: 19/07/2010 e 15/12/2010
Posizione (WGS84): N 44°29'25.7" – E 11°21'02.1"

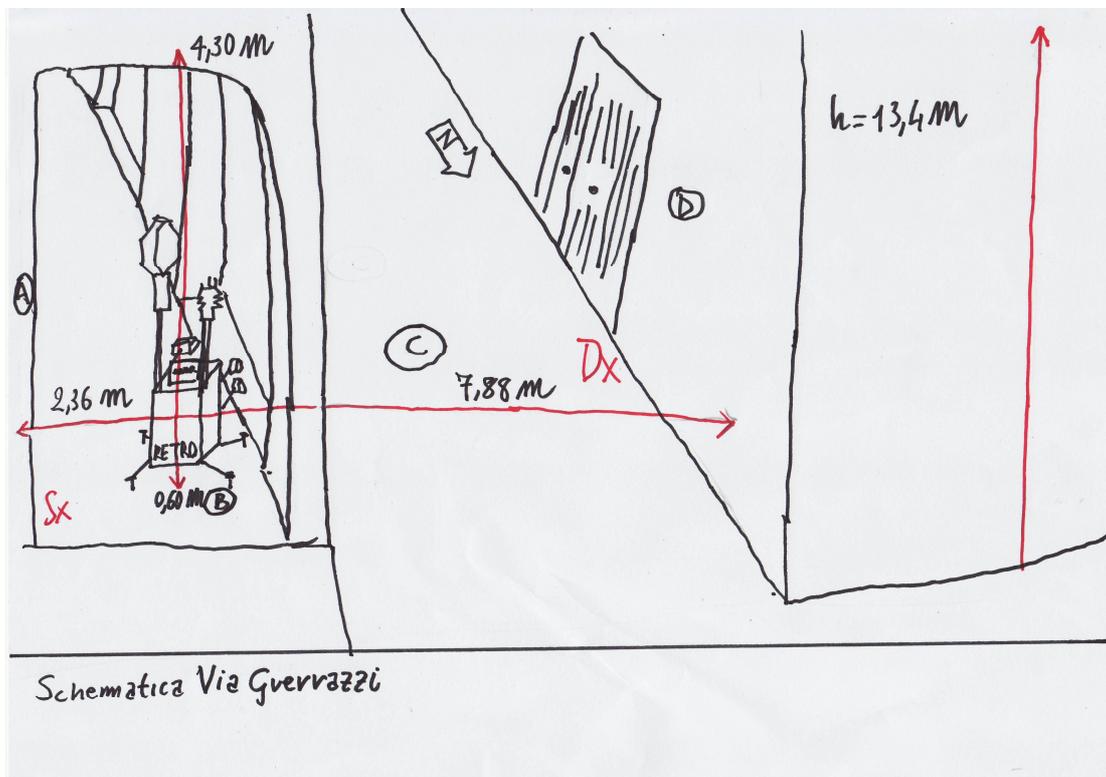


Fig 7.3 e Fig 7.4: Vista satellitare (in alto) e schematica (in basso) della stazione di Via Guerrazzi



Fig. 7.5 e Fig 7.6: Istantanee della stazione di Via Guerrazzi che mostrano gli scenari visti dalla strumentazione, la Fig. 7.5 (a sinistra) mostra dov'è localizzato il Nord



Fig. 7.7 e Fig. 7.8: Istantanee della stazione di Via Guerrazzi che mostrano gli scenari visti dalla strumentazione, la Fig. 7.7 (a sinistra) mostra il posizionamento della strumentazione sotto il portico.

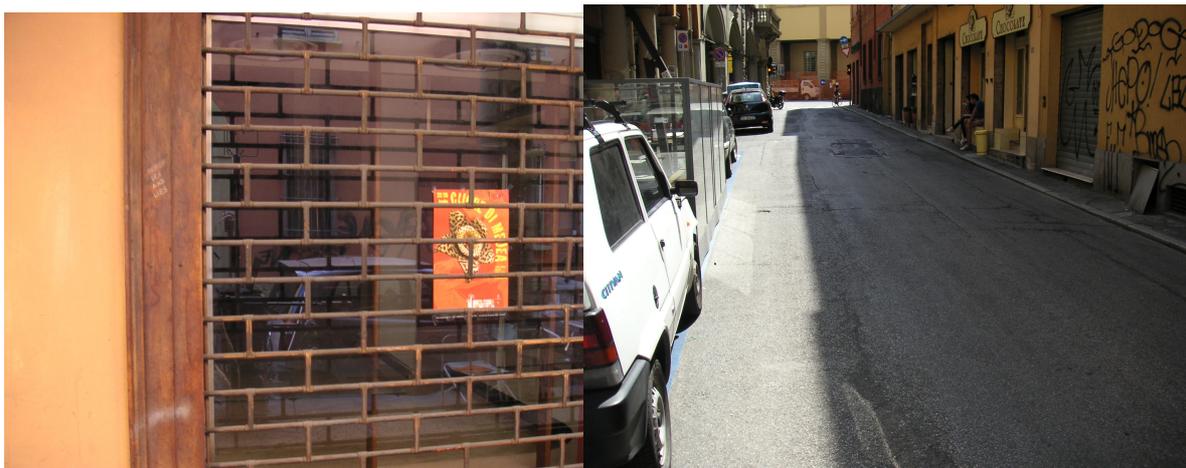


Fig. 7.9 e Fig. 7.10: Istantanee della stazione di Via Guerrazzi che mostrano gli scenari visti dalla strumentazione, la Fig. 7.10 (a destra) mostra la strada compresa fra il portico e i palazzi che vi si trovano davanti.

7.1.2 Stazione Strada Maggiore – Portico di Corte Isolani

Nome Stazione: Strada Maggiore

Data Campionamento: 16/07/2010 e 14/12/2010

Posizione (WGS84): N 44°29'38.8" - E 13°20'57.8"

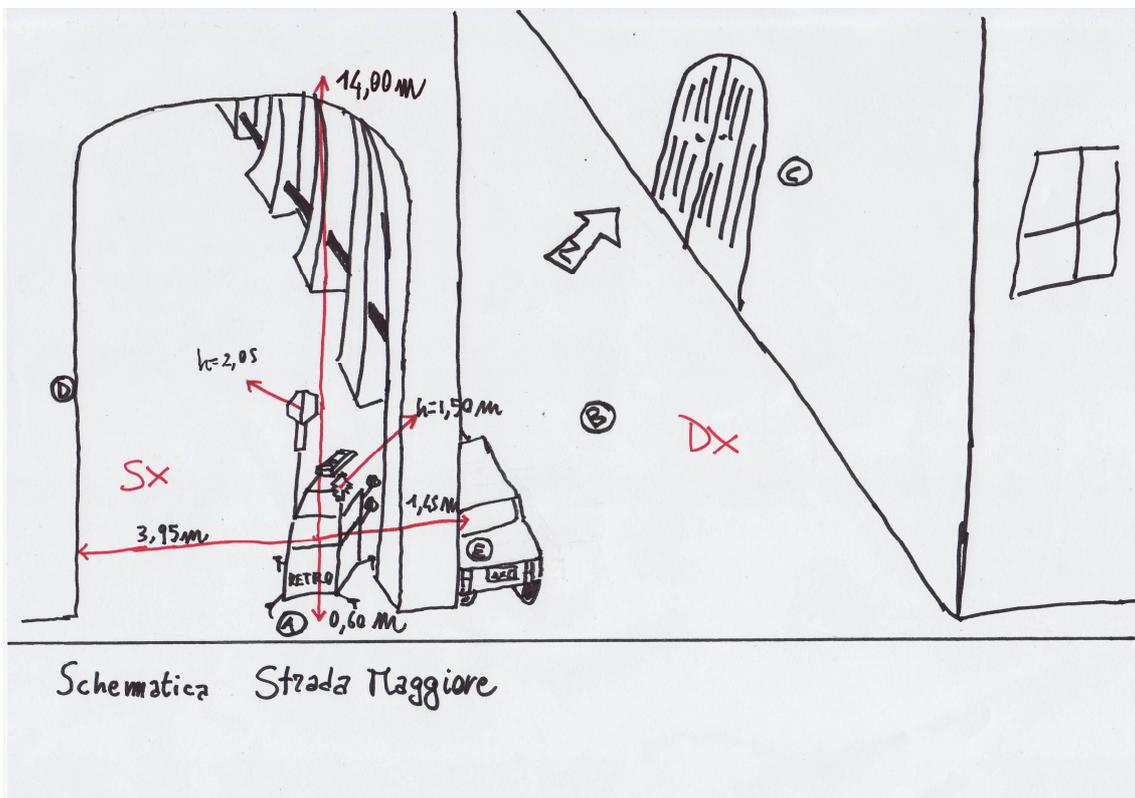


Fig. 7.11 e Fig. 7.12: Vista da Google Earth (con edifici 3D, in alto) e schematica della stazione di Via Maggiore



Fig. 7.13 e Fig. 7.14: Istantanee della stazione di Strada Maggiore che mostrano gli scenari visti dalla strumentazione, la Fig. 7.13 (a sinistra) mostra dov'è localizzato il Nord, mentre la Fig. 7.14 (a destra) mostra il tetto del portico storico di Corte Isolani.



Fig. 7.15 e Fig. 7.16: Istantanee della stazione di Strada Maggiore che mostrano gli scenari visti dalla strumentazione.



Fig. 7.17 e Fig. 7.18: Istantanee della stazione di Strada Maggiore che mostrano gli scenari visti dalla strumentazione. La Fig. 7.18 (a destra) mostra il posizionamento della strumentazione sotto il portico storico di Corte Isolani.

7.1.3 Stazione Piazza Santo Stefano

Nome Stazione: Piazza S. Stefano
Data Campionamento: 13/07/2010 e 13/12/2010
Posizione (WGS84): N 44°29'31,8" – E 11°20'50,5"

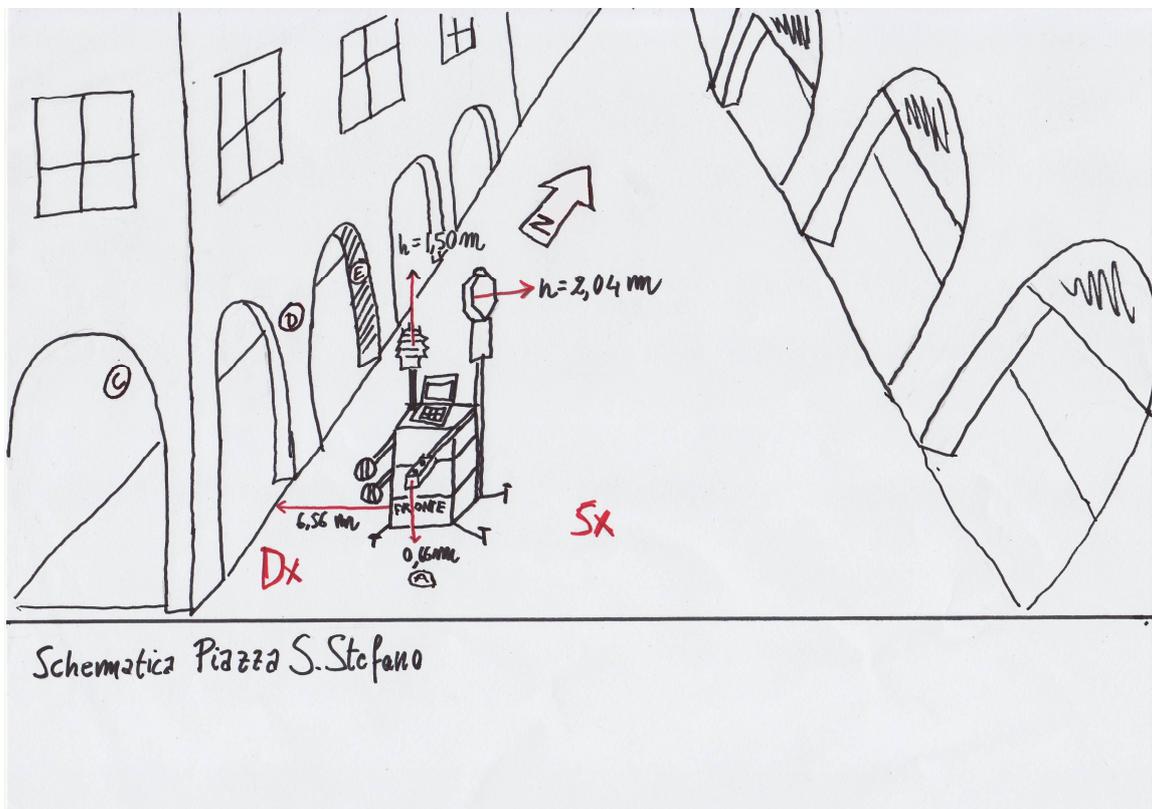


Fig. 7.19 e Fig. 7.20: Vista satellitare (in alto) e schematica (in basso) della stazione di Piazza S. Stefano.



Fig. 7.21 e Fig. 7.22: Istantanee della stazione di Piazza S. Stefano che mostrano gli scenari visti dalla strumentazione. La Fig. 7.21 (a sinistra) mostra il Nord.



Fig. 7.23 e Fig. 7.24: Istantanee della stazione di Piazza S. Stefano che mostrano la piazza (a sinistra, Fig. 7.23) e il posizionamento della strumentazione (Fig. 7.24 a destra).



Fig. 7.25 e Fig 7.26: Istantanee che mostrano il posizionamento al suolo della strumentazione (a sinistra, Fig. 7.25) e uno scorcio degli edifici che fiancheggiano Piazza S. Stefano (Fig 7.26 a destra).

7.1.4 Stazione Giardini Margherita

Nome Stazione: Giardini Margherita
Data Campionamento: 23/07/2010 e 16/12/2010
Posizione (WGS84): N 44°28'57.9" – 11°21'13.3"

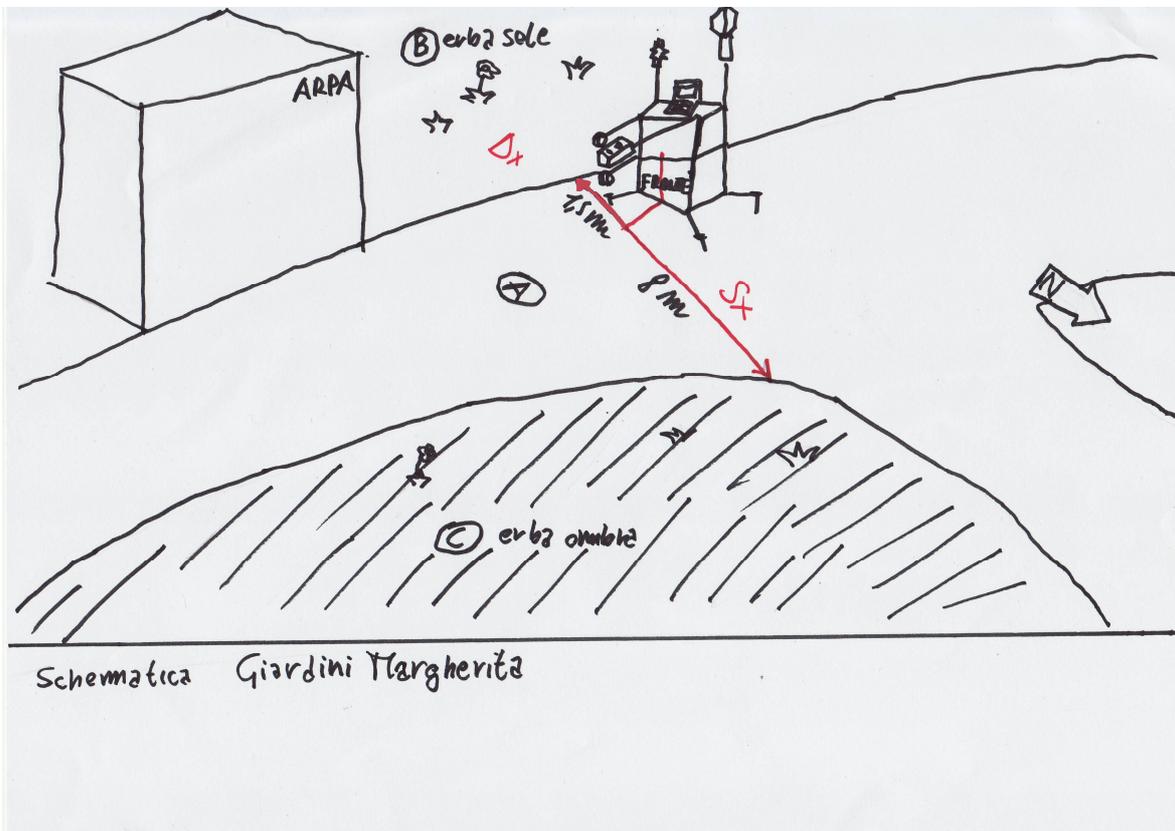


Fig. 7.27 e Fig. 7.28: Vista satellitare (in alto) e schematica (in basso) della stazione dei Giardini Margherita.



Fig. 7.29 e Fig. 7.30: Istantanee della stazione dei Giardini Margherita che mostrano il Nird. La Fig. 7.29 (a sinistra) è stata presa d'estate, mentre la 7.30 (destra) d'inverno e sono state messe accanto per vedere le differenze nello stato della vegetazione.



Fig. 7.31 e Fig. 7.32: Istantanee della stazione Giardini Margherita prese in estate (a sinistra, Fig. 7.31) e in inverno (Fig. 7.32 a destra). Sono state affiancate per mostrare differenze nella vegetazione.



Fig. 7.33 e Fig. 7.34: Istantanee della stazione Giardini Margherita prese in estate (a sinistra, Fig. 7.33) e in inverno (Fig. 7.34 a destra). Sono state messe a fianco per mostrare differenze nella vegetazione.

7.1.5 Stazione Periurbana CNR

Nome Stazione: Periurbana CNR
Data Campionamento: 14/07/2010 e 01/5/2011
Posizione (WGS84): N 44°31'31.4" – E 11°20'19.0"

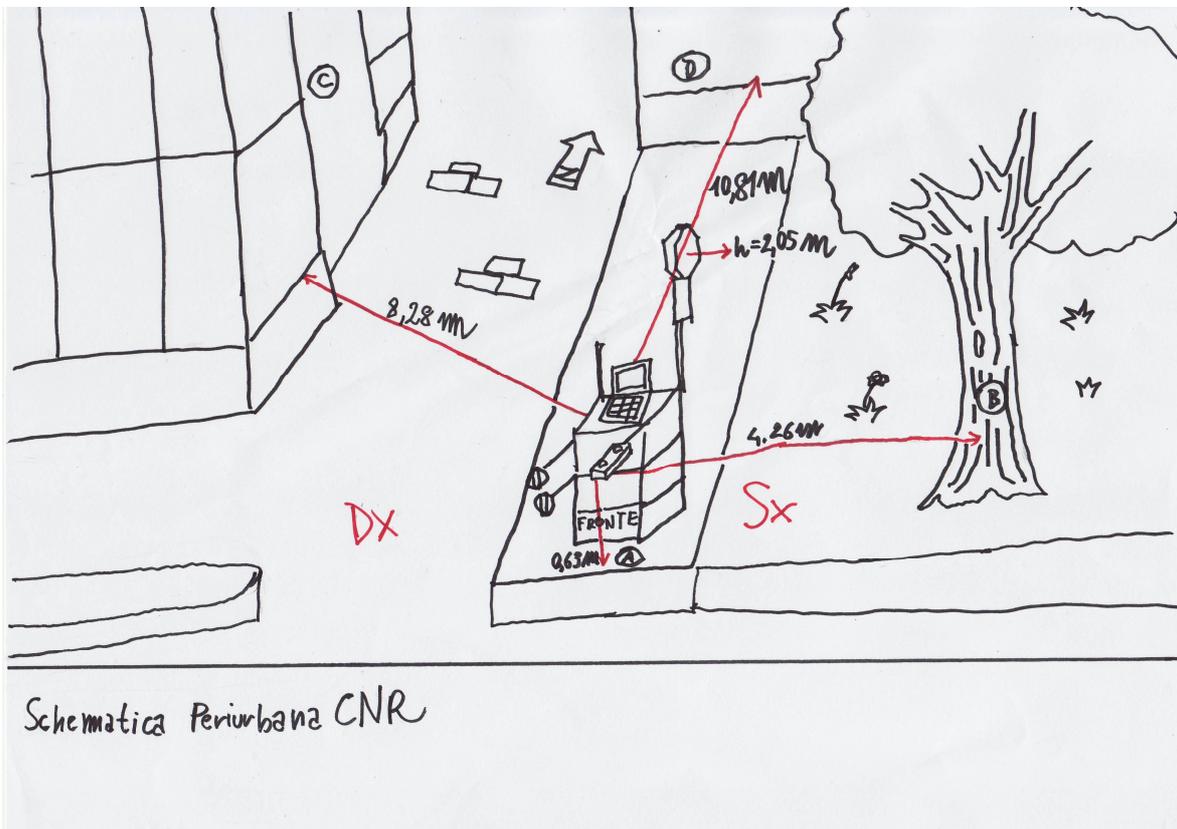


Fig. 7.35 e Fig. 7.36: Vista satellitare (in alto) e schematica (in basso) della stazione periurbana CNR.



Fig. 7.37 e Fig 7.38: Istantanee della stazione periurbana CNR che mostrano gli scenari visti dalla strumentazione, la Fig. 7.37 (a sinistra) mostra il Nord



Fig 7.39 e Fig 7.40: Istantanee della stazione periurbana CNR che mostrano gli scenari visti dalla strumentazione



Fig 7.41 e Fig 7.42: Istantanee della stazione periurbana CNR prese in inverno che mostrano la differente situazione sinottica e vegetazionale.

7.2 Pianificazione dei Campionamenti

I campionamenti sono stati effettuati in due differenti campagne: una estiva e una invernale. Lo scopo di ripetere i campionamenti in due diverse fasi dell'anno deriva dalla necessità di verificare l'effetto dei differenti regimi di irraggiamento e di temperatura ed eventualmente la possibilità di individuare effetti di *entrainment* che avvengono principalmente in condizioni invernali. Inoltre, come è stato mostrato nel paragrafo relativo al particolato atmosferico, la fase invernale si configura per il comune di Bologna, come la fase a più alto rischio di accumulo di inquinanti atmosferici.

Nelle varie stazioni i campionamenti si sono protratti per circa sei ore continuative, e si è cercato di farlo in giornate simili da un punto di vista meteorologico sinottico:

Campagna Estiva (City Runner Mark I)									
Nome Stazione	data gg.mm.aa	t. min (°C)	t. max (°C)	u. med (%)	prec. (mm)	v. med. (m/s)	v. max (m/s)	dir. prev. vento	pres. (hPa)
Piazza S. Stefano	13/07/2010	24.2	34.6	42	0	3.4	10.7	Sud-Ovest	1003
Periurbana CNR	14/07/2010	23.6	34.9	39	0	2.7	9.4	Sud-Ovest	1003
Strada Maggiore	16/07/2010	24	35.8	43	0	2.5	9.3	Sud-Ovest	1005.2
Via Guerrazzi	19/07/2010	21.3	29.6	48.4	0	2.6	10.5	Sud-Ovest	1008.2
Giardini Margherita	23/07/2010	24.9	34.4	36	0	3.3	14.3	Sud-Ovest	1002.2
Campagna Invernale (City Runner Mark II)									
Piazza S. Stefano	13/12/2010	2.3	8.8	62.04	0	2.89	9	Sud-Ovest	1002.19
Strada Maggiore	14/12/2010	-3.4	3.4	76.33	0	1.55	5.8	Nord	1009.07
Via Guerrazzi	15/12/2010	-4.8	3	79.42	0	1.37	5.3	Nord	1009.42
Giardini Margherita	16/12/2010	-5.6	1.8	72	0	1.75	5.8	Ovest	1004.72
Periurbana CNR	05/01/2011	0.06	3.2	66.79	0	1.08	3.7	Nord	1011.71

Tab 7.2: Dati meteo sinottici che durante le giornate di campionamento (da ARPA-SIM, database DEXTER)

Le sei ore di campionamento vanno dalla mattina (ore 9:00 circa) al pomeriggio (ore 16:00 circa). Ricordiamo che, nel caso della campagna estiva, questo intervallo, dal punto di vista della

radiazione solare va spostato indietro di un ora (ossia dalle 8:00 alle 15:00) a causa dell'ora legale vigente. Gli orari che saranno riportati in seguito saranno sempre da considerarsi orari solari, che sono anche gli orari su cui sono stati gestiti gli strumenti, in modo da avere un rapporto reale fra ora di misurazione e situazione radiativa.

Per poter effettuare i rilevamenti è stato necessario richiedere (nonostante l'esiguità dell'*array* strumentale e l'assenza d'intralcio alla circolazione) il permesso di occupazione del suolo pubblico. Sebbene l'apparato burocratico non considerasse in nessun modo la possibilità di effettuare ricerca scientifica (tanto che, nella modulistica, è stato necessario simulare una situazione di cantiere edile), è stato comunque possibile interfacciarsi con l'apparato amministrativo cittadino. Il personale degli uffici comunali si è dimostrato comprensivo e flessibile pur trovandosi di fronte ad una richiesta non ortodossa dal punto di vista procedurale.

Nel corso del campionamento invernale l'interazione con gli uffici del comune si è notevolmente intensificata a causa delle condizioni meteo che hanno richiesto continue procrastinazioni delle attività di misura e conseguenti aggiornamenti delle procedure autorizzative. Era necessario, infatti, evitare giorni con precipitazioni, per evitare processi di *wet deposition* (che corrispondono a circa un 80% dei processi di deposizione secondo Poulida et al., 1998).

Nonostante, quindi, sia stato possibile ovviare al problema grazie alla disponibilità del personale addetto, è stato comunque interessante, dal punto di vista gestionale, notare questa lacuna nell'interfaccia fra l'Ente amministrativo e le necessità della ricerca sull'ambiente urbano, sebbene fosse condotta parimenti da un Ente statale.

Durante la campagna invernale i due campionatori sono stati usati in parallelo per quanto permesso dai parametri meteorologici: l'AeroTrak infatti ha una temperatura operativa minima di 5 °C e si è cercato di utilizzarlo solo nei momenti in cui la temperatura dell'aria restava vicina a tale valore (o quantomeno superiore a 0 °C) per evitare da un lato errori nelle misurazione e dall'altro un danno allo strumento.

7.3 Elenco e Descrizione della Strumentazione

Di seguito riportiamo un elenco della strumentazione utilizzata per effettuare i campionamenti. L'annessa descrizione sarà il più possibile dettagliata ed esaustiva (per quanto è concesso dalla documentazione tecnica e dall'esperienza maturata nell'uso dello specifico strumento) in quanto riteniamo che una conoscenza approfondita della strumentazione sia necessaria se la si vuole aggregare ad un *array* strumentale mai collaudato in precedenza.

7.3.1 Strumentazione Radiometrica

Per l'analisi della situazione radiometrica sono stati utilizzati gli strumenti riportati nella seguente tabella:

Parametro/i Misurati	Strumento/i
Radiazione netta	Pirradiometro Schenk, Austria modello 8111 (0.3÷60µm)
Radiazione in onda corta	Piranometro Kipp & Zonen CNR1 (0.3÷3µm); Albedometro Schenk, Austria modello 8104 (0.3÷3µm)
Radiazione in onda lunga	Pirgeometro Kipp & Zonen CNR1 (3÷50µm)
Temperatura pirradiometro	Termoresistenza Pt100
Temperatura pirgeometro	Termoresistenza Pt100

Tab. 7.3: Tabella degli strumenti radiometrici utilizzati nel City Runner

La misurazione di tali parametri radiometrici risulta fondamentale per gli scopi che ci siamo prefissati, in quanto la radiazione solare ha un impatto sia sul regime di turbolenza (Sozzi, Georgiadis e Valentini, 2002) che sulla produzione e la quantità di particolato (Seinfeld & Pandis, 2006).

La radiazione può essere misurata osservando gli effetti che essa produce su di una certa proprietà fisica del sensore, la cui superficie assorbe una frazione nota di energia incidente in un certo intervallo di lunghezze d'onda.

La quasi totalità del flusso di radiazione incidente è costituito dal flusso della radiazione solare. Il flusso osservato, considerando che il Sole può essere visto come una sorgente puntiforme, si può approssimare ad un fascio diretto di raggi paralleli.

In base alla legge di Lambert, una sorgente puntiforme che possiede una radianza I (flusso di energia emessa per unità di superficie e di angolo solido) emette un flusso totale di radiazione F pari a:

$$F = I \cos \theta \cdot \Delta \Omega \quad [7.1]$$

dove θ è l'angolo che la direzione dell'irradianza forma con la normale \hat{n} all'area intercettata, e $\Delta\Omega$ è l'angolo solido finito, ma piccolo, sotteso dalla sorgente di radiazione.

Nel caso in cui la radianza sia distribuita isotropicamente su di un emisfero di 2π radianti, si ottiene:

$$F_0 = 2\pi \int_0^{\pi/2} \cos\theta \sin\theta d\theta = \pi I_0 \quad [7.2]$$

dove F_0 è noto come flusso isotropo.

Il flusso di radiazione visibile incidente in una giornata completamente coperta e il flusso di radiazione diffusa dalla superficie terrestre forniscono esempi approssimati di flusso di radiazione isotropo.

La misura del flusso di radiazione solare che intercetta una superficie richiede tre assunzioni: che la superficie sia spettralmente nera, cioè che essa assorba tutta la radiazione in tutte le lunghezze d'onda, che il suo campo visivo sia di 180 gradi, e che le sue proprietà direzionali siano simili a quelle di un corpo nero. Un altro modo per esprimere queste proprietà è dire che la risposta del sensore deve conformarsi alla legge del coseno.

Una perfetta risposta del coseno mostrerà una sensibilità massima ad un angolo di incidenza di 0° (perpendicolare alla superficie del sensore) e una sensibilità nulla ad un angolo di incidenza di 90° (quando il flusso di radiazione, essendo parallelo alla superficie del sensore, non incide su di essa).

Tra 90 e 0 gradi, la sensibilità dovrebbe essere proporzionale al coseno dell'angolo di incidenza.

Si presentano comunque dei problemi nel valutare la risposta del sensore, dovuti alle variazioni nell'assorbimento della radiazione in funzione della lunghezza d'onda e dell'angolo di incidenza.

Le difficoltà maggiori che si incontrano nella calibrazione degli strumenti provengono da:

- l'incertezza sul suo coefficiente di assorbimento (assorbanza);
- la difficoltà nel contenere le perdite di calore da parte del sensore dovute a processi indesiderati di convezione o conduzione.

Per effettuare le misure radiometriche sono stati utilizzati strumenti i cui elementi sensibili sono termopile, costituite da una successione di più termocoppie collegate in serie.

Ogni termocoppia è costituita da due conduttori di diversa natura saldati ad un'estremità. Se le estremità libere vengono mantenute ad una temperatura di riferimento (ad esempio a 0°C), riscaldando la saldatura (giunzione calda) nella termocoppia si genera una debole forza elettromotrice (f.e.m.), approssimativamente proporzionale alla differenza tra la temperatura di

riferimento e quella del giunto caldo (effetto Seebeck) e dell'ordine dei millivolt. Se anche le estremità libere sono saldate tra loro (giunzione fredda), il circuito è percorso da una corrente elettrica. Poiché ogni singola termocoppia fornisce un segnale troppo basso, in generale si opera con diverse termocoppie in serie (termopile).

L'utilizzo in radiometria di questo tipo di elemento prevede l'esposizione alla radiazione incidente dell'elemento sensibile, fornendo così una misura dell'energia incidente per unità di area.

La diversa realizzazione costruttiva della termopila determina l'intervallo spettrale in cui è operativo lo strumento.

7.3.1.1 Radiometro Kipp and Zonen

Caratteristiche generali dello strumento.

Il radiometro netto CNR1 misura separatamente i flussi di radiazione in onda corta e in onda lunga: entrambi i lati dello strumento, sia quello rivolto verso l'alto che quello rivolto verso il basso, misurano l'energia ricevuta dall'intero emisfero (ossia il campo di vista è di 180 gradi). I valori in uscita sono espressi in Watt su metro quadro. L'intervallo spettrale totale (di lunghezza d'onda) che viene misurato è da 0.3 a 50 micrometri: esso comprende una banda in onda corta, da 0.3 a 3 micrometri, e una banda in onda lunga, da 5 a 50 micrometri.

Il flusso di radiazione in onda corta è misurato da due piranometri, indicati con la sigla CM3, uno dei quali misura il flusso incidente dal cielo, mentre l'altro, rivolto verso il basso, misura il flusso riflesso dalla superficie. Utilizzando questi due piranometri si può determinare l'albedo, che risulta dal rapporto tra il flusso di radiazione riflessa e il flusso di radiazione incidente.

Il flusso di radiazione infrarossa è misurato da due pirgeometri, indicati con la sigla CG3, uno dei quali misura il flusso proveniente dall'atmosfera, mentre l'altro misura il flusso prodotto dalla superficie.

Il CNR1 può essere usato in due modi: si possono misurare le quattro componenti radiative separatamente (modo 4SCM), oppure la sola radiazione netta (modo NRM).

I segnali di uscita del CNR1 sono: due tensioni per i piranometri CM3, due tensioni per i pirgeometri CG3 e una connessione a 4 spire per una termoresistenza Pt100. E' incorporato al CNR1 anche un radiatore elettrico, alimentato da una tensione di 12 VDC, che può essere utilizzato per prevenire il deposito di brina durante la stagione fredda e la notte. In figura 7.43 è rappresentato il diagramma del circuito elettrico del CNR1.

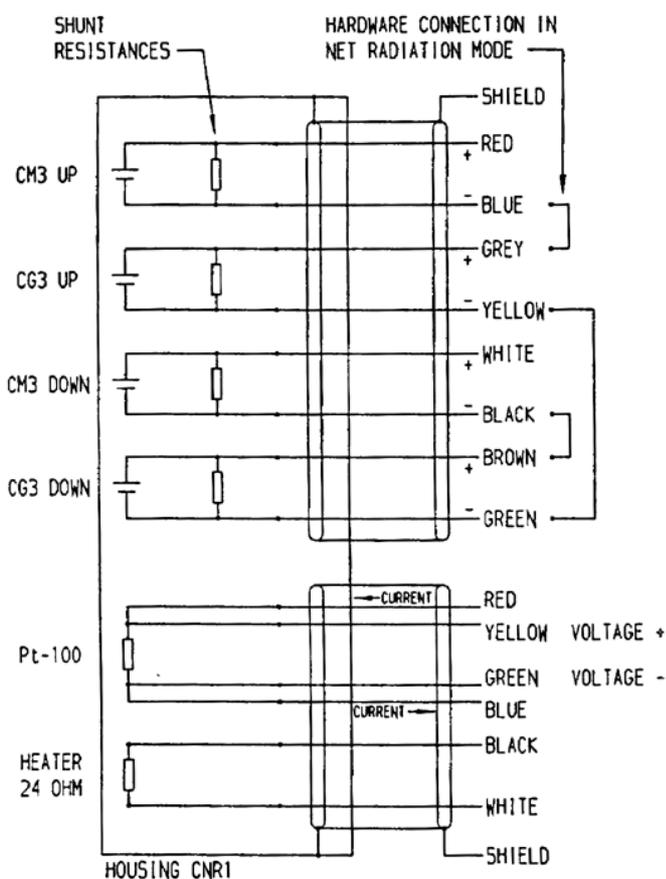


Fig. 7.43: Diagramma elettrico del CNR1. Il sensore ha quattro uscite in millivolt, un'uscita per la Pt-100 (4-spire) e un radiatore con connessione a 2 spire.

La Pt100 è una resistenza al platino calibrata di 100 Ohm, è avvolta a spirale e inglobata in vetro o in ceramica. Essa fornisce una risposta non lineare al variare della temperatura T.

Il piranometro CM3 genera un segnale in millivolt che è direttamente proporzionale al flusso di radiazione incidente in onda corta. Il fattore di conversione tra la tensione V, in millivolt, e l'irradianza solare E, in Watt su metro quadro, è la cosiddetta costante di calibrazione C:

$$E = V / C \quad [7.3]$$

Quando si utilizza il pirgeometro CG3, bisogna tenere presente che il segnale che esso genera rappresenta lo scambio di radiazione infrarossa tra il CG3 e l'oggetto verso cui è rivolto. Questo implica che il CG3 genera un segnale di tensione positivo V quando è rivolto verso un oggetto più caldo del proprio sensore interno, e un segnale negativo quando è rivolto verso un oggetto

più freddo. Quindi, per stimare il flusso di radiazione infrarossa generato dall'oggetto verso cui è rivolto il pirgeometro, in questo caso l'atmosfera e la superficie terrestre, bisogna tenere in considerazione la temperatura T del pirgeometro. E' per questo motivo che viene incorporata al CNR1 una termoresistenza Pt100 (questo sensore è in perfetto contatto termico con il CG3, ed ha quindi la stessa temperatura della superficie del CG3).

Il calcolo dell'irradianza in onda lunga E viene quindi effettuato tramite l'equazione:

$$E = V / C + 5.67 \cdot 10^{-8} \cdot T^4 \quad [7.4]$$

In questa equazione C è il fattore di calibrazione del sensore e rappresenta il reciproco della sensibilità. La temperatura T è in gradi Kelvin.

La Pt100 non fornisce una buona indicazione della temperatura dell'ambiente esterno al CNR1; in assenza di vento, quando il flusso di radiazione in onda corta raggiunge i 1000 Watt su metro quadro, la temperatura dello strumento supera di circa 12 gradi la temperatura ambientale.

Nel corpo del CNR1 è posto anche un altro sensore di temperatura. Esso non misura la temperatura esatta del CG3, a meno che l'intero strumento non sia in perfetto equilibrio termico. Comunque il CNR1 è costruito in modo tale da minimizzare le deviazioni dall'equilibrio termico, cosicché in ogni caso il sensore fornisce con buona approssimazione la temperatura del CG3, e la differenza tra le temperature dei due CG3 è poco significativa.

Gli errori relativamente piccoli dovuti all'assenza di equilibrio termico si producono, ad esempio, nelle giornate molto serene, e, in questo caso, la massima deviazione attesa tra la temperatura reale del sensore e la temperatura fornita dalla Pt100 è di 2 gradi. Ciò fa sì che il CG3 produca un errore massimo di 10 Watt su metro quadro.

Se il CNR1 viene sottoposto a forti gradienti di temperatura (superiori a 5 Kelvin/ora), sia il piranometro che il pirgeometro forniscono misure che possono deviare dal valore reale di più di 10 Watt su metro quadro. Ciò accade per esempio quando piove sullo strumento. Il verificarsi di queste circostanze può essere rivelato dalla lettura dei valori forniti in uscita dalla Pt100.

Calcolo dei bilanci radiativi e delle temperature.

Albedo. Per determinare l'albedo si possono utilizzare i valori misurati dai due piranometri CM3. Non è consigliabile utilizzare i valori misurati quando l'elevazione solare è inferiore a 10 gradi sull'orizzonte, in quanto in tali condizioni è probabile che si verifichino errori nelle misure, dovuti a deviazioni nella risposta direzionale dei CM3.

$$Albedo = \frac{(E \text{ del CM3 inferiore})}{(E \text{ del CM3 superiore})} \quad [7.5]$$

dove E è calcolato secondo la formula [7.1]. L'albedo sarà sempre minore di 1.

Flusso netto di radiazione in onda corta. Il flusso netto di radiazione in onda corta (S_{w_n}) si calcola sottraendo il flusso di radiazione riflessa in onda corta dal flusso di radiazione incidente in onda corta. Esso corrisponde al flusso di radiazione in onda corta assorbito dalla superficie terrestre.

$$S_{w_n} = (E \text{ del CM3 superiore}) - (E \text{ del CM3 inferiore}) \quad [7.6]$$

dove E è calcolato secondo la formula [7.1]. Il flusso netto di radiazione in onda corta sarà sempre positivo.

Flusso netto di radiazione in onda lunga. Il flusso netto di radiazione in onda lunga (L_{w_n}) contribuisce, assieme al flusso netto di radiazione in onda corta, a determinare il riscaldamento o il raffreddamento della superficie terrestre. In pratica, per la maggior parte del tempo, il flusso di radiazione netta in onda lunga sarà negativo.

$$L_{w_n} = (E \text{ del CG3 superiore}) - (E \text{ del CG3 inferiore}) \quad [7.7]$$

dove E è calcolato secondo la formula [7.2]. In questa equazione il termine con T si cancella.

Temperature dell'aria e della superficie. Il valore E misurato con i CG3 rappresenta l'irradianza dell'atmosfera (per quanto riguarda il CG3 rivolto verso l'alto) e l'irradianza della superficie (per quanto riguarda il CG3 rivolto verso il basso). Assumendo che atmosfera e superficie si comportino come perfetti corpi neri, si possono calcolare le "temperature effettive" dell'atmosfera (T_{aria}) e della superficie (T_{sup}).

$$T_{aria} = \left(\frac{(E \text{ del CG3 superiore})}{5.67 \cdot 10^{-8}} \right)^{1/4} \quad [7.8]$$

$$T_{sup} = \left(\frac{(E \text{ del CG3 inferiore})}{5.67 \cdot 10^{-8}} \right)^{1/4} \quad [7.9]$$

Radiazione netta. La radiazione netta R_n può essere calcolata usando i risultati delle misure dei singoli sensori.

$$R_n = (E \text{ del CM3 superiore}) + (E \text{ del CG3 superiore}) - (E \text{ del CM3 inferiore}) - (E \text{ del CG3 inferiore}) \quad [7.10]$$

dove E è l'irradianza calcolata secondo l'equazione [7.1] per i CM3 e secondo l'equazione [7.2] per i CG3. In questa equazione i termini con T si cancellano.

Proprietà dei sensori.

In figura 7.44 è mostrato la foto del radiometro CNR1, in cui si possono distinguere i 4 sensori, 2 piranometri CM3 e 2 pirgeometri CG3.



Fig. 7.44: Radiometro CNR1

Proprietà del piranometro CM3.

Il piranometro consiste di un sensore termocoppia, un rivestimento e una cupola in vetro. La termocoppia è rivestita di materiale nero che assorbe la radiazione e la converte in calore. Il flusso di calore risultante causa una differenza di temperatura nella termocoppia, che quindi genera una

tensione in uscita. Nel caso del CNR1, la termocoppia è nuovamente collegata con una resistenza per uniformare la sensibilità di ciascun sensore a quella degli altri sensori del CNR1. La maggior parte delle caratteristiche elettriche sono determinate dalla termocoppia e dalla resistenza. Le caratteristiche spettrali sono determinate dal rivestimento assorbente e dalla cupola. La termocoppia è incapsulata in un contenitore in modo tale che il suo campo di vista sia di 180°, e le caratteristiche angolari soddisfino alla cosiddetta risposta del coseno.

La figura 7.45 mostra la risposta direzionale, o risposta del coseno, del piranometro CM3. L'asse verticale indica la deviazione dal comportamento ideale, espressa in percentuale del valore ideale.

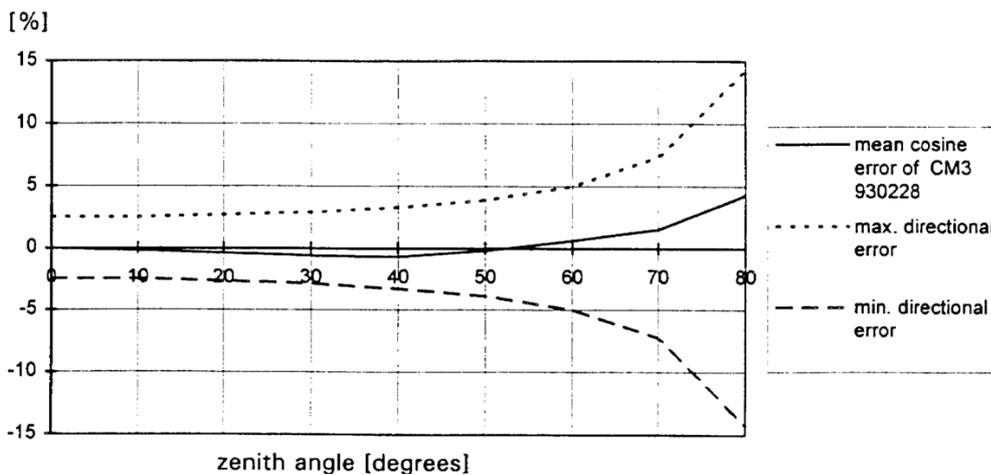


Fig. 7.45: Risposta direzionale del piranometro CM3: in ascissa è mostrato l'angolo zenitale (un angolo zenitale uguale a 0° corrisponde ad un angolo di incidenza di 90°). In ordinata è mostrata la deviazione da una risposta del coseno ideale, espressa in percentuale.

Proprietà del pirgeometro CG3.

Il pirgeometro CG3 consiste di un sensore a termopila, un rivestimento, e una finestra al silicio. La termopila è rivestita con una pellicola nera assorbente, che assorbe la radiazione e la converte in calore. Il flusso di calore risultante è convertito in tensione dalla termopila. Come nel caso del pirradiometro, sono state inserite delle resistenze per uniformare la sensibilità di ciascun sensore a quella degli altri sensori del radiometro.

La maggior parte delle caratteristiche elettriche sono determinate dalla termopila e dalle resistenze. Le caratteristiche spettrali sono invece determinate dal rivestimento assorbente e dalla finestra, che serve sia come protezione dall'ambiente esterno che come filtro della radiazione. Essa infatti trasmette solamente il flusso radiativo nel lontano infrarosso, e impedisce il passaggio al flusso radiativo in onda corta.

La termopila è incapsulata nel suo contenitore, cosicché il campo di vista è di 150 gradi, e le caratteristiche angolari soddisfano il più possibile alla risposta del coseno. Il campo di vista, teoricamente, dovrebbe essere di 180 gradi, ma in pratica esso è limitato a causa dell'uso di una finestra piatta. Ciò non produce un grande errore poiché la parte ostruita del campo di vista non contribuisce significativamente a quella totale, e viene compensata durante la calibrazione.

I pirgeometri hanno due proprietà caratteristiche che meritano particolare attenzione: il primo è il cosiddetto *offset* del riscaldamento della finestra, il secondo è l'influenza del deposito di acqua sulla finestra.

L'*offset* del riscaldamento della finestra è un errore che viene introdotto nella misura a causa del riscaldamento della finestra del CG3 da parte del Sole. Questo errore si registra solo nelle ore diurne, e non può essere evitato, a meno di oscurare o ventilare la finestra. In un giorno sereno e senza vento, con un flusso di radiazione solare di 1000W/m^2 , ci si può aspettare un errore di 25W/m^2 . La finestra, infatti, assorbe una parte del flusso radiativo solare e si riscalda, emettendo poi questo calore verso la termopila sotto forma di radiazione. Questo costituisce una sorgente di errore nell'intervallo spettrale dell'infrarosso, che però è trascurabile nel calcolo del flusso di radiazione netta, poiché, quando avviene questo errore, il flusso di radiazione in onda corta è nettamente dominante su quello in onda lunga.

La seconda sorgente di errore del pirgeometro è il deposito di acqua sulla finestra, che può impedire la trasmissione del flusso di radiazione in onda lunga. Il deposito di acqua avviene quando piove, nevicata, o quando si formano la rugiada o la brina.

In caso di pioggia o neve, l'errore che ne deriva non è molto significativo, soprattutto perché, in condizioni di cielo coperto, il segnale fornito dal CG3 è comunque vicino a zero. La formazione della rugiada o della brina produce invece errori più significativi. Una situazione tipica si verifica di notte, con cielo sereno, venti deboli e alti valori di umidità. In queste condizioni, il segnale del pirgeometro rivolto verso l'alto è grande, tipicamente di -100W/m^2 . In presenza di rugiada o brina, questo segnale può diventare nullo, producendo quindi un errore di 100W/m^2 .

Il deposito di rugiada o brina può però essere prevenuto riscaldando lo strumento con il radiatore incorporato al CNR1. Il radiatore manterrà la finestra dello strumento sopra il punto di rugiada.

7.3.1.2 Pirradiometro Schenk

La radiazione netta R_n misurata dal pirradiometro è data dal flusso di radiazione disponibile sulla superficie orizzontale dell'elemento sensibile e proveniente dall'intera sfera, nell'intervallo spettrale $0.3\div 60\mu\text{m}$. La superficie nera rivolta verso l'alto misura il flusso di radiazione incidente in onda corta, Sw_{in} , e, in base alla temperatura dell'atmosfera, il flusso di radiazione in onda lunga, Lw_{in} . La

superficie rivolta verso il basso misura il flusso di radiazione in onda corta riflesso, Sw_{out} , e, in base alla temperatura della superficie, il flusso di radiazione in onda lunga uscente, Lw_{out} :

$$Rn = Sw_{in} + Lw_{in} - (Sw_{out} + Lw_{out}) \quad [7.11]$$

Il pirradiometro Schenk utilizzato è costituito da due piastrine nere ($\approx 20 \text{ mm}^2$) poste al centro dello strumento, che fungono da ricevitori. Tra di esse vi è uno spessore di alluminio con la funzione di pozzo termico. Sotto ognuna delle due piastrine sono collocate 90 termocoppie connesse in serie, con le giunzioni calde collegate alle piastrine e le giunzioni fredde alla lastra di alluminio.

Il flusso di radiazione viene trasformato termoelettricamente in calore e le misure eseguite dallo strumento si basano su differenze di temperature. La temperatura del pozzo termico è determinata per mezzo di una termoresistenza Pt100, incorporata alla lastra di alluminio.

I sensori sono protetti dal vento e dall'umidità attraverso cupolette di lupolene. Due tubi aspiratori provvedono a rimuovere il vapore d'acqua dall'interno.

Nell'approssimare il flusso di radiazione osservato al flusso di radiazione uscente da una sorgente puntiforme, i radiometri con sensori piani evidenziano una costante di calibrazione che dipende dall'angolo di incidenza; tale dipendenza è ancora più marcata quando il flusso di radiazione è tangente agli strumenti.

7.3.1.3 Albedometro Schenk

L'elemento sensibile dell'albedometro è costituito da una corona di 12 settori dipinti con speciali vernici alternativamente di colore nero, per assorbire l'energia radiante, e di colore bianco per riflettere la radiazione solare. Sotto la corona vi sono in tutto 72 termogiunzioni, collegate in modo tale che le giunzioni calde siano connesse ai settori dipinti di nero, mentre quelle fredde ai settori dipinti di bianco. Ogni giunzione fredda funge così da corpo nero capace di irradiare nella regione spettrale delle onde lunghe, per cui la differenza di temperatura tra le giunzioni calde e fredde è totalmente attribuibile al flusso di radiazione in onda corta. Nello spettro di sensibilità dello strumento ($0.3\div 3\mu\text{m}$), il flusso di radiazione solare proveniente dall'intero emisfero e incidente su di una superficie orizzontale viene chiamato flusso di radiazione globale. Esso include sia il flusso di radiazione proveniente direttamente dal Sole (irradianza solare) che la radiazione diffusa che viene deflessa nell'attraversare l'atmosfera.

In particolare, il modello usato è costituito da due piranometri: quello rivolto verso l'alto misura il flusso di radiazione globale incidente Sw_{in} , mentre quello rivolto verso il basso fornisce il flusso di

radiazione globale riflessa $S_{w_{out}}$. Il flusso netto di radiazione in onda corta S_{w_n} (cioè il flusso di radiazione in onda corta disponibile su di una superficie orizzontale) è dato da:

$$S_{w_n} = S_{w_{in}} - S_{w_{out}} \quad [7.12]$$

L'albedo della superficie, in questo intervallo spettrale, viene calcolato come segue:

$$Albedo = S_{w_{out}}/S_{w_{in}} \quad [7.13]$$

La precisione associata alla misura di albedo dipende dall'estensione e dall'uniformità dell'area vista dall'elemento inferiore dello strumento. Nel caso del sensore di un piranometro invertito montato ad altezza z_0 sopra una superficie orizzontale ad estensione infinita, il flusso di radiazione F che giunge allo strumento è esprimibile come una serie di contributi che provengono da anelli infinitesimi concentrici di raggio a :

$$F = 2\pi \int_0^{\pi/2} I_{\theta} \sin \theta \cos \theta \, d\theta \quad [7.14]$$

dove $\theta = \sin^{-1}\left(a / \sqrt{a^2 + z_0^2}\right)$ è l'angolo che la retta congiungente lo strumento a un anello infinitesimo forma con la perpendicolare allo strumento, e I_{θ} è la radianza emessa da quell'anello infinitesimo in direzione dello strumento.

Il caso più semplice è quello di una distribuzione isotropa della radianza I_0 emessa da un radiatore piano ad estensione infinita. In questo caso $F = \pi I_0 = F_0$, ossia il sensore intercetta un flusso isotropo.

In realtà, l'area disponibile per le misure di albedo è ristretta. Se si considera, ad esempio, un'area circolare di raggio a , allora il flusso di radiazione intercettato da uno strumento montato ad altezza z_0 sarà:

$$F_a = 2\pi \int_0^{\sin^{-1}\left(a/\sqrt{a^2+z_0^2}\right)} \sin \theta \cos \theta \, d\theta = \frac{a^2}{a^2 + z_0^2} F_0 \quad [7.15]$$

Se poi alla superficie esterna all'area circolare considerata è associata una radianza isotropa nI_0 , questa contribuisce al flusso di radiazione visto dallo strumento con:

$$n(F_0 - F_a) = n\pi I_0 \frac{z_0^2}{a^2 + z_0^2} \quad [7.16]$$

Il flusso di radiazione totale intercettato dal sensore è dunque:

$$F'_a = F_a + n(F_0 - F_a) = \left(\frac{a^2 + nz_0^2}{a^2 + z_0^2} \right) F_0 \quad [7.17]$$

Gli elementi sensibili sono protetti da cupole di vetro ad ottica “SCHOTT”, che hanno una trasmissività del 95.0% nel vicino UV e del 96.6% nel visibile.

Come il pirradiometro, anche l'albedometro è corredato di sistemi per rendere lo strumento impermeabile e di un disseccatore per evitare la condensazione del vapore nelle cupole.

7.3.2 Datalogger CR10: Modulo di Controllo e Misura

Il CR10 è un piccolo e compatto modulo *datalogger* e di controllo completamente programmabile.

I canali di ingresso sono costituiti da 12 porte semplici o da 6 differenziali, selezionabili attraverso il software.

Per ogni canale è possibile selezionare l'intervallo delle misure attraverso il software. All'intervallo maggiore, ± 2500 millivolt, corrisponde una risoluzione di 333 microvolt, mentre all'intervallo minore, ± 2.5 microvolt, corrisponde una risoluzione di 0.33 microvolt.

Le misure differenziali includono un secondo campionamento con le polarità di ingresso invertite per ridurre la compensazione termica e gli errori del modo comune.

Il CR10 è alimentato da una tensione che può andare da 9.6 a 16 volt, permettendo quindi un'estrema versatilità d'uso e sicurezza di funzionamento. E' percorso da una corrente di quiescenza di 0.5 mA, da una corrente di 13mA durante l'elaborazione e di 35mA durante le misure analogiche: tali correnti rappresentano, in termini pratici, un bassissimo consumo e quindi si riflettono in una lunga durata delle batterie utilizzate in campo.

Le dimensioni del CR10 sono 198×89×38mm: diventano 229×89×74mm con il pannello del circuito CR10WP incorporato. Il peso del CR10 è di 0.91Kg, consentendo quindi un'elevata portabilità.

Il pannello del circuito elettrico del CR10, mostrato in figura 7.46, è rimovibile e fornisce l'accesso completo al Modulo di Misura e Controllo del CR10 così come la protezione dai fulmini.

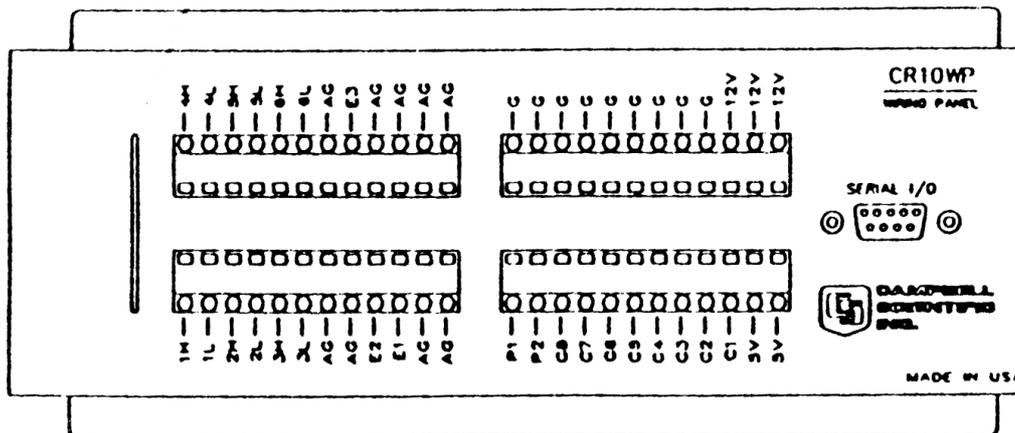


Fig. 7.46: Pannello del circuito elettrico del CR10.

In esso sono presenti i terminali delle piste per connettere fino a 12 sensori al CR10, e contiene la porta seriale di Ingresso/Uscita per la comunicazione con il *datalogger*.

Il CR10 deve essere programmato prima di eseguire le misure. Un programma consiste di un gruppo di istruzioni che entrano in una *tabella di programma*. La tabella di programma fornisce l'*intervallo di esecuzione*, che determina la frequenza con cui la tabella viene eseguita. Le istruzioni all'interno della tabella vengono eseguite in sequenza dall'inizio alla fine.

La frequenza con cui la tabella viene eseguita generalmente determina la frequenza con cui vengono acquisite le misure dai sensori, ma non coincide necessariamente con la frequenza con cui i dati vengono memorizzati, che può essere anche di ore, giorni, o intervalli più lunghi o irregolari.

La figura 7.47 rappresenta la sequenza seguita dal CR10 per eseguire le misure, elaborare i dati e memorizzarli, e i tipi di istruzioni usate per realizzare questi passaggi

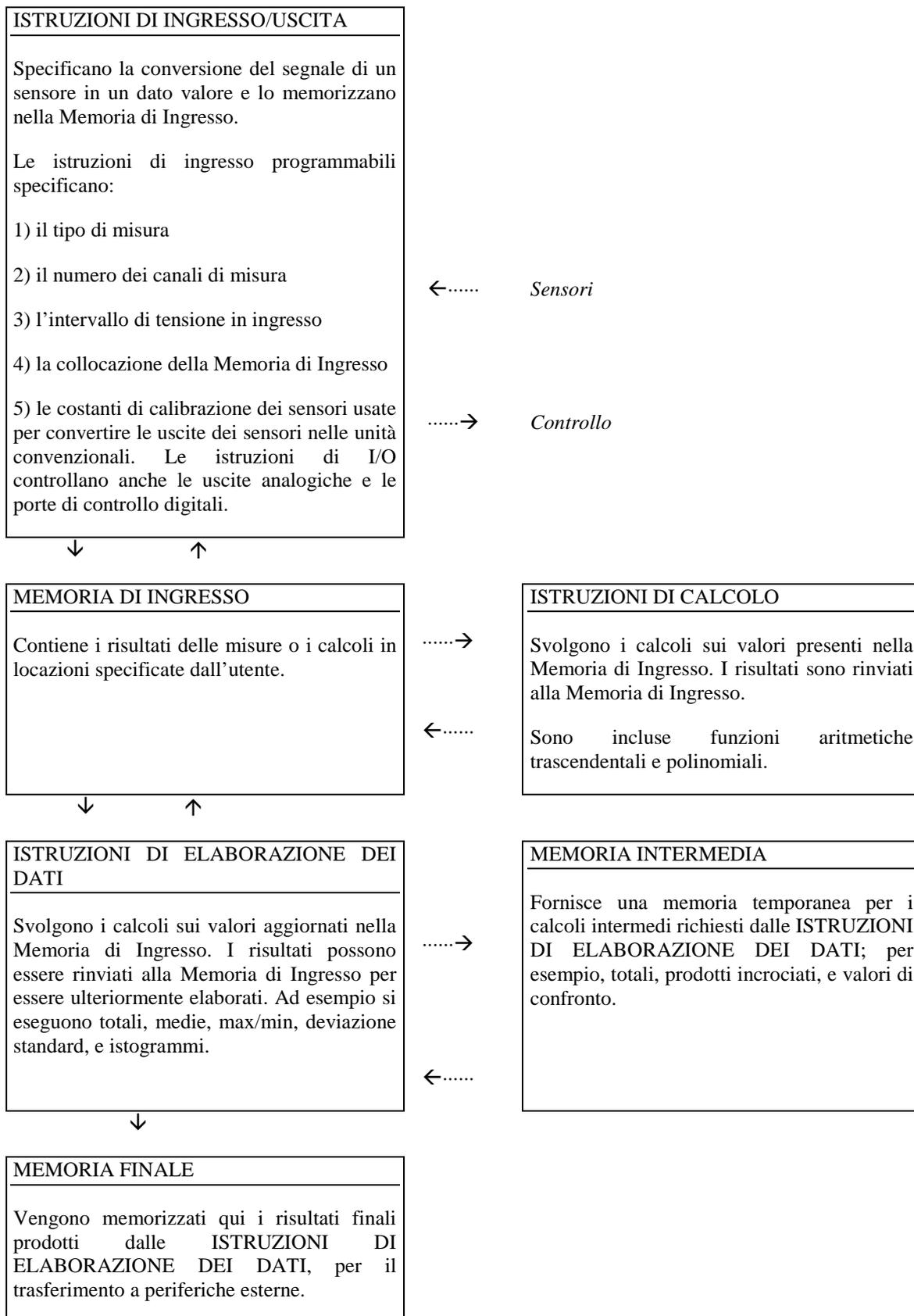


Fig. 7.47: Tipi di istruzioni e aree di memoria

Nell'array sono stati inseriti due campionatori CR10: uno per l'acquisizione dei dati radiometrici, e uno, nella campagna invernale, per l'acquisizione analogica del DustTrak (vedi in seguito). Il primo CR10 riceve la sua alimentazione dalla batteria principale a 12V dell'array ed è collegato ad una batteria a 12V ausiliaria (ma di minor durata) come riserva di corrente di emergenza. Il secondo è alimentato da una propria batteria a 12V integrata nell'array strumentale.

7.3.3 Stazione Meteo Vaisala WXT510-520

Per il monitoraggio delle condizioni meteo è stato utilizzato un multisensore Vaisala modello WXT510. Tale strumento è in grado di misurare contemporaneamente diversi parametri meteorologici, quali velocità e direzione del vento, precipitazioni, pressione e umidità.

Le seguenti immagini offrono una panoramica tecnica dello strumento:

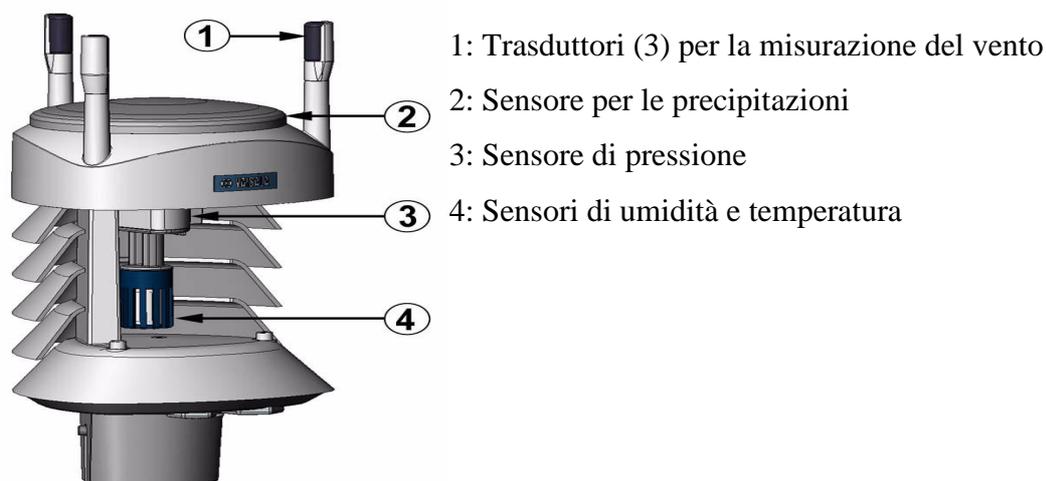


Fig. 7.48: Vista esplosa della stazione meteo.

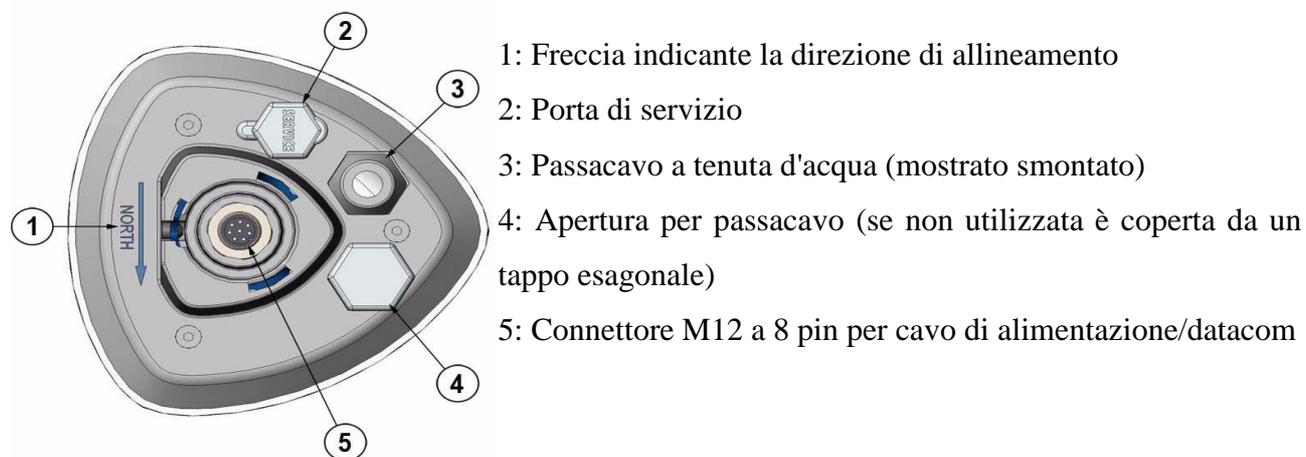


Fig 7.49: Vista del fondo della stazione meteo

I differenti sensori del WXT510 operano su diversi principi per la misurazione dei rispettivi parametri:

a) Misurazione della velocità del vento: il sensore del vento è formato da tre trasduttori ultrasonici ugualmente distanziati su un piano orizzontale. La velocità e la direzione del vento sono determinate misurando il tempo che richiede agli ultrasuoni per viaggiare da ogni trasduttore agli altri due.

Il sensore del vento misura il tempo di transito (in entrambe le direzioni) lungo i tre percorsi stabiliti dall'insieme dei trasduttori. Questo tempo di transito dipende dalla velocità del vento lungo il percorso ultrasonico. Per una velocità del vento nulla i tempi di transito sia diretti che inversi sono i medesimi. Con velocità del vento maggiori di zero lungo il sentiero del suono, il tempo di transito aumenta per la direzione sopra vento e diminuisce per quella sotto vento. La velocità è dunque calcolata a partire dai tempi di transito usando la seguente formula:

$$V_w = 0.5 \times L \times (1/t_f - 1/t_r) \quad [7.18]$$

Dove:

V_w = velocità del vento

L = distanza tra due trasduttori

t_f = tempo di transito in direzione diretta

t_r = tempo di transito in direzione inversa

Misurando i sei tempi di transito si può calcolare V_w per ciascuno dei tre percorsi ultrasonici. Le velocità calcolate sono indipendenti dall'altitudine, temperatura e umidità, che sono annullati quando i tempi di transito sono calcolati in entrambe le direzioni (sebbene i tempi di transito individuali dipendano da questi parametri).

Usare i valori di V_w di due trasduttori su tre è sufficiente per calcolare la direzione del vento e la sua velocità. Una tecnica di processazione del segnale è utilizzata di modo che la velocità e la direzione del vento siano calcolate dai due percorsi con la migliore qualità.

La velocità del vento è rappresentata come una velocità scalare nelle unità di misura scelte (m/s, kt, mph, km/h). La direzione del vento è espressa in gradi (°). La direzione del vento riportata dal WXT510 indica la direzione da cui il vento proviene. 0° indicano il Nord, 90° l'Est, 180° il Sud e 270° l'Ovest. La direzione del vento non è calcolata quando la velocità del vento scende sotto gli 0.05 m/s. In questo caso l'ultimo output di direzione calcolata rimane finché la velocità del vento non risale sopra il valore soglia.

I valori medi di velocità e direzione del vento sono calcolati come una media scalare di tutte le misurazioni nel tempo di mediazione selezionato (1...900 s). Il numero delle misurazioni dipende dalla frequenza di campionamento scelta: 4 Hz (default), 2 Hz o 1Hz. I valori minimo e massimo della velocità e della direzione del vento rappresentano i corrispondenti estremi durante il tempo di mediazione selezionato.

b) Misurazione delle precipitazioni: il sensore per le precipitazioni consiste in una copertura d'acciaio e un sensore piezoelettrico montato sulla faccia inferiore della copertura. Il sensore rileva l'impatto delle singole gocce di pioggia e i segnali prodotti dall'impatto sono proporzionali al volume delle gocce. Pertanto il segnale di ogni goccia può essere convertito direttamente alla pioggia accumulata. Una tecnica avanzata di *noise-filtering* viene utilizzata per filtrare i segnali che derivino da fonti diverse dalle gocce di pioggia.

I parametri misurati sono pioggia accumulata, flusso di pioggia, picco d'intensità e la durata della precipitazione. L'intensità del flusso di precipitazione aggiornato internamente ogni 10 secondi rappresenta l'intensità durante il periodo di un minuto prima di richiedere / inviare un messaggio automatico di precipitazione (per reagire rapidamente ad un evento di pioggia, durante il primo minuto dell'evento l'intensità è calcolata sul periodo per il quale la pioggia è durata in *steps* di 10 secondi, anziché dell'un minuto prefissato). Il picco d'intensità della precipitazione rappresenta il massimo dei valori dell'intensità di flusso rilevato dall'ultimo reset relativo all'intensità della precipitazione.

Il sensore è capace di distinguere i chicchi di grandine dalle gocce di pioggia. I parametri misurati per la grandine comprendono l'ammontare cumulativo di grandine, il flusso e il picco d'intensità, nonché la durata della grandinata.

Il sensore di precipitazione opera nelle seguenti quattro modalità:

- Modalità Inizio / Fine Precipitazione: il trasmettitore invia automaticamente un messaggio di precipitazione 10 secondi dopo il riconoscimento della prima goccia. I messaggi sono inviati in continuo man mano che la precipitazione procede e vengono fermati quando la precipitazione finisce.
- Modalità “*Tipping Bucket*”: Questa modalità emula i sensori di precipitazione del tipo “*tipping bucket*”. Il trasmettitore invia automaticamente un messaggio di precipitazione quando il contatore individua l'incremento di un unità (0.1 mm / 0.01 in).
- Modalità a tempo: Il trasmettitore invia automaticamente un messaggio di precipitazione nell'intervallo di aggiornamento fissato dall'utente.
- Modalità a richiesta: Il trasmettitore invia un messaggio di precipitazione ogni qual volta l'utente lo richiede.

c) Misurazione Temperatura, Pressione, Umidità (TPU): il modulo TPU contiene sensori separati per pressione, temperatura e umidità. Il principio di misurazione per TPU è basato su un avanzato oscillatore RC e due capacitori di riferimento rispetto ai quali è continuamente misurata la capacità dei sensori. Il microprocessore del trasmettitore esegue una compensazione per la dipendenza della temperatura dai sensori di pressione ed umidità.

La stazione meteo WXT 520 è sostanzialmente identica alla vecchia strumentazione (viene solo migliorato il protocollo di collegamento) e pertanto non viene inclusa un'ulteriore descrizione specifica.

7.3.4 Anemometro Sonico Young 81000



Lo strumento utilizzato in questa tesi è un anemometro Young modello 81000, alimentato mediante la batteria principale dell'array da 12V mediante un trasformatore e connesso via seriale ad un computer per il *logging* dei dati. La **Fig. 7.50** a sinistra mostra il gruppo sensore dell'anemometro.

L'anemometro sonico misura le componenti istantanee della velocità del vento e la temperatura dell'aria tramite il tempo di arrivo di un segnale acustico che viene trasmesso lungo un percorso fissato. Il fatto che non esistano delle parti mobili che intervengono nell'equilibrio dinamico fa sì che l'anemometro sonico risponda velocemente e linearmente alle fluttuazioni di velocità. Inoltre, questo strumento è ideale per la misura diretta dei flussi turbolenti della quantità di moto e di quelli di calore e per la caratterizzazione della struttura della turbolenza e dell'energia cinetica turbolenta (cosa che un anemometro classico non è in grado di fare). In pratica, questo strumento è costituito da tre coppie di sensori istantanei e ogni coppia è in grado di misurare la differenza del tempo di propagazione di un segnale sonoro che scorre lungo la direzione del flusso. I sensori emettono degli impulsi ultrasonici e grazie alla misura dei tre tempi di propagazione si riescono a determinare le tre componenti della velocità del vento e la relativa direzione.

Nel caso più semplice possiamo considerare un anemometro costituito da due sensori sonori (emettitore1/ricevitore1 e emettitore2/ricevitore2) posti a distanza d l'uno dall'altro e siano t_1 e t_2 i tempi di transito dei due segnali. Se il tempo di ritardo degli impulsi sonori emessi è piccolo allora lo strumento è in grado di misurare questi due tempi separatamente.

Se supponiamo che la velocità del suono sia pari al valore costante c si ha che la velocità del vento é uguale a:

$$V = \frac{c^2}{2d}(t_2 - t_1) \quad [7.19]$$

quindi una volta fissato il valore di c la misura della velocità del vento si riduce alla misura di una differenza di tempo. Un inconveniente sorge dal fatto che c non é costante, ma dipende dalla temperatura e dalla pressione nel modo seguente:

$$c^2 \cong 403T(1 + 0.32 \frac{e}{p}) \quad [7.20a]$$

dove T é la temperatura assoluta, e é la pressione di vapor d'acqua e p é la pressione atmosferica. La temperatura assoluta viene di solito rimpiazzata dalla sua media calcolata su un certo periodo di misura e in questo caso si ottiene:

$$c^2 = 403\bar{T} \quad [7.20b]$$

Se qualche componente della velocità é normale alla linea che unisce emettitore/ricevitore dalla figura 7.32 si ha che:

$$V_n \cdot t_1 = c \cdot t_1 \cdot \sin a \quad [7.21]$$

dove l'angolo a é pari a:

$$a = \arcsin \frac{V_n}{c} \quad [7.22]$$

e quindi é indipendente dal tempo di propagazione.

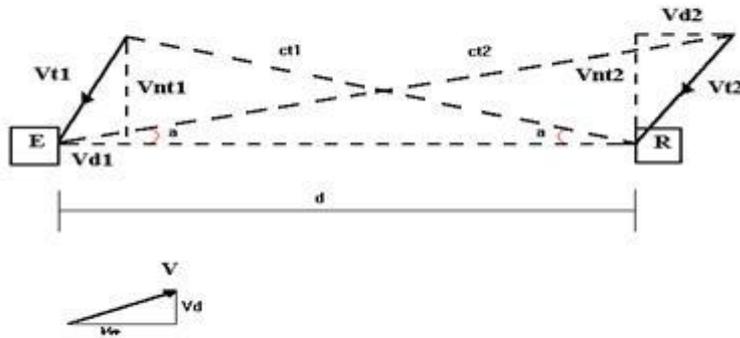


Fig. 7.51: Schema di funzionamento di un anemometro sonico.

Consideriamo ora la componente lungo la direzione emettitore/ricevitore:

$$ct_1 \cdot \cos\alpha + t_1 \cdot V_d = +d \quad [7.23]$$

e rispettivamente

$$-ct_2 \cdot \cos\alpha + t_2 \cdot V_d = -d \quad [7.24]$$

Da queste due equazioni si possono ricavare i tempi di propagazione t_1 e t_2 :

$$t_1 = \frac{d}{c \cdot \cos\alpha + V_d} \quad [7.25]$$

$$t_2 = \frac{d}{c \cdot \cos\alpha - V_d}$$

La velocità V_d si ottiene calcolando la differenza tra l'inverso dei tempi di propagazione:

$$\left(\frac{1}{t_1} - \frac{1}{t_2} \right) = \frac{c \cdot \cos\alpha + V_d - c \cdot \cos\alpha + V_d}{d} = 2 \frac{V_d}{d} \quad [7.26]$$

e quindi:

$$V_d = \frac{d}{2} \left(\frac{1}{t_1} - \frac{1}{t_2} \right) \quad [7.27]$$

La velocità lungo la direzione emettitore/ricevitore é indipendente dal valore di c e quindi dalla temperatura assoluta, ma per averne una stima occorre che siano misurati entrambi i tempi di propagazione.

Per la misura della temperatura invece, si considera l'equazione [7.25] e si calcola la somma dell'inverso dei tempi di propagazione:

$$\left(\frac{1}{t_1} + \frac{1}{t_2} \right) = \frac{c \cdot \cos \alpha + V_d + c \cdot \cos \alpha - V_d}{d} = 2 \frac{c \cdot \cos \alpha}{d} \quad [7.28]$$

Sostituendo la [7.22] e dopo vari calcoli si ha che:

$$\left(\frac{1}{t_1} + \frac{1}{t_2} \right)^2 = \frac{4}{d^2} (c^2 - V_n^2) \quad [7.29]$$

dalla quale si può ricavare c e, con l'uso della [7.20], la temperatura:

$$\bar{T} = \frac{d^2}{1612} \left(\frac{1}{t_1} + \frac{1}{t_2} \right)^2 + \frac{V_n^2}{403} \quad [7.30]$$

Comunque, la maggior parte degli anemometri sonici esegue misure nelle tre direzioni x , y , z che sono tra loro perpendicolari; i tempi di propagazione sono determinati dalla direzione x e la velocità normale deve soddisfare la seguente relazione:

$$V_n^2 = V_z^2 + V_y^2 \quad [7.31a]$$

Di solito si utilizza l'asse verticale per capire il tempo di propagazione e di conseguenza la velocità normale coincide con quella orizzontale:

$$V_n^2 = V_x^2 + V_y^2 \quad [7.31b]$$

Nell'anemometro triassiale l'asse z rappresenta la direzione verticale, mentre per quanto riguarda gli assi x e y la loro scelta é arbitraria, ma di solito x é l'asse che punta verso Est e y é quello che punta verso Nord.

Se \hat{j}_k é il versore della k-esima misura effettuata dall'anemometro per la direzione della velocità del vento (k=1,2,3) allora una velocità generica del vento può essere decomposta come:

$$\mathbf{v}^r = \sum_{k=1}^3 v_k \cdot \hat{j}_k \quad [7.32]$$

Ora occorre trovare una trasformazione di coordinate, $(v_1, v_2, v_3) \rightarrow (v_x, v_y, v_z)$, che permette di passare dal sistema di riferimento delle direzioni delle misure al sistema di riferimento spaziale usuale (x, y, z).

Il versore \hat{j}_k nel sistema di riferimento (x, y, z) può essere espresso nel seguente modo:

$$\hat{j}_k = \hat{j}_{k1} \cdot \hat{i} + \hat{j}_{k2} \cdot \hat{j} + \hat{j}_{k3} \cdot \hat{k} \quad [7.33]$$

dove $\hat{i}, \hat{j}, \hat{k}$ sono i vettori unitari dei tre assi x, y e z, mentre i \hat{j}_{ki} (i=1, 2, 3) sono i tre coseni direttori del vettore \hat{j}_k .

La trasformazione di coordinate desiderata é quindi:

$$\begin{pmatrix} v_x \\ v_y \\ v_z \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \hat{j}_{11} & \hat{j}_{12} & \hat{j}_{13} \\ \hat{j}_{21} & \hat{j}_{22} & \hat{j}_{23} \\ \hat{j}_{31} & \hat{j}_{32} & \hat{j}_{33} \end{pmatrix} \begin{pmatrix} v_1 \\ v_2 \\ v_3 \end{pmatrix} \quad [7.34]$$

Nella pratica le direzioni di misura x, y e z vengono fissate quando si installa l'anemometro e quelle utilizzate più frequentemente sono:

- * asse x allineato a Est-Ovest;
- * asse y allineato a Nord-Sud;
- * asse z allineato alla verticale.

In questo sistema di riferimento le espressioni analitiche dei parametri del PBL non sono semplici e quindi si definiscono le coordinate *streamline* (ovvero lungo la linea di scorrimento del flusso) dove gli assi x, y e z sono diretti rispettivamente verso la tangente, la binormale e la

normale alla direzione del vento e l'origine del sistema si trova nel centro dello strumento di misura (Fig. 7.52). Le componenti della velocità istantanea del vento V in questo sistema sono u , v e w .

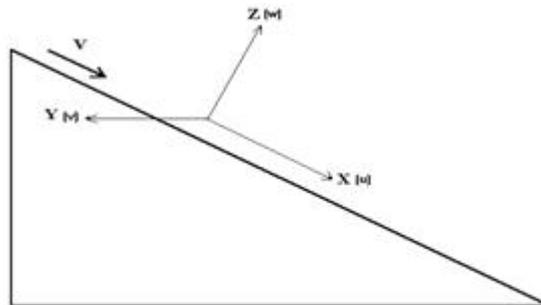


Fig. 7.52: Sistema di coordinate *streamline*.

Per passare dalle coordinate cartesiane a quelle *streamline* occorre fare una trasformazione tra questi due sistemi di riferimento ortogonali che in generale è espressa come:

$$Y^T = AX^T + X_0^T \quad [7.35]$$

dove X_0 è un termine traslatorio e A è la matrice di trasformazione (rotazione) che dipende dal tempo e dalla posizione e visto che i sistemi di riferimento sono ortogonali anche A deve essere una matrice ortogonale. Il termine X_0 è sempre nullo in quanto il centro del sistema di riferimento *streamline* è allineato con quello del sistema di riferimento naturale.

Per definire le coordinate *streamline* viene utilizzata una media fatta rispetto a molte osservazioni dei fenomeni fisici con condizioni iniziali e limiti prestabiliti, ma questo richiede un esperimento ideale allora il sistema *streamline* viene sostituito con una sua stima statistica.

Questa stima può essere effettuata solo se il sistema rispetta l'ipotesi di Taylor (ipotesi di congelamento della turbolenza) e di ergodicità della turbolenza atmosferica e consiste in una media effettuata su dei campioni di tempo consecutivi.

Per allineare gli assi x , y e z con la tangente, la binormale e la normale del vento medio stimato occorre fare una o più rotazioni attorno agli assi e di conseguenza la matrice A sarà il prodotto di tre rotazioni consecutive:

$$A = T \cdot S \cdot R \quad [7.36]$$

dove R é la matrice di rotazione fatta attorno all'asse z del sistema di riferimento naturale; nel sistema di riferimento ottenuto tramite questa rotazione si ha che la componente della velocità del vento lungo la direzione trasversale y é nulla. La seconda rotazione viene effettuata, tramite la matrice S, attorno all'asse y_1 del sistema di riferimento ottenuto con la matrice R in modo da annullare la componente della velocità del vento lungo la direzione z. Infine, si applica la terza rotazione T attorno all'asse x (Sozzi e Favaron, 1996).

Il valore del vento medio varia in funzione del tempo allora occorre conoscere il tempo medio τ e il tasso di campionamento F; i valori utilizzati più frequentemente sono:

$$\tau = 1800 \text{ sec}$$

$$F = 20 \text{ Hz}$$

Il set dei dati che otteniamo da un anemometro sonico consiste nelle tre componenti istantanee della velocità del vento relativa a un sistema di riferimento ortogonale e la temperatura, campionate a una data frequenza F. Quindi quello che ottengo sono quattro serie di tempo e posso eseguire medie temporali, autocovarianze, cross covarianze e spettri; le quantità che si ricavano da un anemometro sonico sono perciò:

* componenti della velocità del vento mediate nel tempo $(\overline{v'_x}, \overline{v'_y}, \overline{v'_z})$;

* temperatura mediata nel tempo \overline{T} ;

* covarianze delle componenti della velocità del vento
$$\begin{pmatrix} \sigma_x^2 & \overline{v'_x v'_y} & \overline{v'_x v'_z} \\ \overline{v'_x v'_y} & \sigma_y^2 & \overline{v'_y v'_z} \\ \overline{v'_x v'_z} & \overline{v'_y v'_z} & \sigma_z^2 \end{pmatrix}$$

* varianza della temperatura σ_T^2 ;

* covarianze delle componenti della velocità del vento con la temperatura $(\overline{T'v'_x}, \overline{T'v'_y}, \overline{T'v'_z})$.

Tutte queste quantità vengono calcolate nel sistema di riferimento *streamline* tramite le trasformazioni ottenute con le tre rotazioni consecutive e grazie a questo set di dati si riescono a calcolare le varie quantità utili per lo studio e l'analisi dell'atmosfera turbolenta.

Nel caso particolare l'anemometro utilizzato presenta le seguenti specifiche:

- frequenza di campionamento (massima) 160 Hz
- accuratezza $\pm 1\%$
- risoluzione 0.01 m/s
- mediazione (selezionabile dall'utente) 0-30 m/s

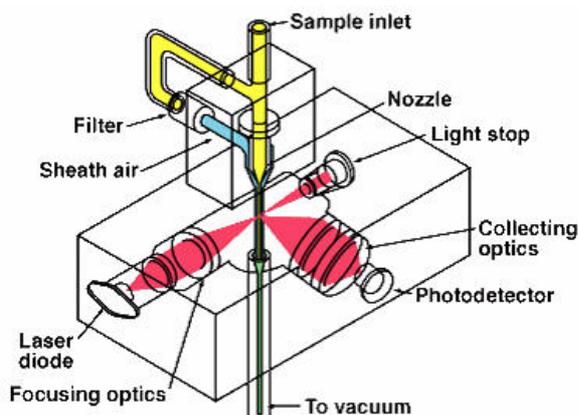
- temperatura operativa da -50 a +50 °C

7.3.5 Contatore Ottico di Particelle DustTrak 8520



Il Dust Trak fornisce una misurazione real-time del particolato atmosferico sulla base della diffusione di una sorgente infrarossa a 90°. La **Fig. 7.53** qui a sinistra mostra lo strumento. Una pompa a flusso regolabile (da noi calibrato su quello di fabbrica di 1.7 litri al minuto) aspira l'aria e la porta nella camera ottica dove avviene la misurazione. Il Dust Trak può misurare particelle di diverso diametro aerodinamico, sulla base della testa di campionamento assemblata. Nei nostri campionamenti è stata usata la testa da 2.5 µm. Lo

strumento misura lo scattering della radiazione infrarossa proveniente da un diodo gas-laser ad un angolo di 90°. La testa di campionamento 2.5 è un impattore che rimuove tutte le particelle sopra i 2.5 µm di diametro e fornisce un valore di massa di PM 2.5 per metro cubico. In ingresso esiste comunque un piccolo *cyclone* per l'eliminazione delle particelle grossolane (>2.5 µm) prima dello stadio di *cutoff* a 2.5 µm. La calibrazione dello strumento dipende dalla distribuzione della dimensione delle particelle e, pertanto, sulla fonte delle particelle stesse. Lo strumento è calibrato dalla casa madre con un campione standard di aerosol (A1, "Arizona dust") che presenta un'ampia distribuzione dimensionale e rappresenta un compromesso nelle misurazioni per l'igiene dell'aria con complesse miscele di particelle. Durante la calibrazione in fabbrica sono state misurate particelle da 0.1 a 10 µm. (Leutwyler et al., 2002).



La figura **7.54** a sinistra riporta la schematica di funzionamento del DustTrak e mostra come le particelle, una volta entrate nella camera ottica vengano analizzate mediante diffusione della radiazione. La radiazione dispersa viene raccolta da un foto rilevatore e convertita in corrente. Gli analizzatori di questo tipo rispondono linearmente alla concentrazione di massa.

Specifiche operative dello strumento:

- *Range* di misurazione da 0.001 a 100 mg/m³ (calibrato secondo l'ISO 12103-1, A1 test dust)
- Risoluzione $\pm 0.1\%$ della lettura o ± 0.001 mg/m³ a seconda di qual è il maggiore.
- Stabilità Zero ± 0.001 mg/m³ su 24 ore usando una costante di tempo di 10 secondi.
- *Range* di dimensione particolato da 0.1 a circa 10 micrometri
- Velocità di flusso modificabile da 1.4 a 2.4 litri al minuto (1.7 nominali)
- Coefficiente di temperatura $+0.001$ mg/m³ per °C (per variazioni di temperatura alla quale il DustTrak è stato azzerato)
- Temperatura operativa da 0 a 50°C
- Umidità operativa da 0 a 95% RH (non-condensante)

7.3.6 Micro Campionatore USB EL-USB-2



Questo micro campionatore USB (mostrato a sinistra nella **Fig. 7.55** funge contemporaneamente da sonda e *datalogger* ed immagazzina fino a 16382 misurazioni di umidità relativa e 16382 misurazioni di temperatura. Il campionatore viene programmato mediante collegamento USB e il

software specifico (EasyLog USB). Una volta programmato, impostando l'intervallo di tempo di misurazione, l'ora di avvio della misurazione ed un'eventuale ora di fine, il campionatore funziona in automatico fino all'orario di fine pre-impostato o finchè non viene di nuovo collegato ad un computer.

Di seguito riporto le specifiche tecniche dello strumento:

- *range* di misurazione dell'umidità relativa da 0 a 100%
- ripetibilità (a breve termine, per RH) $+0.1$ %RH
- accuratezza (errore globale) (20-80%RH) pari a $+3.0$ %RH
- risoluzione interna per l'umidità relativa pari a 0.5 %RH
- stabilità a lungo termine per l'umidità relativa pari a 0.5 %RH/anno

- *range* di misurazione di temperatura da -35 a +80°C
- ripetibilità per temperatura pari a +0.1 °C
- accuratezza (errore globale) pari a 0.5°C per temperature non agli estremi del *range* e pari a +2°C per temperature verso il limite massimo del *range*
- risoluzione interna pari a 0.5 °C
- indicazione di punto di rugiada attraverso software EasyLog
- accuratezza (errore globale) per il punto di rugiada (25 °C, 40-100% RH) pari a +1.1 °C
- possibilità di impostare allarmi per soglie specifiche di umidità relativa e temperatura.
- temperatura operativa da -35 a +80°C

Lo strumento è alimentato internamente ed impostato per fornire dati ogni 5 minuti.

7.3.7 Contatore Ottico di Particelle AeroTrak 8220



L'AeroTrak 8220 è un misuratore ottico portatile di particelle. Al contrario del DustTrak non ha una pre-selezione attraverso un impattore, ma divide l'intero spettro del particolato su sei *bins* dimensionali. Il *range* dimensionale misurato va da 0.3 a 10 µm ed è diviso in sei classi discrete. L'output è in numero di particelle su volume per ogni classe (*bin*). L'output è via interfaccia USB mediante software proprietario TrakPro. Lo strumento è mostrato a sinistra nella **Fig. 7.56**.

Di seguito vengono riportate le specifiche tecniche dello strumento:

- *Range* dimensionale delle particelle: da 0.3 a 10 µm
- Numero di *bins*: 6
- Soglie dimensionali di default: 0.3, 0.5, 1, 3.0, 5.0 e 10 µm
- Accuratezza del taglio dimensionale: 50% ± 10%
- Soglie definibili dall'utente: fra 0.3 e 10 µm con incremento minimo di 0.01 µm
- Accuratezza del taglio dimensionale: 50% ± 20%
- Concentrazione massima: 2 000 000 #/ piede cubo (5% di perdita di coincidenza)
- Efficienza di Conteggio: 50% ± 10% a 0.3 micrometri, 100% ± 10% a 0.45 micrometri e dimensioni maggiori
- Conteggio Zero: minore di 1 conteggio in 5 minuti
- Laser: diodo laser a 660 nm 50 mW

- Frequenza di Flusso nella Pompa: 2.83 litri per minuto \pm 5%
- Correzione di Pressione: effettuata da un trasduttore interno di pressione
- Output di campionamento: filtrato HEPA per emissioni zero
- Ambiente Operativo: da 5 a 35 °C di temperatura, da 10 a 90% di umidità relativa non condensante
- Temperatura e RH di Stoccaggio: da 0 a 50 °C di temperatura, da 0 a 90% di umidità relativa non condensante
- Durata della Batteria: 8 ore a uso tipico a 21 °C.
- Calibrazione: NIST (rintracciabile)

Specifiche della sonda Temperatura / Umidità Relativa:

- *Range* di temperatura: da 0 a 35 °C
- Accuratezza sulla temperatura: \pm 1°C
- *Range* di umidità relativa: da 10 a 90% di umidità relativa
- Accuratezza sulla pressione: \pm 5%

7.3.8 Alimentazione

Per l'alimentazione della strumentazione sono state utilizzate 2 batterie da 12V ricaricabili.

8. Risultati e Discussione

Prima di discutere i risultati derivati dai campionamenti, abbiamo ritenuto opportuno riportare in questa fase l'esito del lavoro fatto intorno all'*array* strumentale e, quindi intorno al suo assemblaggio e programmazione. Lo inseriamo in questa sede in quanto riteniamo che il *set-up* e la messa in opera della strumentazione (che ha richiesto mesi di lavoro) sia già da considerare un primo risultato sperimentale di questa tesi, indipendentemente dall'esito dei campionamenti.

8.1 Assemblaggio della Strumentazione

La strumentazione sopra elencata ha richiesto un lungo lavoro per poter essere portata in campo ed utilizzata per i campionamenti: per poter analizzare le variabili descritte (situazione anemologica, particolato, radiazione e parametri meteorologici) è necessario che i singoli strumenti acquisiscano i dati nello stesso periodo e che i dati acquisiti siano memorizzabili su un supporto digitale per una loro successiva analisi. Per poter comunicare con gli strumenti e ricevere i dati dagli stessi è stato scelto un laptop Acer, il quale (mediante appositi adattatori USB e schede PCI) è stato dotato di un totale di 4 prese seriali per collegarsi alla strumentazione. Il laptop diviene quindi il fulcro centrale dell'*array* strumentale in quanto si configura come centro di controllo della strumentazione in campo. Lo schema generale studiato per collegare gli strumenti al centro di controllo e per la loro alimentazione è riportato di seguito, mentre, nei paragrafi successivi verranno descritte le metodologie messe a punto per far comunicare la strumentazione con il computer e le calibrazioni che sono state eseguite sulla strumentazione radiometrica.

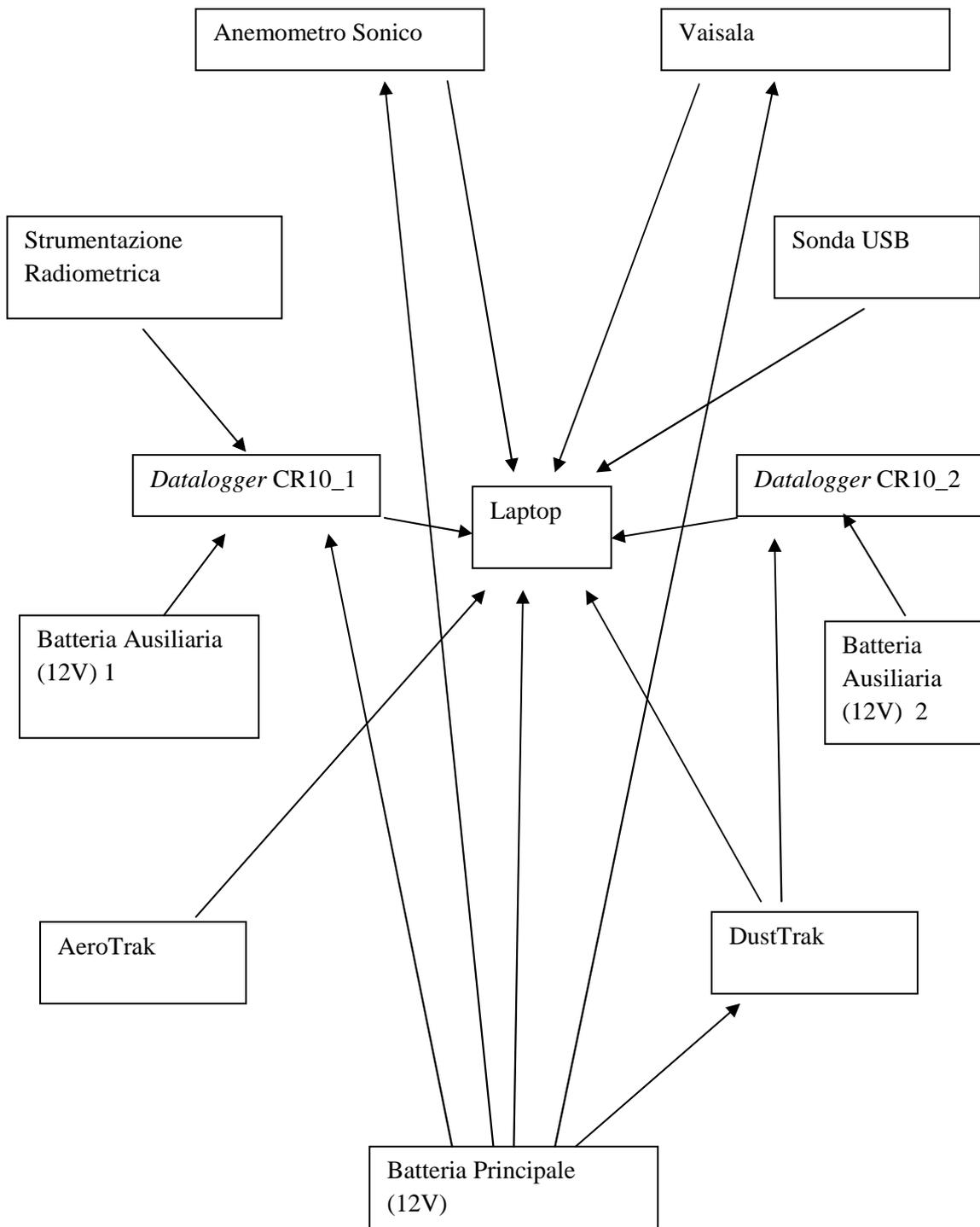


Fig. 8.1: Schema generale del city runner

8.2 Evoluzione della Strumentazione

La strumentazione descritta nel capitolo 7 ha subito un'evoluzione sulla base della campagna estiva (svoltasi a Luglio 2010). L'effettiva prova sul campo ci ha permesso di evidenziare quali potessero essere le migliorie da apportare all'apparato strumentale e, pertanto, di applicarle durante la campagna invernale. Di seguito quindi descriverò i due diversi apparati strumentali utilizzati chiamandoli rispettivamente "City Runner Mark I" e "City Runner Mark II"

8.2.1 City Runner Mark I:

Il primo *array* strumentale includeva:



Fig. 8.2: City Runner Mark I

- Anemometro Young modello 81000
- Stazione meteo Vaisala modello WXT 510
- Contatore ottico di particelle DustTrak 8520 equipaggiato con testa di campionamento da 2,5 μm .
- Radiometro Kipp & Zonen CNR1
- Albedometro Schenk 8104 (posizionato ruotato di 90° in modo da misurare la radiazione proveniente dai lati dell'*array* strumentale).
- Pirradiometro Schenk 8111 (posizionato ruotato di 90° in modo da misurare la radiazione netta proveniente dai lati dell'*array* strumentale)
- *Datalogger* Campbell Scientific CR10 per la ricezione degli output dei radiometri
- *Laptop* Acer per la coordinazione degli strumenti e la ricezione di alcuni *output*

- Batteria da 12V per l'alimentazione della strumentazione
- Seconda batteria da 12V (di minor autonomia) come alimentazione d'emergenza per il *datalogger* CR10 a memoria volatile.

8.2.2 City Runner Mark II



Fig. 8.3 City Runner Mark II

Nella seconda versione dell'*array* strumentale (utilizzata per la campagna di rilevamento invernale) sono state apportate le seguenti modifiche:

- L'albedometro e il pirradiometro sono stati eliminati e sostituiti da un altro radiometro CNR1 posto a 90° rispetto al primo per poter misurare, al pari dell'albedometro e del pirradiometro usati precedentemente, la radiazione proveniente dai lati dell'*array*.
- La stazione meteo Vaisala ha ricevuto un upgrade al modello WXT520 ed è stata affiancata da un micro campionatore USB Lascar Electronics modello EL-USB-2
- Al campionatore ottico di particelle DustTrak è stato accoppiato un altro misuratore ottico di particelle TSI modello AeroTrak con sonda di T ed RH.

Le motivazioni per le modifiche sono le seguenti:

- Dai dati rilevati durante la campagna estiva abbiamo potuto notare che i risultati radiativi più apprezzabili derivavano dalla parte di onda lunga dello spettro e, pertanto, un secondo CNR1 si configura come una scelta migliore. Questo strumento permette l'analisi separata di onda lunga e onda corta, utilizzando un sensore dedicato per ciascuna delle due finestre spettrali, cosa che non è possibile utilizzando gli altri radiometri.
- Il campionatore DustTrak fornisce dati relativamente al peso di particelle su metro cubo di una singola classe aerodinamica (nel nostro caso 2.5 μm). Il campionatore AeroTrak, invece, permette di contare il numero di particelle su metro cubo di 6 differenti classi dimensionali, quindi, non solo permette di raffinare l'analisi del particolato, ma, mediante l'applicazione di appositi strumenti matematici è possibile convertire i dati in microgrammi su metro cubo, permettendo un confronto con il campionatore DustTrak. La sonda di

umidità relativa e temperatura che si accompagna all'AeroTrak permette inoltre un confronto con i dati provenienti dal micro campionatore USB.

8.3 Set-Up, Programmazione e Collegamento della Strumentazione

8.3.1 “Intercalibrazione” Strumenti Radiometrici e Programmazione del CR10:

Sebbene tutti gli strumenti presentassero un certificato di calibrazione di fabbrica, prima della campagna estiva ci è sembrato opportuno effettuare una fase di “calibrazione” dell'albedometro e del pirradiometro relativamente allo strumento CNR1. Questo strumento è stato preso come controllo in quanto in grado di misurare separatamente gli input in onda lunga e corta e abbiamo deciso di effettuare questo controllo, prima della campagna estiva, per verificare l'accordo degli strumenti e verificare che le variabili misurate fossero in accordo: i dati di onda corta globale e riflessa del CNR1 sono stati confrontati con i dati di onda corta globale e riflessa dell'albedometro per valutare la loro correlazione e ottenere il moltiplicatore che ci permette di passare dal responso in mV dell'albedometro al valore in W/m^2 .

Per quanto riguarda i dati in onda corta sono anche state applicati dei processi di *smoothing* per ovviare alle tensioni presenti negli strumenti anche di notte.

Sono stati anche posti in correlazione i dati radiometrici netti:

- I valori in onda lunga del CNR1 sono stati corretti secondo il coefficiente di calibrazione dello strumento (128) e aggiustati per la T (ottenuta mediante il dato in °C della Pt-100, successivamente trasformato in K) secondo la legge di Stefan-Boltzmann.
- I valori radiometrici netti del Pirradiometro sono stati corretti sia secondo la legge di Stefan-Boltzmann al pari del CNR sia utilizzando un coefficiente di trasformazione che permettesse di trasformare i valori restituiti dallo strumento da mV a W/m^2
- I valori di onda corta e onda lunga del CNR1 sono stati sommati a dare valori di radiazione netta (assimilabile dunque al calcolo di radiazione netta fatto dal Pirradiometro)

I valori netti di radiazione globale del CNR1 e i valori netti di radiazione globale del Pirradiometro sono stati confrontati per verificare la correlazione fra i due strumenti. Lo stesso è stato fatto per i valori netti di radiazione riflessa.

Gli strumenti sono stati esposti dal 12/04/2010 ore 13 solari fino al 19/04/2010 ore 9 solari. Di seguito viene riportato il bollettino meteo ARPA-ER per i giorni sopra indicati per ulteriori informazioni sulle condizioni sinottiche:

Dati stazione ARPA “Bologna Urbana”, (BO, Lat 44.30, Long 11.19, Alt 75)								
Data (gg/mm/aa)	T min (°C)	T max (°C)	U med (%)	Prec (mm)	V med (m/s)	V max (m/s)	Dir. Prev.	Pres (hPa)*
12/04/10	5,7	13,8	57	0,2	2,3	8,8	NE	1002,3
13/04/10	6,6	13,4	67	2,6	1,5	5	SO	1002,7
14/04/10	6,2	18,7	49	0	3,2	10,2	SO	1001,3
15/04/10	6,3	17,9	57	0	2,4	10	SO	1002,9
16/04/10	7,1	16,7	58	1,2	2,1	9,5	E	1005,1
17/04/10	9,4	13	81	9,4	1,7	6,9	NE	1007,6
18/04/10	10,1	17,2	69	0	1,5	7	N	1006,4
19/04/10	9,1	20,4	55	0	2,7	11,1	SO	1003,8
* = la pressione è calcolata a livello della stazione								

Tab 8.1: Dati meteo sinottici per le giornate di calibrazione

La calibrazione si è svolta in una stazione posizionata ad hoc sul tetto dell’edificio principale del CNR (sede di Bologna). Gli strumenti sono stati agganciati ad un *rack* in modo da essere in bolla ed avere la massima esposizione possibile ai raggi solari durante il periodo di misurazione. Le due foto seguenti raffigurano tale stazione che è posizionata alle coordinate 44°31’219,19’’ N e 11°20’21,90’’ E (datum WGS84, ± 10 m) ad un altitudine di 79,72 m (± 12 m). Ovviamente l’altitudine di questa stazione non è quella alla quale saranno usati i radiometri durante i campionamenti: come spiegato nel capitolo 7 la strumentazione viene posizionata a terra.



Fig 8.4: Vista frontale della strumentazione radiometrica montata sul rack di calibrazione



Fig. 8.5: Vista angolata della strumentazione radiometrica montata sul rack di calibrazione

Per poter analizzare i dati radiometrici è necessario trasformare il voltaggio fornito dai radiometri in informazioni digitali. A questo scopo è stato usato e programmato il primo *datalogger* CR10 inserito nell'*array* strumentale. Pertanto riporteremo prima la programmazione dei *datalogger* e in seguito i risultati di questa calibrazione. La programmazione è schematizzabile nel modo seguente:

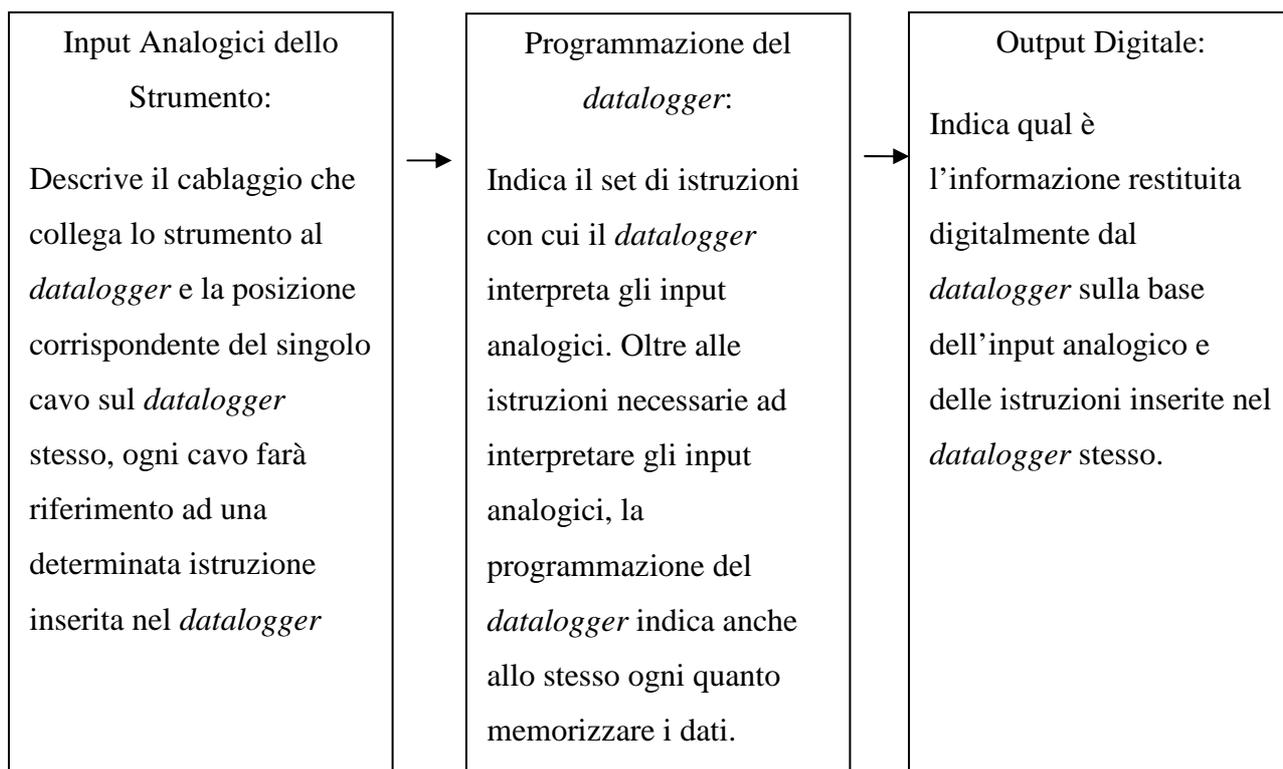


Fig. 8.2: Schema operativo dallo strumento all'output digitale

Sulla base di questo schema, di seguito verrà presentato il modo in cui il *datalogger* CR10 è stato impostato per ricevere i dati da radiometri durante la calibrazione e durante i campionamenti estivi:

Programmazione del CR10 per il CNR1_Ibimet 3

Input Analogici CR10 – CNR1_Ibimet 3			
Colore Cavo	Nome Connessione	Posizione Corrispondente	Istruzione di Riferimento
Rosso	1H	1	1
Blu	AG	-	1
Bianco	1L	2	1
Nero	AG	-	1
Arancio	2H	3	1
Giallo	AG	-	1
Marrone	2L	4	1
Verde	AG	-	1
Rosso	3H-10kΩ-E2	5 (3H)	2
Giallo	3L	6	3
Verde	AG	-	3
Blu	AG	-	3

Tab 8.3: Cablaggio CNR1

Istruzioni di riferimento e corrispondente output digitale:

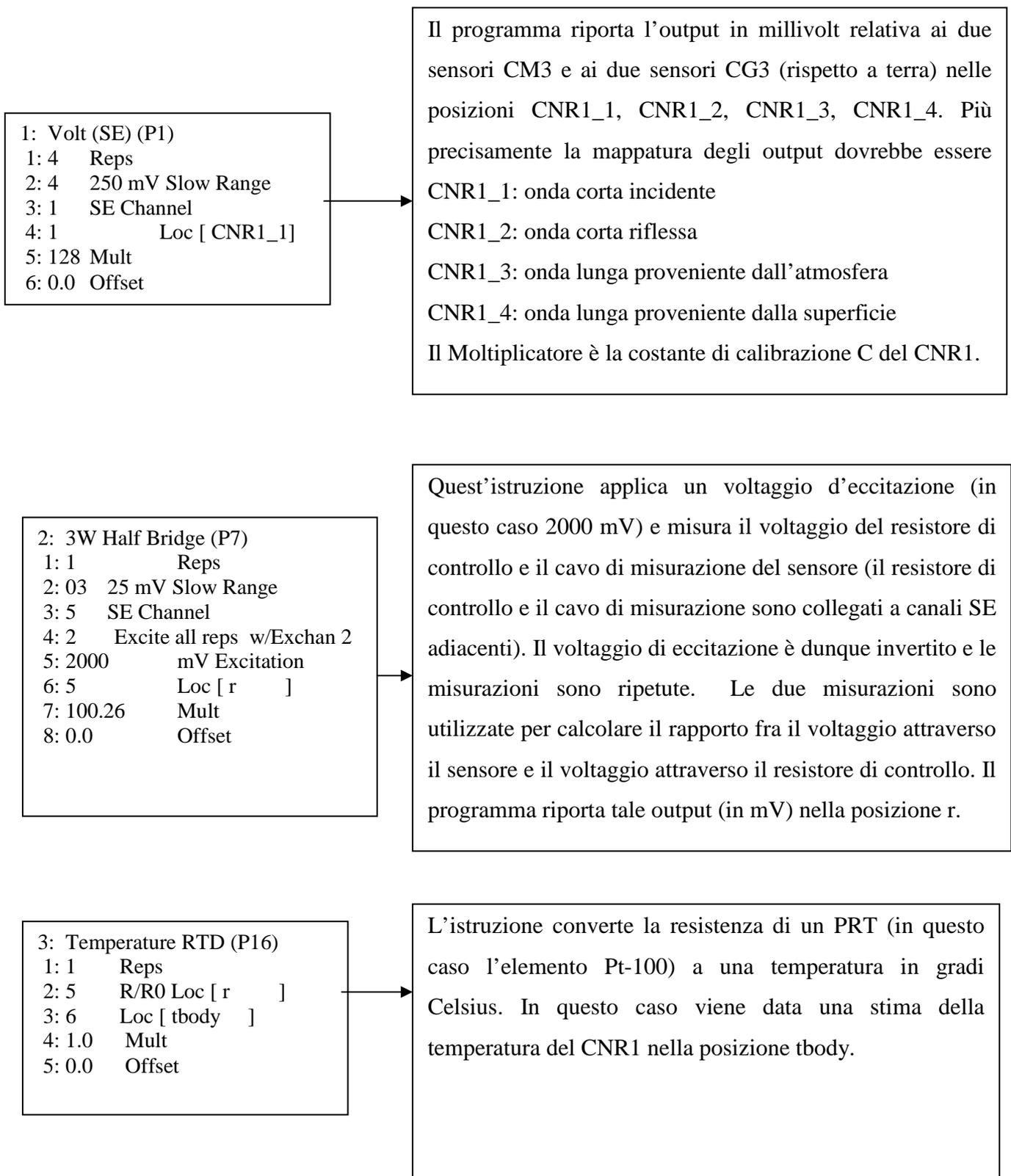


Fig 8.6: Schema delle istruzioni di riferimento e loro significato per lo strumento CNR1_Ibimet 3

Programmazione del CR10 per l'albedometro Schenk:

Input Analogici CR10 – Albedometro_Ibimet 3			
Colore	Nome	Posizione	Istruzione di
Cavo	Connessione	Corrispondente	Riferimento
Verde	4H	7	4
Giallo	4L	8	4
Bianco	AG	-	4
Marrone	AG	-	4

Tab 8.4: Cablaggio albedometro Schenk

Istruzioni di riferimento e corrispondente output digitale:

4: Volt (SE) (P1)	
1: 4	Reps
2: 4	250 mV Slow Range
3: 7	SE Channel
4: 7	Loc [mV_1]
5: 1.0	Mult
6: 0.0	Offset

In questo caso viene riportato l'output in mV dei sensori relativi all'albedometro (in mV_1 e mV_2) e del pirradiometro (mV_3, mV_4). Dal momento che i radiometri sono orientati a 90° rispetto al CNR1 questi sono gli output per i lati dell'*array* strumentale, nello specifico: mV_1 mostra la sinistra e mV_2 la destra per quanto riguarda l'albedometro; mV_3 mostra la sinistra e mV_4 la destra per quanto riguarda il pirradiometro.

Fig. 8.7: Schema delle istruzioni di riferimento e loro significato per l'albedometro Schenk

Programmazione del CR10 per il Pirradiometro Schenk:

Input Analogici CR10 – Pirradiometro_Ibimet 1			
Colore Cavo	Nome Connessione	Posizione Corrispondente	Istruzione di Riferimento
Nero	5H	9	4 (vedi sopra)
Giallo	5L	10	4 (vedi sopra)
Marrone	AG	-	4 (vedi sopra)
Blu	AG	-	4 (vedi sopra)
Verde/Giallo	6H-10kΩ-E3	11(6H)	5
Blu	6L	12	6
Marrone	AG	-	6

Tab 8.5: Cablaggio pirradiometro Schenk

Istruzioni di riferimento e output digitale

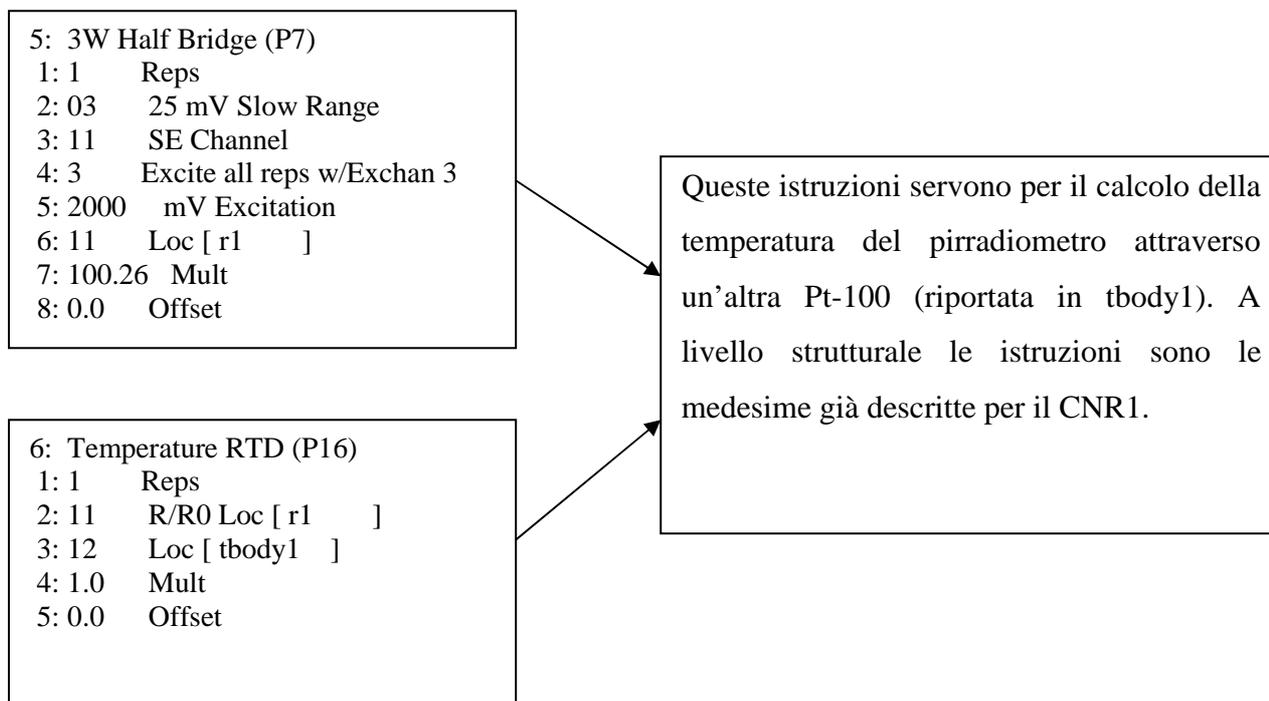


Fig 8.8: Schema delle istruzioni di riferimento e loro significato per il pirradiometro Schenk

Il *datalogger* è altresì programmato per fornire valori mediati su un certo periodo, in questo caso il periodo è pari a 10 minuti, stando ad indicare che il file di output del *datalogger* fornirà la media sui 10 minuti dei dati registrati per ogni sensore.

Sulla base di questa programmazione riportiamo i grafici di correlazioni che derivano dalla procedura di calibrazione:

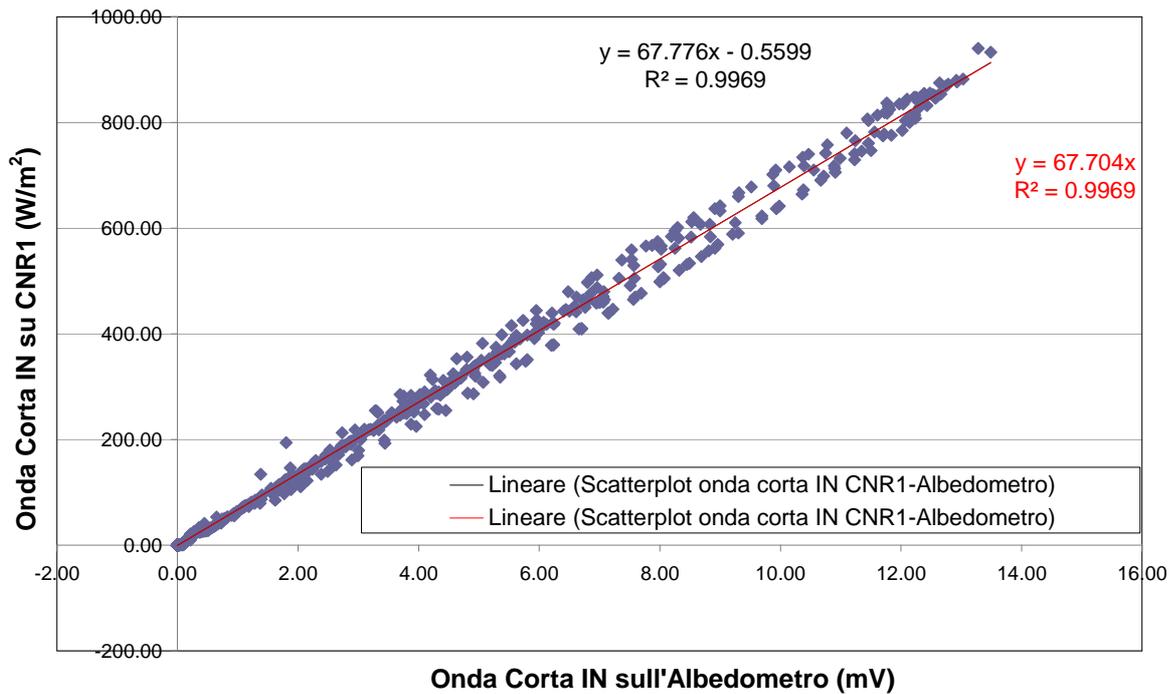


Fig. 8.9: Correlazione onda corta globale del CNR1 con l'onda corta globale dell'albedometro.

Impostando una retta di interpolazione lineare con intercetta 0, possiamo trovare il moltiplicatore che ci permette di passare dall'output in mV a quello in W/m².

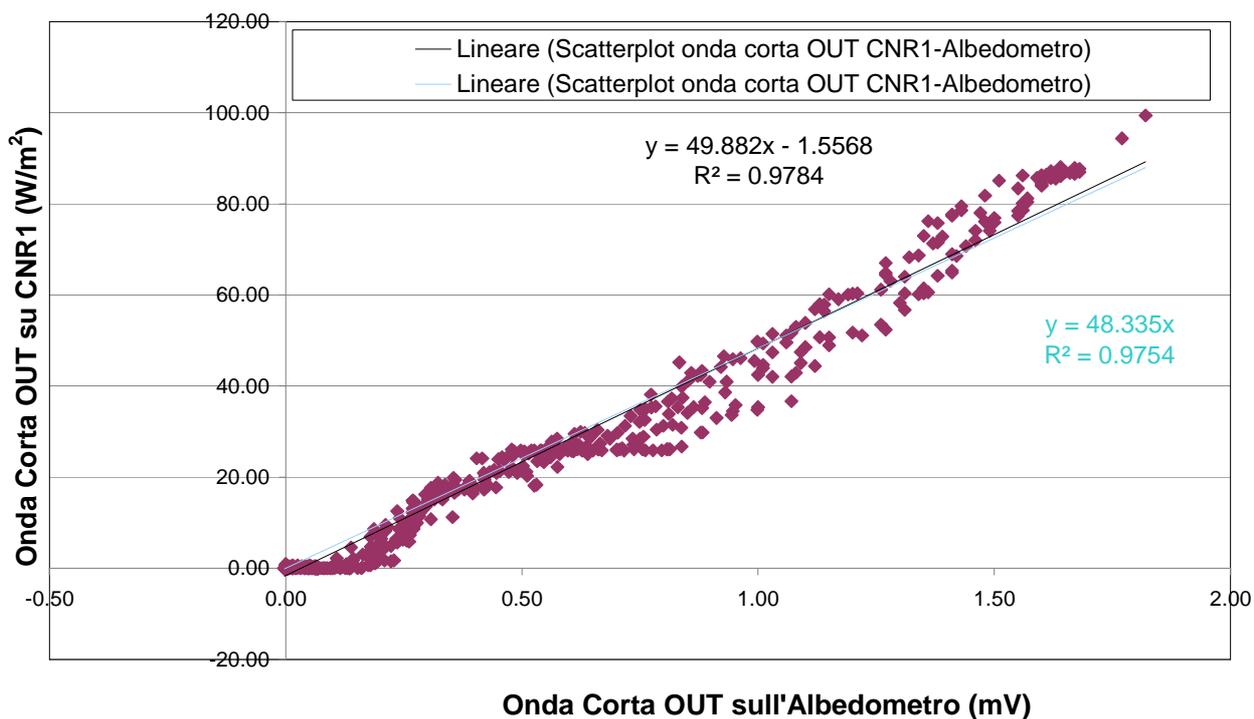


Fig 8.10: Correlazione onda corta riflessa del CNR1 con l'onda corta riflessa dell'albedometro (ai dati del quale è stato applicato un ulteriore procedimento di *smoothing* notturno).

Com'è possibile vedere la correlazione esiste ed è anche piuttosto alta ($R^2 = 0.978$), ma non è altrettanto soddisfacente come quella dell'onda corta globale. Si è ipotizzato che questa differenza possa essere dovuta alla presenza di giorni non molto sereni durante il periodo di campionamento, pertanto si è proceduto ad analizzare la correlazione relativa solo a due giornate con condizioni meteo serene e molto simili tra loro.

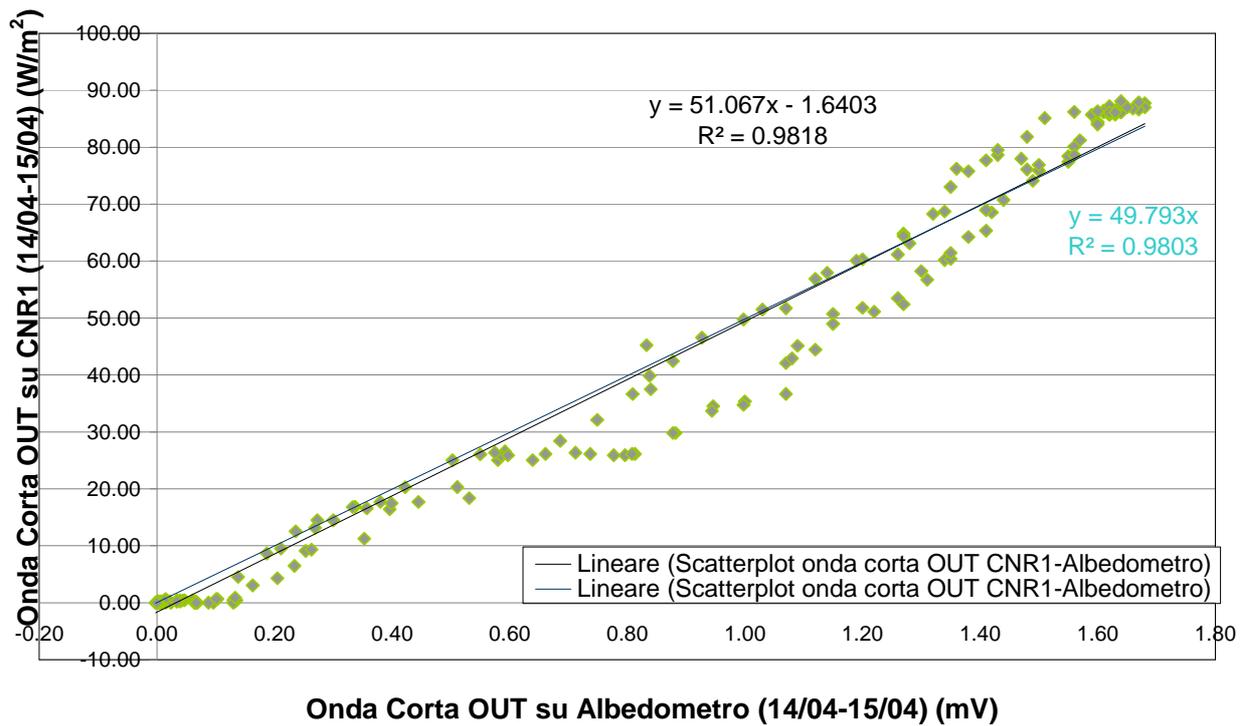


Fig. 8.11: Correlazione dei dati di onda corta riflessa fra CNR1 e Albedometro per le sole giornate del 14/04 e del 15/04 (giornate a precipitazione 0 e condizioni meteo molto simili, com'è possibile dedurre dalla precedente tabella).

La correlazione è alta ed è migliorata rispetto all'uso dei dati di onda corta relativi a tutto il periodo di intercalibrazione pur senza raggiungere i livelli di correlazione dell'onda corta globale. Pertanto, il coefficiente 49.79 sarà quello che utilizzeremo durante i campionamenti in campo per la correzione e la conversione in W/m^2 dei valori di onda corta in uscita registrati dall'albedometro.

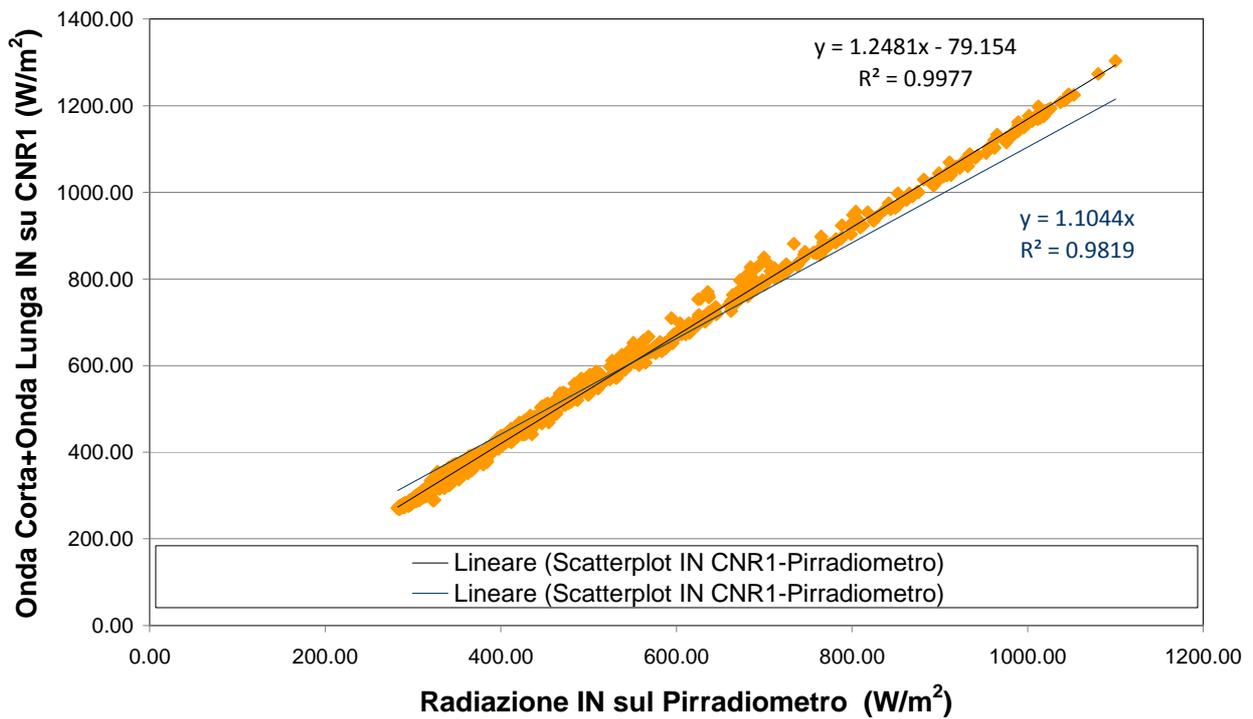


Fig. 8.12: Correlazione fra la radiazione netta (onda corta + onda lunga) proveniente dall'atmosfera fra il CNR1 e il Pirradiometro.

Com'è possibile notare, i dati numerici del Pirradiometro sono già stati convertiti da mV a W/m^2 moltiplicando i dati in millivolt per il fattore di conversione 28.91.

Sia i dati di onda lunga del CNR1 che i dati di radiazione netta del Pirradiometro sono stati corretti per la temperatura indicata dalle termoresistenze Pt-100 mediante la formula di Stefan-Boltzmann indicata in precedenza. Il moltiplicatore 1.1 sarà utilizzato per correggere i dati di radiazione netta in entrata prodotti dal pirradiometro Schenk.

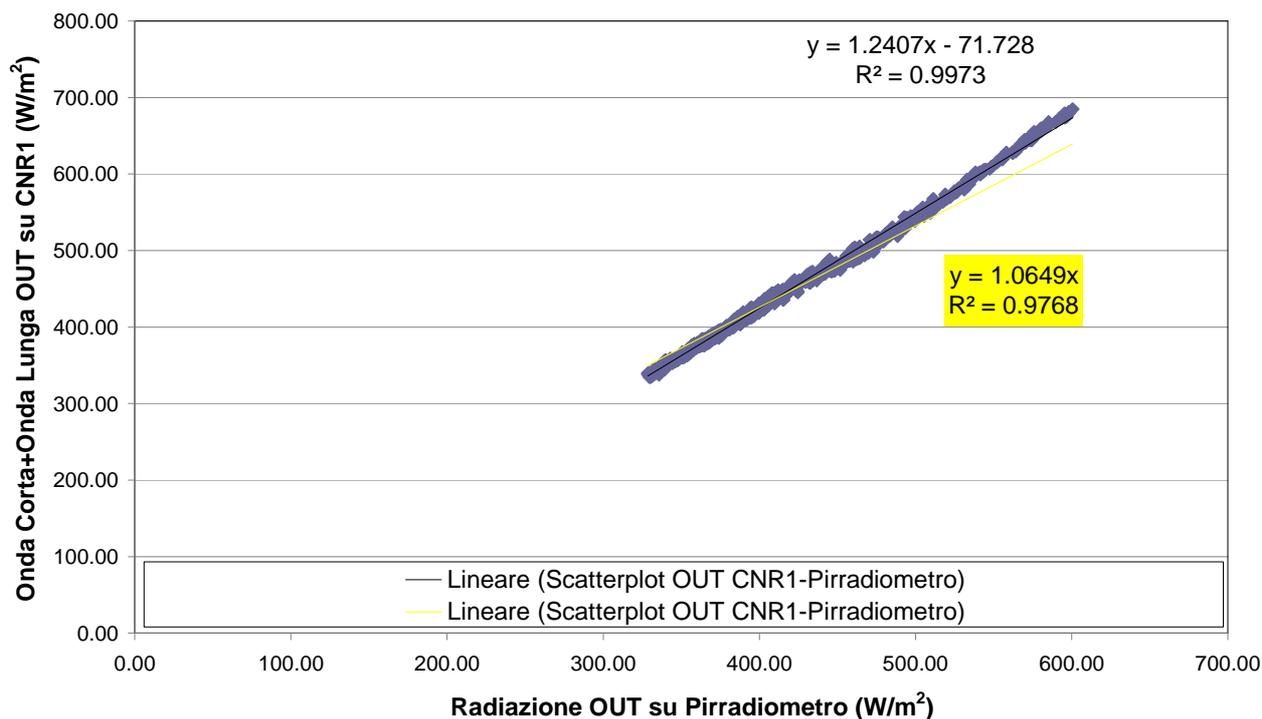


Fig 8.13: Correlazione fra la radiazione netta (onda corta + onda lunga) riflessa del CNR1 e i dati in radiazione netta riflessa del Pirradiometro.

Com'è possibile notare, i dati numerici del Pirradiometro sono già stati convertiti da mV a W/m^2 moltiplicando i dati in millivolt per il fattore di conversione 29.95.

Sia i dati di onda lunga del CNR1 che i dati di radiazione netta del Pirradiometro sono stati corretti per la temperatura indicata dalle termoresistenze Pt-100 mediante la formula di Stefan-Boltzmann indicata in precedenza. In questo caso i dati di onda netta in uscita generati dal pirradiometro saranno corretti moltiplicandoli per un fattore pari a 1.06.

Oltre all'analisi di correlazione fra gli output prodotti dai vari strumenti, valuteremo anche l'accordo degli stessi per quanto riguarda la misurazione nel tempo della radiazione solare (dopo gli appropriati aggiustamenti ai dati ricavati dalle correlazioni appena studiate):

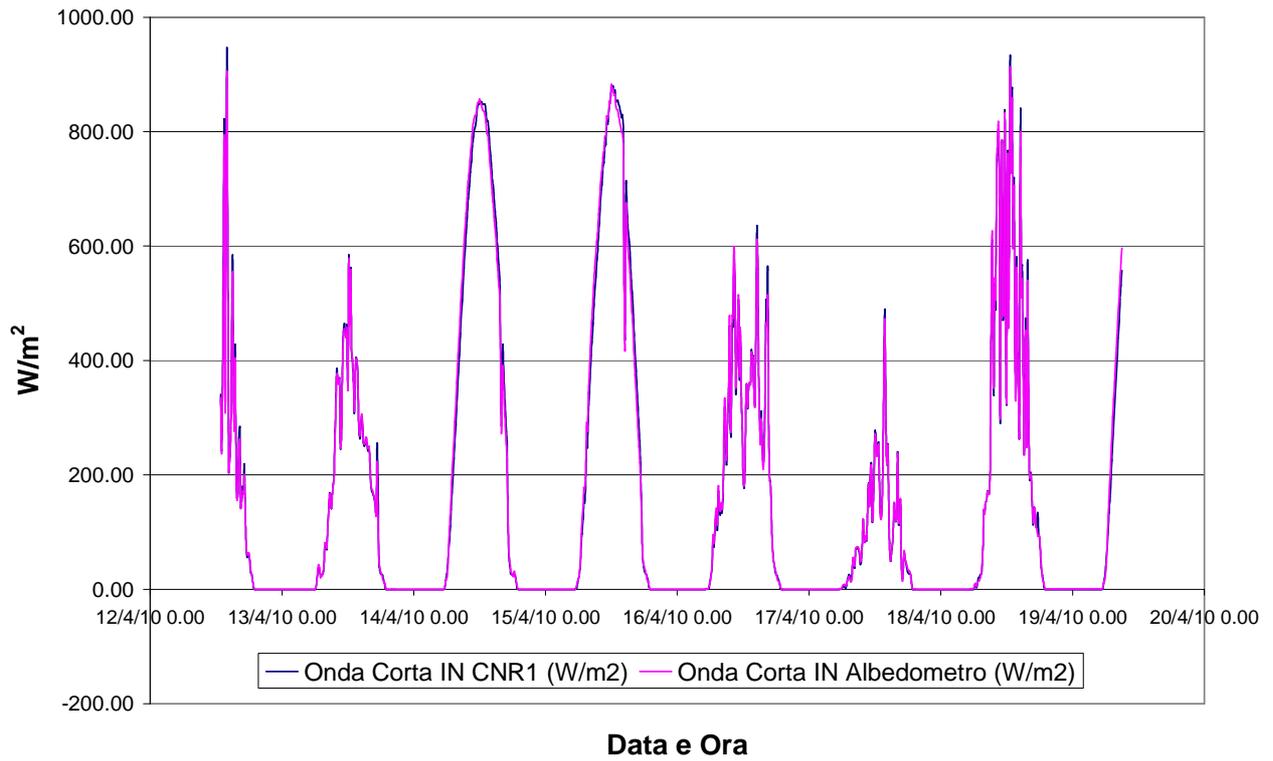


Fig. 8.14: Andamento nel tempo dell'onda corta in ingresso secondo CNR1 (linea blu) e Albedometro (linea magenta)

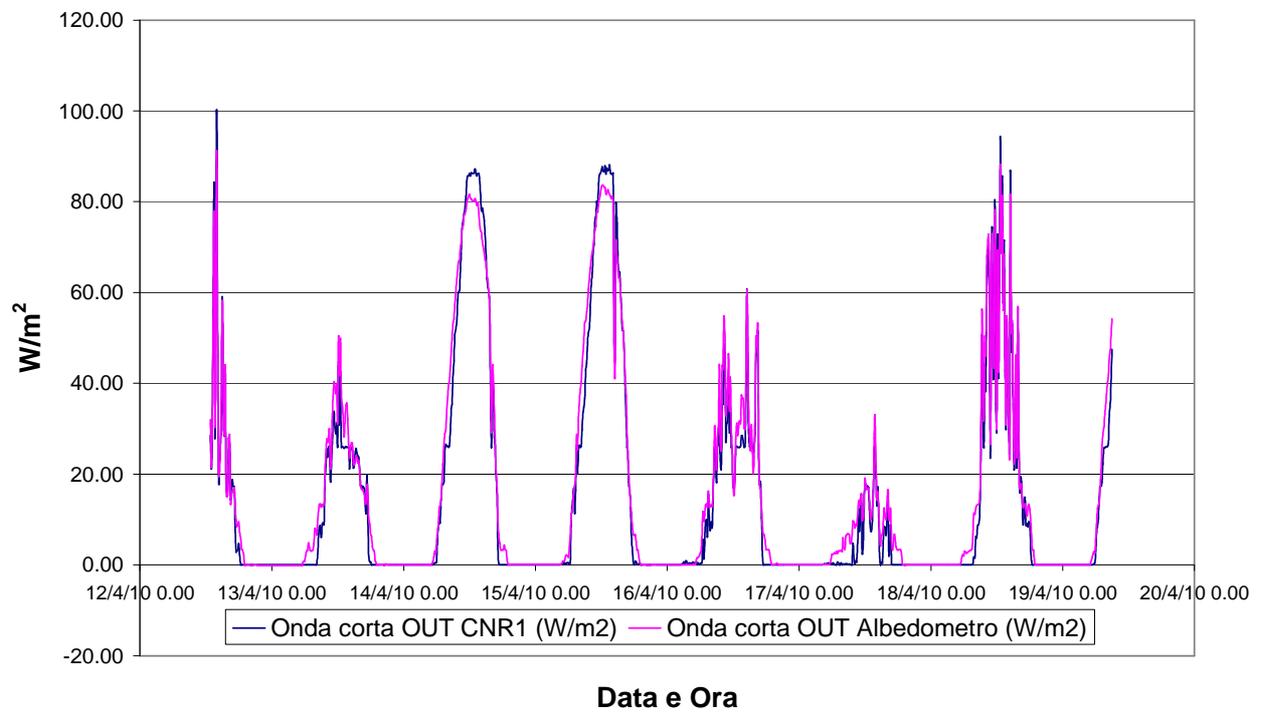


Fig. 8.15: Andamento nel tempo dell'onda corta in uscita secondo CNR1 (linea blu) e Albedometro (linea magenta)

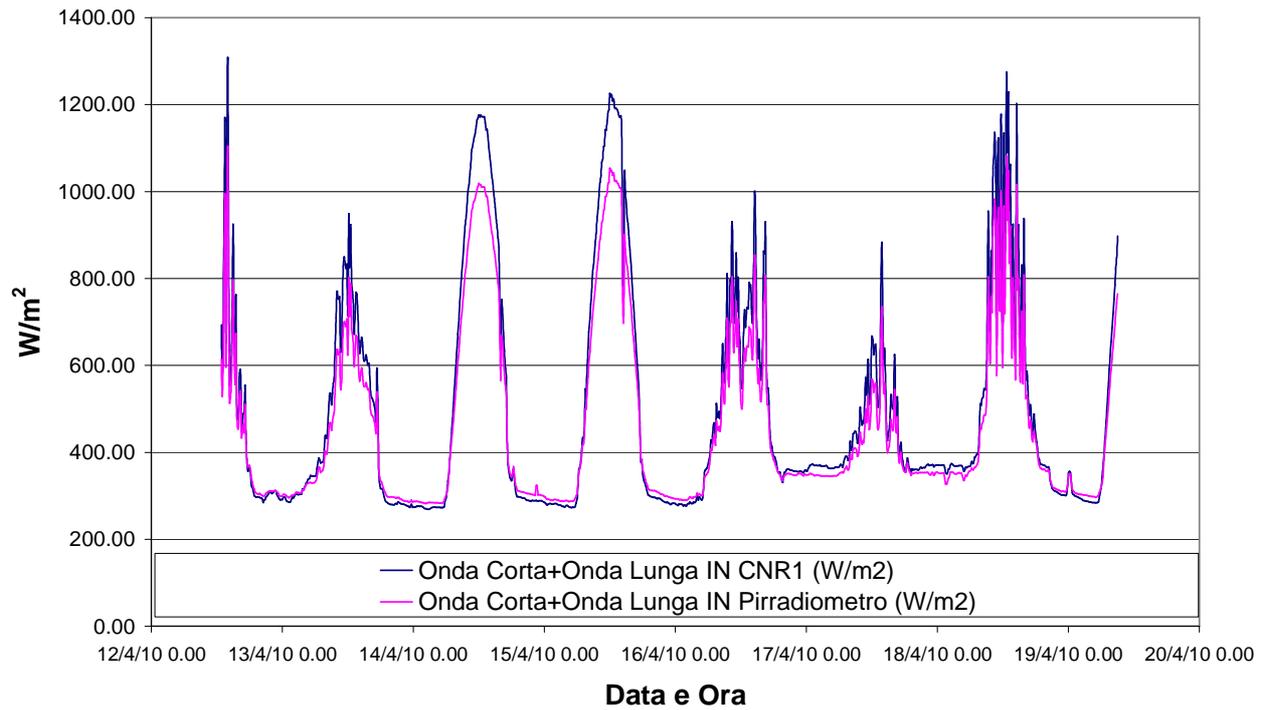


Fig. 8.16: Andamento nel tempo della radiazione netta in entrata secondo CNR1 (linea blu) e Pirradiometro (linea magenta)

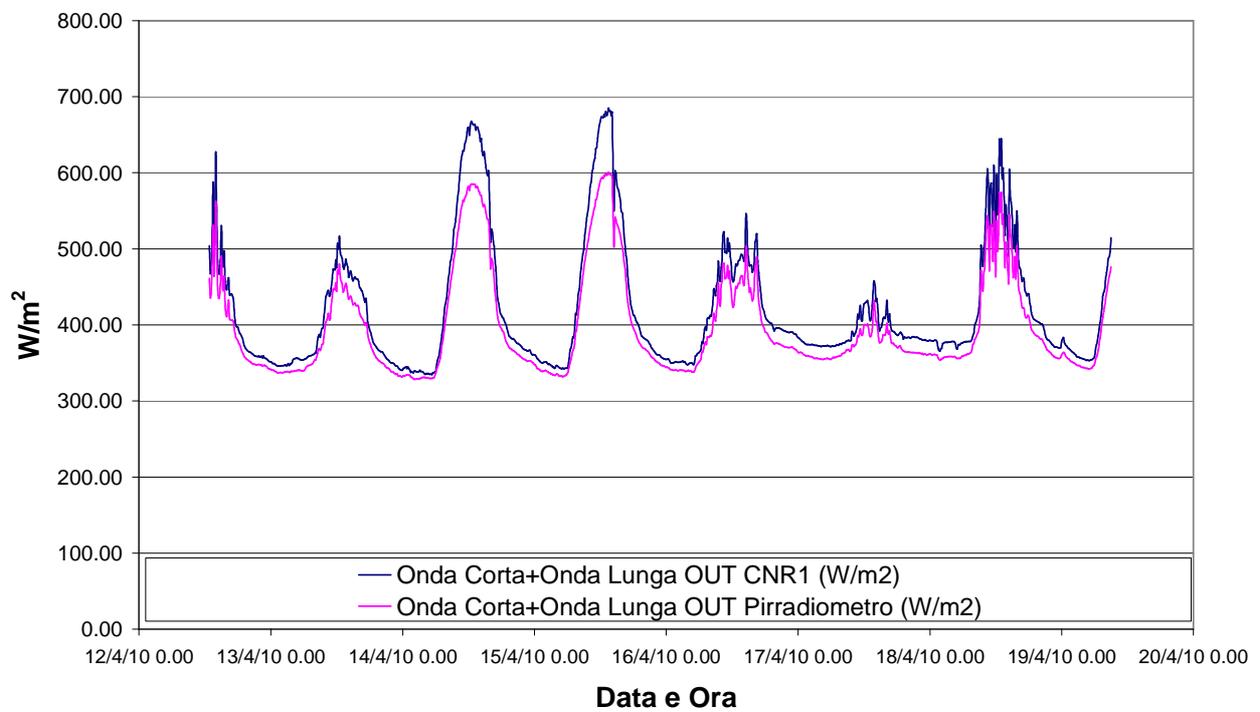


Fig. 8.17: Andamento nel tempo della radiazione netta in uscita secondo CNR1 (linea blu) e Pirradiometro (linea magenta)

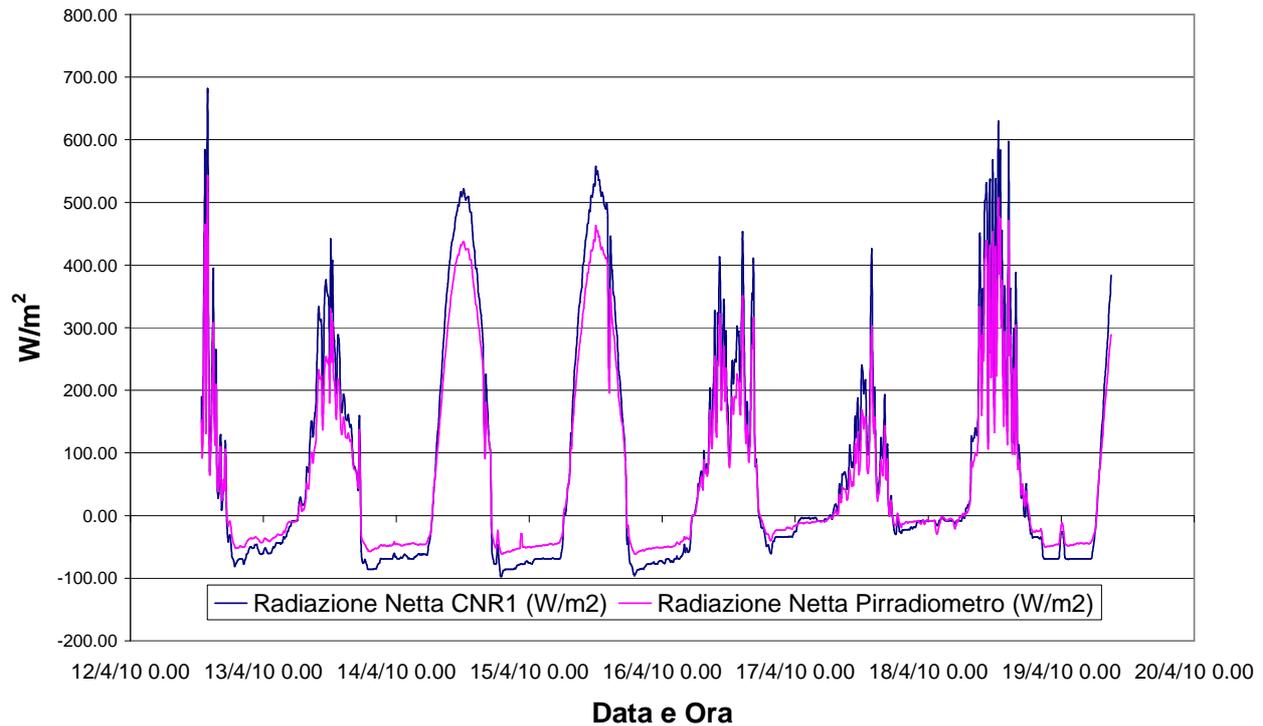


Fig 8.18: Andamento nel tempo della radiazione netta come misurata da CNR1 e Pirradiometro (il calcolo della radiazione netta deriva dalla sottrazione fra la radiazione in ingresso e quella in uscita)

Sulla base dei dati del pirradiometro e dell'albedometro è stato ricavato l'andamento dell'onda lunga nel tempo secondo il pirradiometro, mediante semplice sottrazione algebrica (onda netta data dal pirradiometro – onda corta data dall'albedometro = onda lunga data dal pirradiometro). Questo calcolo è stato effettuato sia per l'onda lunga in ingresso che in uscita e abbiamo confrontato il risultato coi dati di onda lunga forniti dal CNR1, per capire quanto fosse buona la stima di onda lunga derivata da uno *splitting* matematico dell'output del pirradiometro:

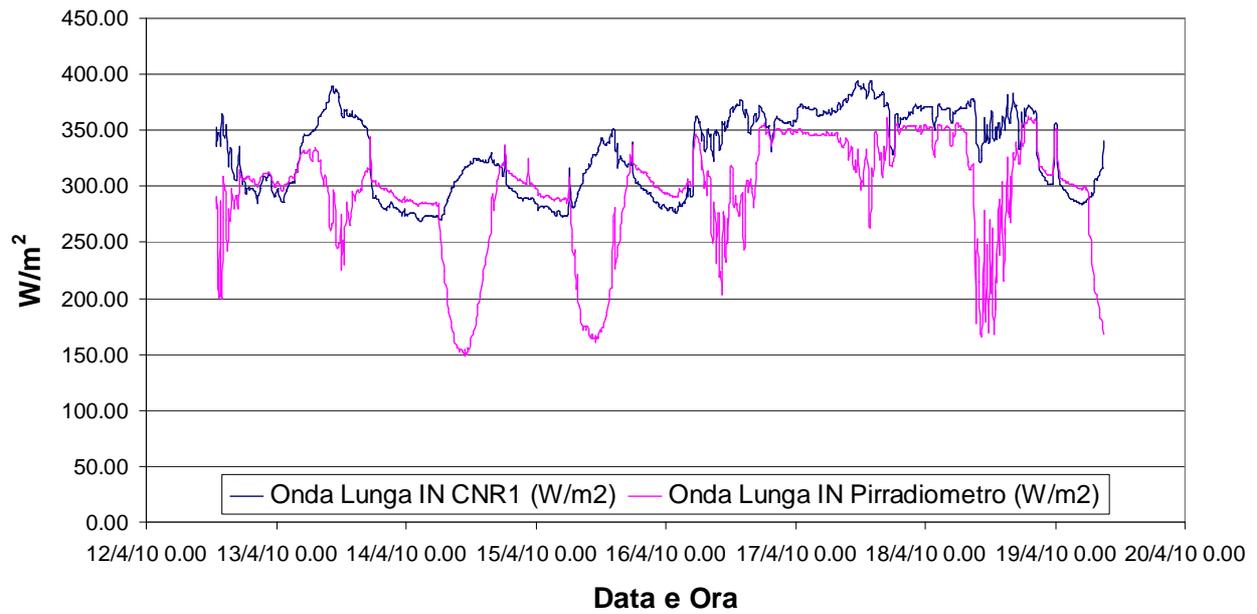


Fig. 8.19: Andamento nel tempo dell'onda lunga in entrata secondo CNR1 (linea blu) e secondo il Pirradiometro (linea magenta)

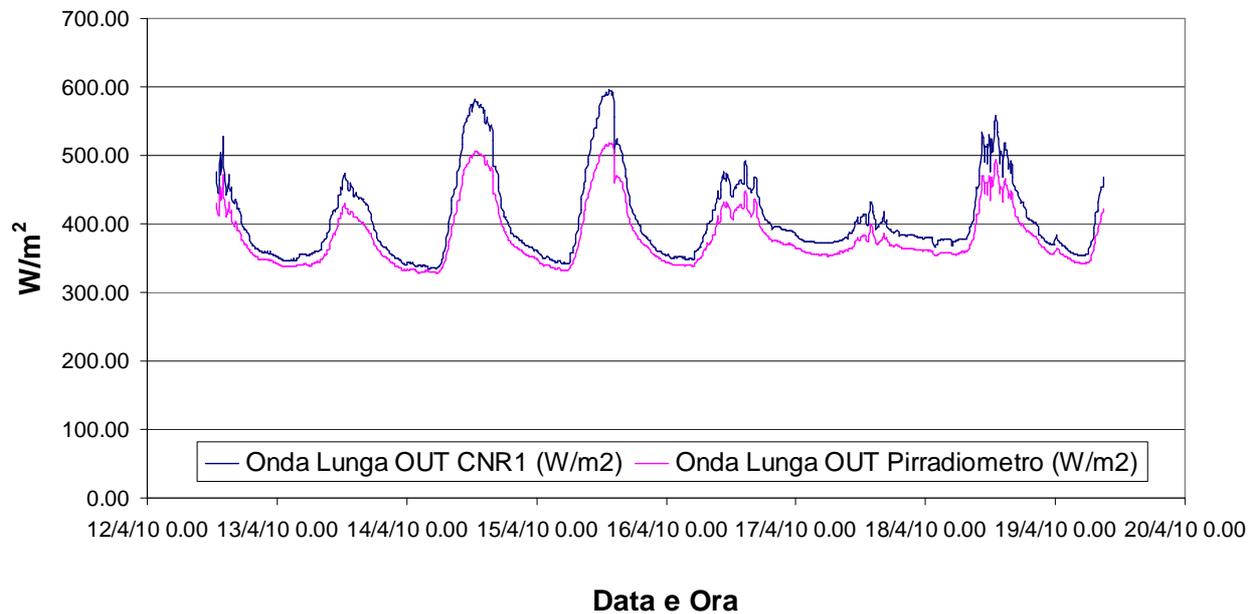


Fig. 8.20: Andamento nel tempo dell'onda lunga in uscita secondo il CNR1 (linea blu) e secondo il Pirradiometro (linea magenta)

Com'è evidente dai grafici esiste un buon accordo per quanto riguarda l'onda lunga riflessa, ma ciò non sussiste quando confrontiamo l'onda lunga in entrata calcolata direttamente dal CNR1 e l'onda lunga in entrata calcolata sulla base della sottrazione Pirradiometro-Albedometro. Pertanto per la

valutazione dell'onda lunga terremoto conto solo dell'output generato dal CNR1, mentre il Pirradiometro verrà utilizzato solo per la valutazione della radiazione solare netta.

La programmazione del CR10 sopra descritta, è stata anche quella usata durante la campagna estiva per acquisire i dati dei radiometri, ma modifica nell'*array* radiometrico (l'uso di un secondo CNR1 al posto dell'albedometro e del pirranometro) durante la fase invernale ha portato all'utilizzo di un nuovo programma per il *datalogger* CR10, che permettesse di acquisire i dati provenienti dal nuovo *array*. Non è stata fatta una nuova fase di calibrazione in quanto gli strumenti usati sono identici.

Dal momento che uno degli strumenti acquisiti rimane uguale, e quindi anche le istruzioni corrispondenti, la prima parte del programma, relativa all'acquisizione del primo CNR1 è rimasta uguale. La seconda parte del programma, invece, che si occupava di acquisire albedometro e pirradiometro è stata cambiata per acquisire un secondo CNR1 :

Input Analogici CR10 – CNR1_Ibimet 2			
Colore	Nome	Posizione	Istruzione di
Cavo	Connessione	Corrispondente	Riferimento
Rosso	4H	7	7
Blu	AG	-	7
Bianco	4L	8	7
Nero	AG	-	7
Arancio	5H	9	7
Giallo	AG	-	7
Marrone	5L	10	7
Verde	AG	-	7
Rosso	6H-10kΩ-E3	11 (6H)	8
Giallo	6L	12	9
Verde	AG	-	9
Blu	AG	-	9

Tab 8.6: Cablaggio CNR1_Ibimet 2

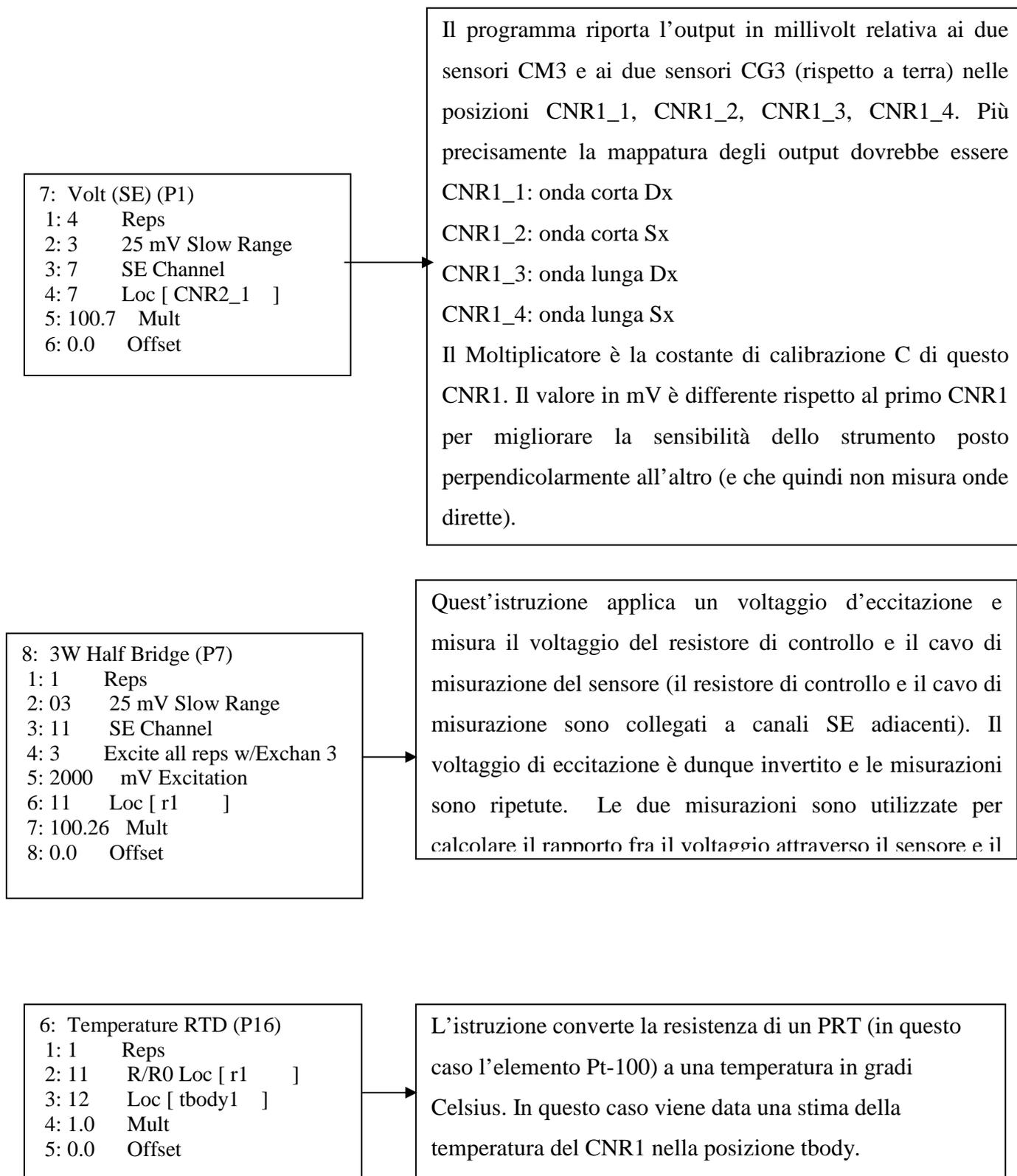


Fig. 8.21: Schema delle istruzioni di riferimento e loro significato per lo strumento CNR1_Ibimet 2

L'intervallo di mediazione dei dati è stato cambiato fra la fase estiva e quella invernale da 10 a 15 minuti per avere un migliore riscontro con i dati dell'anemometro sonico.

8.3.2 Collegamento della Stazione Meteo Vaisala WXT 510-520:

La stazione meteo viene direttamente collegata ad una porta seriale del *laptop* per un *logging* in continuo dei dati. Di seguito riporto lo schema passaggio dall'uscita di tipo M12 della stazione meteo ai pin di una presa seriale:



Colore del Filo	#Pin dell'M12	RS-232
Blu	7	Uscita dati (TxD)
Grigio	5	-
Bianco	1	Entrata dati (RxD)
Verde	3	GND (ground) per dati
Rosa	6	GND (ground) per Vh+
Giallo	4	Vh+ (alimentazione riscaldamento)
Rosso/Trasparente	8	GND (ground) per Vin+
Marrone	2	Vin+ (alimentazione operativa)

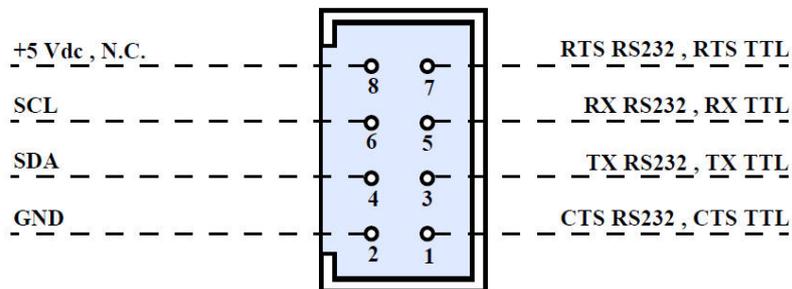
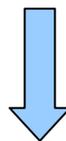


Fig 8.22: Cablaggio del connettore e della presa seriale relativa alla WXT510

L'output generato mediante protocollo RS-232 (Recommended Standard 232) è in ASCII con la seguente configurazione per l'interfaccia seriale: 19200 baud, 8 bit, bit di stop 1, parità *none*.

Durante il campionamento invernale la Vaisala WXT510 è stata sostituita con una stazione meteo Vaisala WXT520, che, però non presenta sostanziali differenze funzionali da quanto già descritto. Entrambi gli strumenti vengono alimentati dalla batteria principale a 12V dell'*array* strumentale. La Vaisala è in grado di restituire un dato al secondo per ciascuno dei parametri meteorologici.

8.3.3 Collegamento ed Elaborazione dei Dati dell'Anemometro Sonico

L'output dell'anemometro viene direttamente portato al computer mediante seriale con il già citato protocollo RS-232. Il *logging* dei dati è affidato al programma Eddy PPC.

I dati memorizzati dal software Eddy PPC vengono poi ulteriormente elaborati per essere trasformati nella forma definitiva e facilmente analizzabile su foglio di calcolo.

Il software utilizzato nella campagna di misura di Bologna é il Meteoflux (Sozzi e Favaron, 1996); dopo un appropriata calibrazione dello strumento l'anemometro sonico trasmette le tre componenti della velocità del vento (v_x, v_y, v_z), nel sistema di riferimento naturale e la temperatura in formato ASCII con un tasso di campionamento prestabilito (20 Hz).

Esistono due *routines* che permettono l'elaborazione dei dati grezzi: EDDY.FOR e SL_PAR.FOR.

La prima consente di eseguire il primo passo dell'analisi dei dati; le variabili di ingresso di questo programma sono:

- * N: numero di dati dell'anemometro;
- * u: vettore della componente del vento v_x (m/s);
- * v: vettore della componente del vento v_y (m/s);
- * w: vettore della componente del vento v_z (m/s);
- * T: vettore della temperatura (°K);
- * irot: parametro di rotazione che può assumere i valori:
 - 0 nessuna rotazione
 - 1 una rotazione
 - 2 due rotazioni
 - 3 tre rotazioni;
- * iput: uscita della velocità ruotata che può assumere i valori:
 - 0 se i vettori u, v, w non sono cambiati
 - 1 se i vettori u, v, w sono stati ruotati a seconda di irot.

Le variabili di uscita di EDDY.FOR sono:

- * velocità del vento (vettoriale) media orizzontale (m/s);
- * direzione del vento media (°);

- * velocità del vento (scalare) orizzontale (m/s);
- * deviazione standard della direzione del vento (°);
- * componente u media (m/s);
- * componente v media (m/s);
- * componente w media (m/s);
- * varianza di u (m^2 / s^2);
- * varianza di v (m^2 / s^2);
- * varianza di w (m^2 / s^2);
- * varianza della temperatura ($^\circ\text{K}^2$);
- * covarianza tra u e v (m^2 / s^2);
- * covarianza tra u e w (m^2 / s^2);
- * covarianza tra v e w (m^2 / s^2);
- * covarianza tra u e T ($\text{m}^\circ\text{K s}^{-1}$);
- * covarianza tra v e T ($\text{m}^\circ\text{K s}^{-1}$);
- * covarianza tra w e T ($\text{m}^\circ\text{K s}^{-1}$);
- * vettore della componente u (m/s) (se iput=1);
- * vettore della componente v (m/s) (se iput=1);
- * vettore della componente w (m/s) (se iput=1).

L'uscita di EDDY.FOR é espressa nel sistema di riferimento *streamline* approssimato se irot é uguale a due o tre.

La routine SL_PAR.FOR esegue il secondo passo e permette di calcolare i principali parametri che caratterizzano il PBL; le variabili di ingresso sono:

- * altezza di riferimento (m);
- * pressione barometrica (hPa) (-9999. se non acquisita);
- * temperatura media ($^\circ\text{K}$);
- * velocità del vento media (m/s);
- * radiazione netta (W/m^2) (-9999. se non acquisita);
- * flusso di calore al suolo (W/m^2) (-9999. se non acquisita);
- * varianza di u (m^2 / s^2);
- * varianza di v (m^2 / s^2);
- * varianza di w (m^2 / s^2);
- * varianza di T ($^\circ\text{K}^2$);

- * covarianza tra u e w (m^2 / s^2);
- * covarianza tra v e w (m^2 / s^2),
- * covarianza tra w e T ($m \text{ } ^\circ K s^{-1}$).

I parametri di uscita di SL_PAR.FOR sono:

- * deviazione standard della componente u (m/s);
- * deviazione standard della componente v (m/s);
- * deviazione standard della componente w (m/s);
- * deviazione standard della temperatura ($^\circ K$);
- * energia cinetica turbolenta (TKE) (m^2 / s^2);
- * velocità di frizione u^* (m/s);
- * scala di temperatura T^* ($^\circ K$);
- * flusso di calore di “buoyancy” (W/m^2);
- * flusso di calore sensibile (W/m^2);
- * flusso di calore latente (W/m^2);
- * parametro di stabilità z/L;
- * numero di Richardson di flusso;
- * dissipazione TKE (m^2 / s^3).

Correzioni della temperatura

La temperatura misurata dal sonico é definita da:

$$\theta_s = T(1 + 0.32e / p) \quad [7.37]$$

dove e é la pressione di vapor d’acqua e p è la pressione assoluta; siccome il valore di e/p non viene misurato dall’anemometro sonico la temperatura apparente θ_s deve essere considerata diversa dalla temperatura T. L’espressione di θ_s é molto simile a quella della temperatura virtuale ($\theta_v = T(1 + 0.38e / p)$) e quindi θ_s può essere considerata un’approssimazione di θ_v .

La velocità del suono in aria dipende dalla temperatura e dal contenuto di vapor d’acqua nel seguente modo:

$$c^2 = \gamma RT(1 + 0.51q) \quad [7.38]$$

dove per l'aria γR vale $403 \text{ m}^2\text{s}^{-2}\text{K}^{-1}$ e $q \cong 0.622 \text{ e/p}$. Sostituendo il valore di c nell'equazione [7.29] possiamo ottenere un'espressione per θ_s :

$$\frac{d^2}{4} \left(\frac{1}{t_1} + \frac{1}{t_2} \right)^2 + V_n^2 = 403\theta_s \quad (\cong 403 \theta_v) \quad [7.39]$$

Si definisce ora una “temperatura apparente non corretta” di un anemometro sonico unidirezionale:

$$\theta_{su} = \theta_s - V_n^2 / 403 \quad [7.40]$$

Quando la normale alla direzione della misura è verticale l'errore che si commette nel sostituire θ_s con θ_{su} è trascurabile. Infatti separando i termini della temperatura media dalle sue fluttuazioni e trascurando i termini di ordine superiore si ottiene:

$$\theta'_{su} = \theta'_s - 2(\overline{uu'} + \overline{vv'}) / 403 \quad [7.41]$$

ma \overline{v} è uguale a zero in coordinate *streamline*, quindi questa equazione dà un altro metodo per correggere la temperatura quando è nota solo una componente della velocità (Sozzi e Favaron, 1996).

La metodologia di analisi già indicata è stata raggruppata in un programma sviluppato ad hoc per l'analisi rapida dei dati in campo. Il programma, denominato CovEd, permette, inserendo in maschere preconfigurate una serie di dati, l'elaborazione diretta dei dati dell'anemometro sonico.

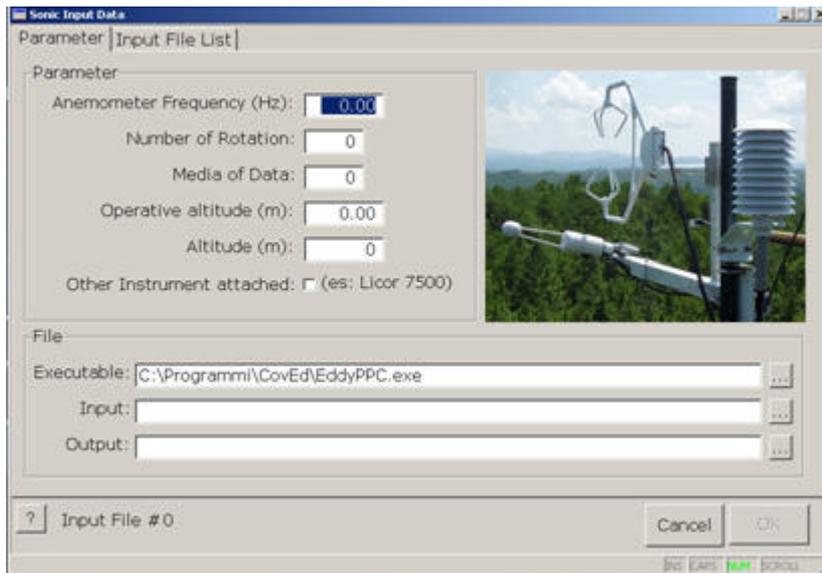


Fig 8.23: Finestra principale del programma CovEd.

La figura 8.23 mostra la maschera principale del programma CovEd, ed i parametri necessari per l'impostazione del programma. Nel caso dell'anemometro Young 81000 i parametri specifici sono relativi alla frequenza dell'anemometro (20 Hz), al numero di rotazioni (3), alla media dei dati (15, poiché effettuata sui 15 minuti), all'altitudine operativa (intorno ai 2,10 m, in quanto indica l'altezza dello strumento da terra) e all'altitudine (indica l'altitudine s.l.m. dello specifico punto di campionamento e per Bologna è intorno ai 39 m).

8.3.4 Connessione del DustTrak in Fase Estiva

I dati venivano salvati sulla memoria interna del DustTrak e poi scaricati sul *laptop* mediante connessione seriale con protocollo RS-232 e mediante l'apposito software TrakPro della TSI. I dati così salvati sono sotto forma di un file .dat che può essere comodamente importato in un foglio di calcolo per l'analisi.

Lo strumento è stato impostato per fornire una misurazione al minuto ed è stato cablato alla batteria principale da 12V dell'*array* strumentale mediante un trasformatore.

8.3.5 Connessione del DustTrak in Fase Invernale

Durante la campagna invernale è stato utilizzato un diverso metodo di acquisizione per migliorare la dinamica restituita dallo strumento. I dati non sono più stati acquisiti direttamente sulla memoria interna del DustTrak e recuperati attraverso il programma TrakPro, ma l'output analogico è stato riportato su un *datalogger* CR10 adeguatamente programmato per la sua ricezione.

Input analogici CR10_2 - DustTrak			
Colore	Nome	Posizione	Istruzione di
Cavo	Connessione	Corrispondente	Riferimento
Rosso	1H	1	1
Nero	1L	2	1

Tab 8.7: Cablaggio DustTrak

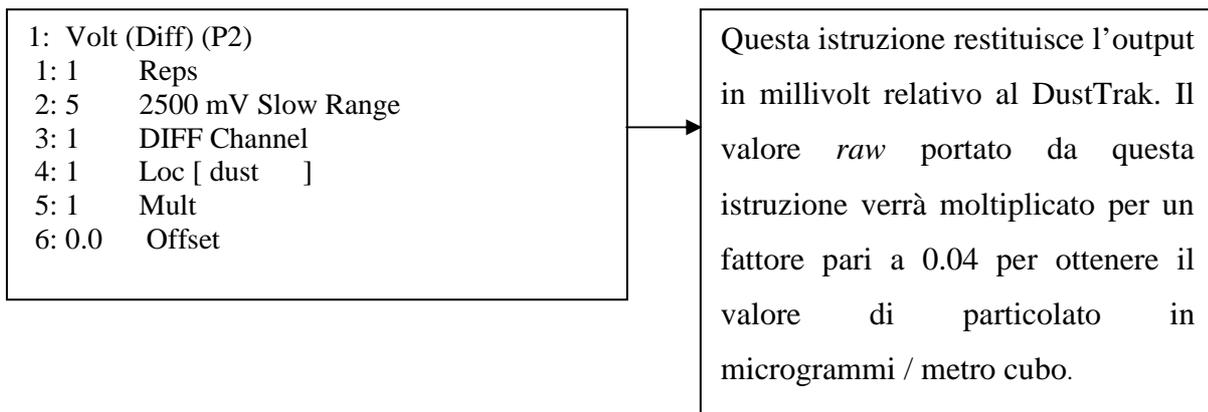


Fig 8.24: Istruzioni operative e loro significato per il DustTrak

Il periodo di mediazione per questo specifico programma è di 1 minuto, stando ad indicare che verrà fornita una media al minuto degli impulsi ricevuti dal *datalogger*.

8.3.6 Gestione della Strumentazione Senza Connessione Diretta

Due elementi della strumentazione non sono stati collegati direttamente al laptop di controllo o all'alimentazione, e sono stati usati a sé stanti. Questi due strumenti sono il contatore di particelle AeroTrak 8220 e il *datalogger* USB EL-USB-2. Entrambi sono stati utilizzati sfruttando la loro memoria e la loro batteria interna e i dati sono stati scaricati in seguito sul laptop di controllo utilizzando una presa USB. Il *datalogger* USB è stato impostato per restituire un dato ogni 5 minuti, mentre il contatore AeroTrak è stato impostato per restituire un dato al minuto (con un *delay* fra un campionamento e l'altro di 10 secondi, questo *delay* è intrinseco allo strumento).

8.3.7 Sincronizzazione della Strumentazione

Un'altra necessità che ci si è trovati ad affrontare è stata la necessità di avere dati il più possibile contemporanei da parte di tutti gli strumenti: per gli strumenti a connessione diretta (o attraverso CR10) è stato possibile sincronizzare direttamente l'orologio dello strumento con quello del

computer attraverso i software di gestione dello strumento. Anche per il *datalogger* USB EL-USB-2 è stato possibile ovviare a questo problema mediante sincronizzazione: lo strumento veniva sincronizzato in fase di programmazione ed era in grado di mantenere l'ora acquisita anche senza un collegamento diretto col *laptop*. Il contatore di particelle AeroTrak 8220 veniva invece sincronizzato manualmente all'inizio di ogni sessione di campionamenti.

8.4 I Dati di Radiazione

Presentiamo qui di seguito i dati misurati dai radiometri. Per rendere più leggibili i grafici l'onda corta è stata abbreviata in legenda a SW (*Short Wave*) e l'onda lunga in LW (*Long Wave*), mentre Sx e Dx indicano rispettivamente che la radiazione proviene dalla sinistra o dalla destra dell'*array* strumentale. In e Out invece indicano che la radiazione misurata è quella incidente (onda in ingresso proveniente dall'alto dell'*array* strumentale) oppure riflessa (onda uscente proveniente dalla superficie). La dicitura "RN" indica, invece, la radiazione netta, come misurata dal Pirradiometro.

8.4.1 Piazza S. Stefano:

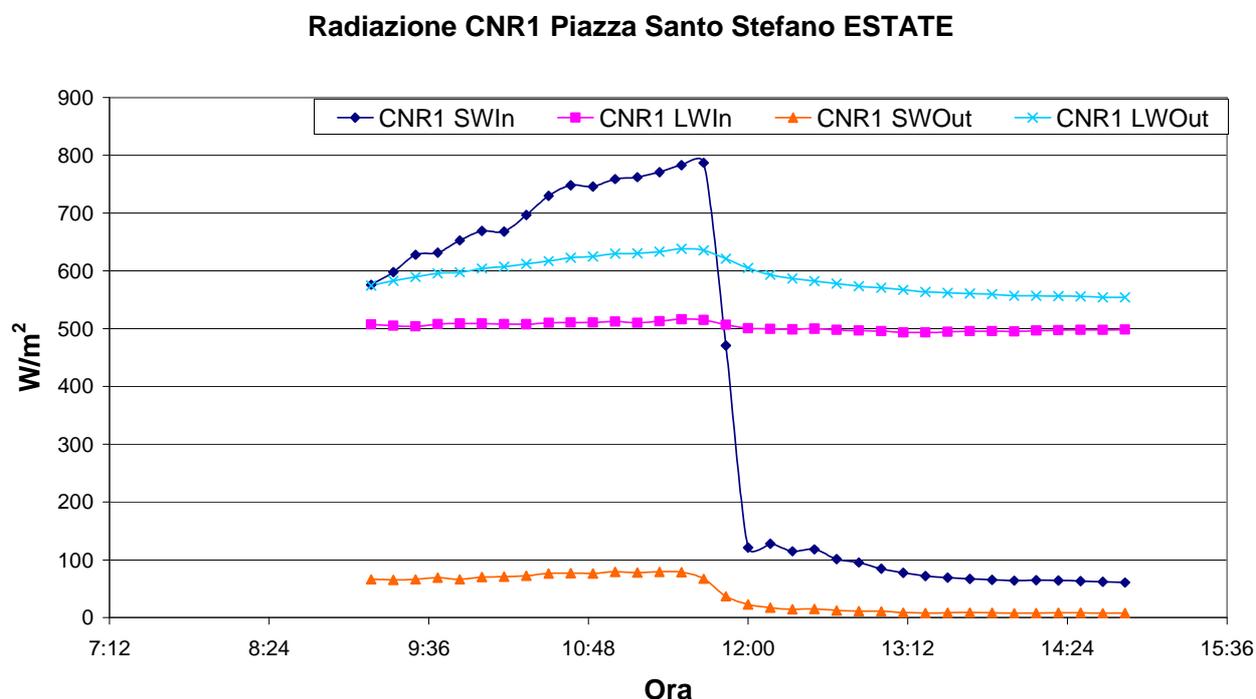


Fig. 8.25: Andamenti radiazione in-out nel tempo misurati in piazza S. Stefano (Estate)

Il grafico (figura 8.25) riporta la situazione radiativa in ingresso e in uscita misurata in fase estiva in Piazza S.Stefano. Risulta di particolare interesse il gradino che vede l'onda corta intorno alle ore

12: quell'improvvisa discesa è dovuta al passaggio in ombra degli strumenti radiometrici. Il gradino è maggiormente visibile per quanto riguarda l'onda corta incidente, ma è rintracciabile anche in quella riflessa dalla superficie. L'effetto della riduzione nell'irraggiamento si vede anche (con un leggero lag dovuto alle proprietà del materiale) sull'onda lunga proveniente dalla superficie. Un effetto del genere indica che anche minime variazioni o accorgimenti al contesto radiativo di una particolare situazione topologica possano fare grandemente variare il budget energetico ricevuto sotto forma di radiazione. Un effetto di questo genere, ripercuotendosi anche sull'onda lunga in uscita e, quindi, sul calore emesso dalle superfici, può aiutare grandemente a mitigare gli effetti di disagio dovuti al calore estivo.

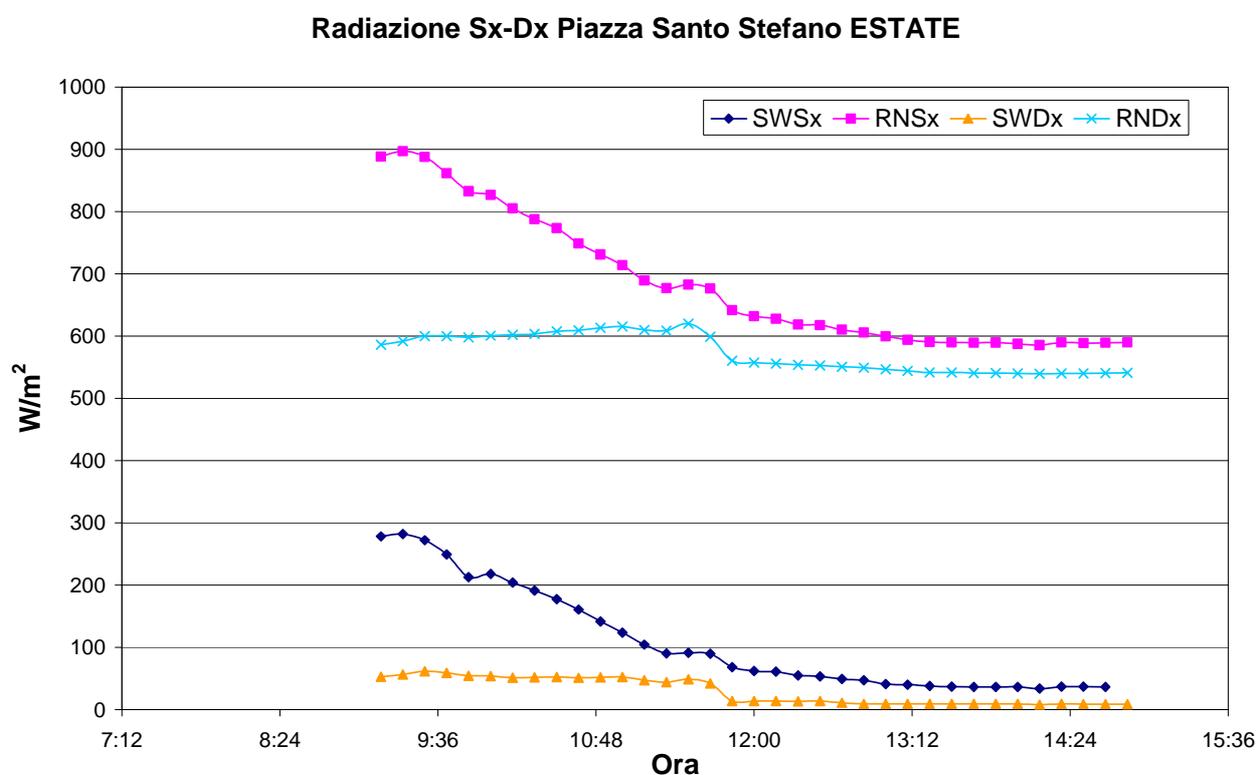


Fig. 8.26: Andamenti radiazione sx-dx nel tempo misurati in piazza S. Stefano (Estate)

La maggiore apertura della piazza sul lato sinistro della strumentazione è visibile dal grafico 8.26 che mostra come i valori di onda corta e di radiazione netta provenienti da quella direzione siano più alti rispetto a quelli provenienti dal lato destro dove si trova un edificio a minore distanza (nel capitolo 7 e nei paragrafi successivi è possibile vedere la schematizzazione dell'orientamento dell'array). L'effetto del passaggio in ombra è visibile qui in maniera più progressiva rispetto al grafico relativo alla radiazione In-Out.

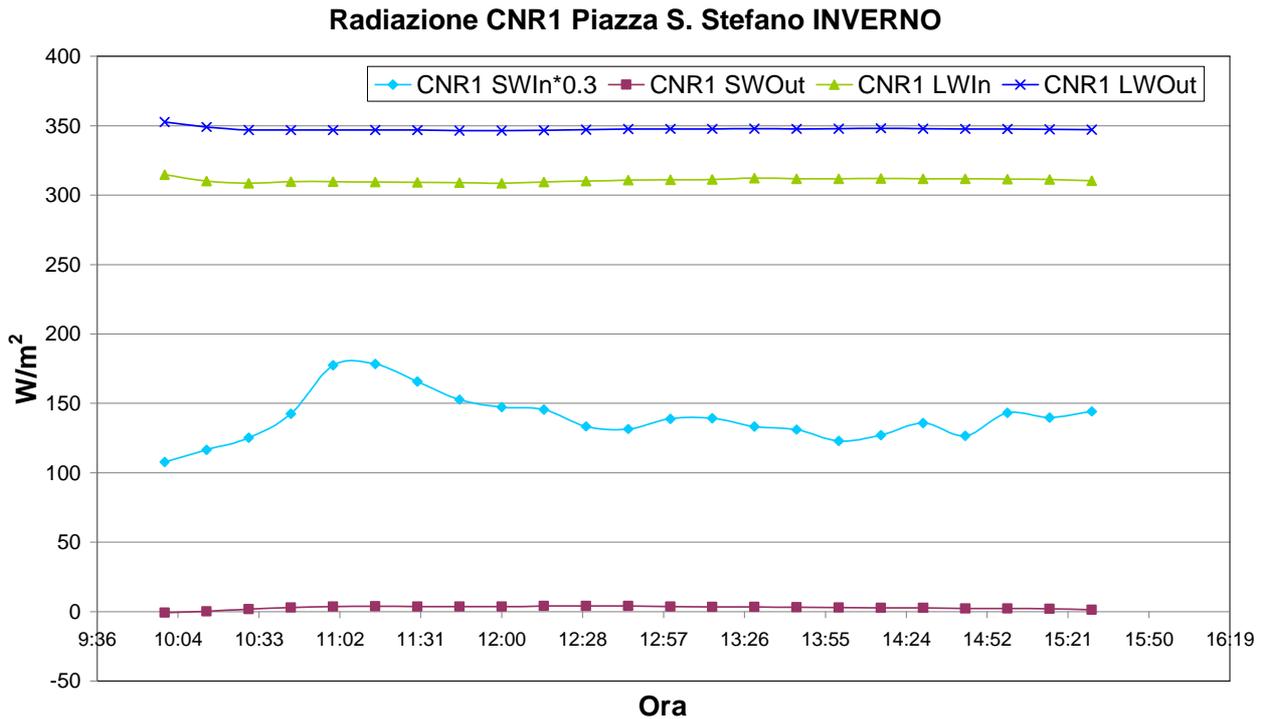


Fig. 8.27 Andamenti radiazione in-out nel tempo misurati in piazza S. Stefano (Inverno)

Il grafico 8.27 mostra la radiazione In-Out per la stazione di Piazza Santo Stefano in fase invernale: come si può vedere l'onda lunga è sensibilmente più bassa di circa 300 W/m². Questo effetto è dovuto alla differenza di temperatura fra estate e inverno che fa variare il valore dell'equazione di corpo nero (σT^4). A causa di un problema strumentale lo strumento ha restituito valori in onda corta fuori dal *range* normale registrato per le altre stazioni in inverno: confrontando però i valori di Piazza Santo Stefano con stazioni a simile apertura (Giardini Margherita e Periurbana CNR) è stato possibile farli rientrare in un andamento ragionevole moltiplicandoli per un fattore pari a 0.3 (derivato dal confronto delle misurazioni di piazza S. Stefano con le misurazioni effettuate dai radiometri nei Giardini Margherita e nella stazione periurbana CNR, due stazioni con apertura comparabile a Piazza S. Stefano).

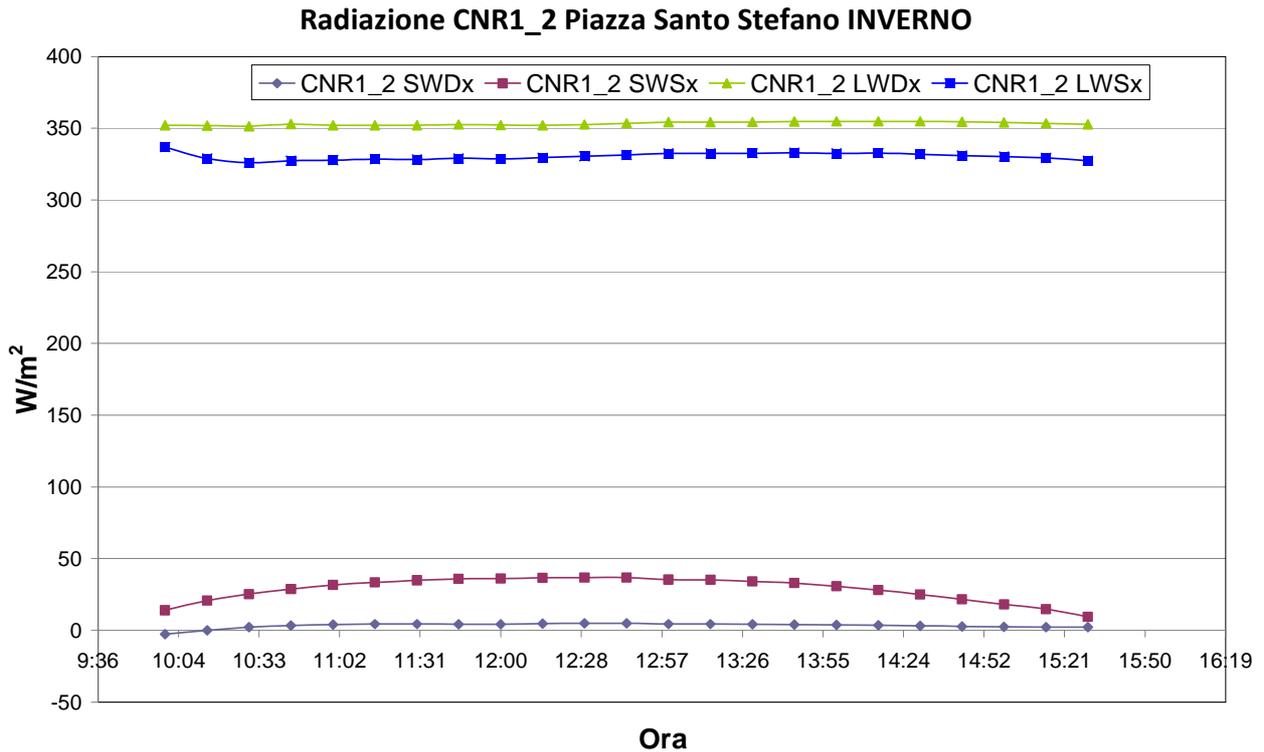


Fig. 8.28: Andamenti radiazione sx-dx nel tempo misurati in piazza S. Stefano (Inverno)

Il grafico (figura 8.28) mostra la radiazione misurata dal secondo strumento CNR1 (CNR1_2) dai lati sinistro e destro dello strumento. Risulta interessante notare come l'onda lunga proveniente dal lato destro (linea verde) sia più alta rispetto all'onda lunga proveniente dal lato sinistro (linea blu) ad indicare l'effetto radiante dovuto all'edificio presente sul lato destro di Piazza Santo Stefano.

8.4.2 Strada Maggiore:

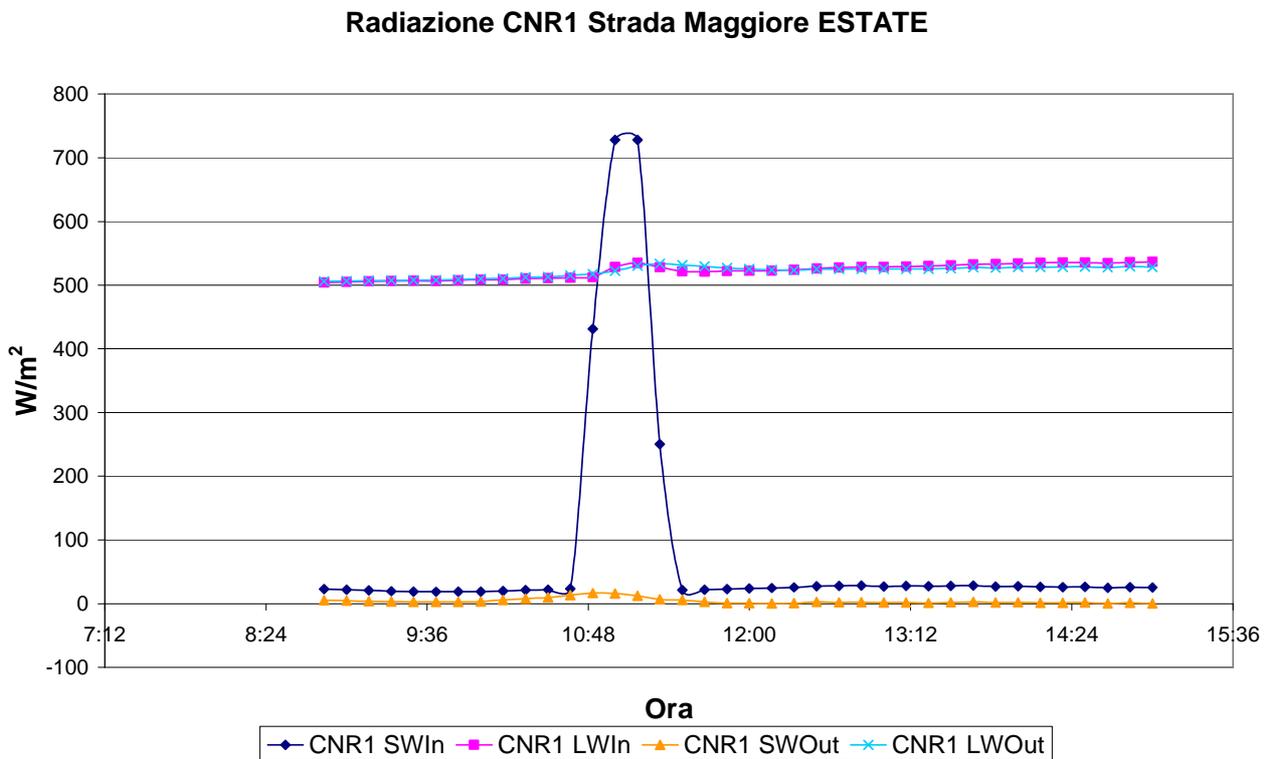


Fig. 8.29: Andamenti radiazione in-out nel tempo misurati in strada Maggiore (Estate)

Il grafico in figura 8.29 mostra l'andamento della radiazione misurata dal primo strumento CNR1 (quindi radiazione in onda lunga e corta, in e out). Particolarmente interessante risulta il picco in onda corta in ingresso che si vede fra le ore 10:45 (circa) ed 11:45 circa. Tale picco è dovuto alla presenza di un'automobile che oscurava in buona parte l'antro del portico: nell'arco di tempo dove si assiste all'impennata di onda corta entrante quel veicolo si era spostato, rendendo più luminoso il portico.

Il veicolo è visibile nella foto seguente (figura 8.30):



Fig. 8.30: Situazione ai lati dell'array strumentale in strada Maggiore (Estate)

Questo si configura come un altro esempio di come, cambiando piccole variabili di contorno, sia possibile alterare grandemente la situazione radiativa in ambiente urbano.

Radiazione Sx-Dx Strada Maggiore ESTATE

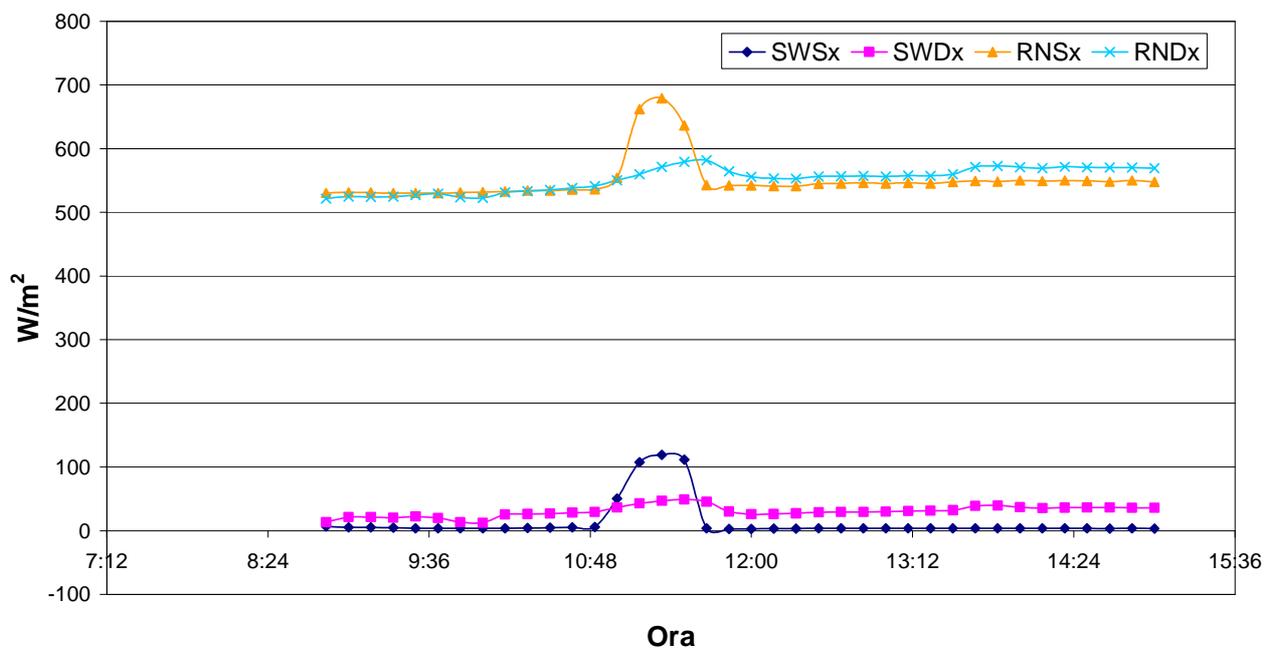


Fig. 8.31: Andamenti radiazione sx-dx nel tempo misurati in strada Maggiore (Estate)

Il picco precedente è visibile in maniera minore anche nei radiometri volti a guardare i lati dello strumento.

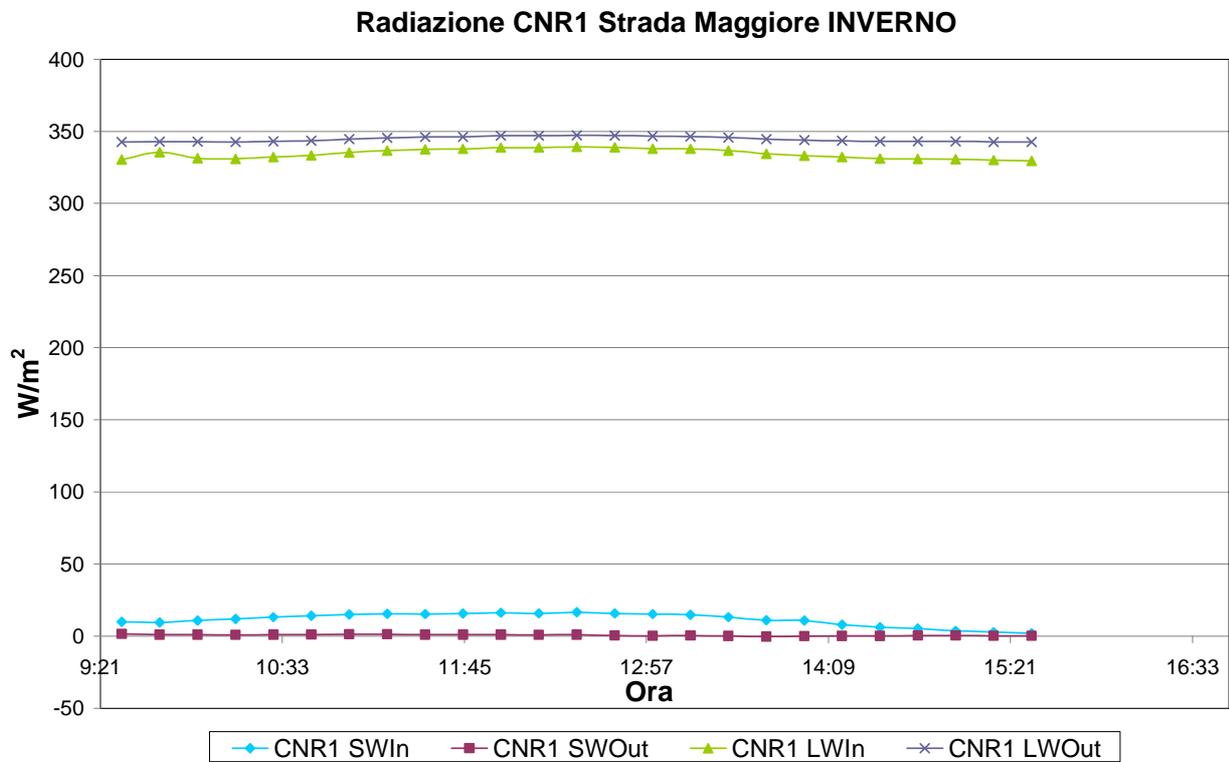


Fig. 8.32: Andamenti radiazione in-out nel tempo misurati in strada Maggiore (Inverno)

Osservando il grafico (figura 8.32), che rappresenta la situazione radiativa in ingresso e in uscita in inverno, si può anche in questa stazione notare come la differenza di temperatura abbassi i valori di onda lunga sia in che out.

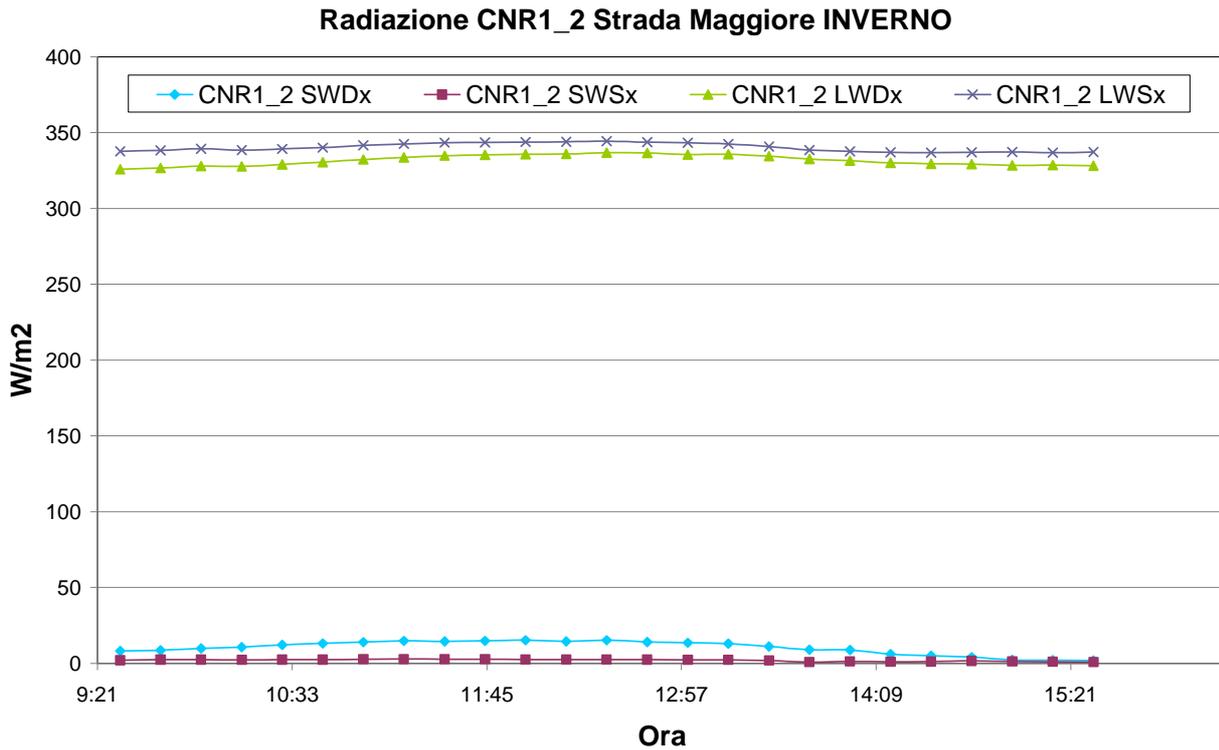


Fig. 8.33: Andamenti radiazione sx-dx nel tempo misurati in strada Maggiore (Inverno)

Analizzando anche i dati di radiazione laterale (dx e sx) dello strumento (figura 8.33) non si osservano particolari differenze: la radiazione proveniente dal lato sinistro è sostanzialmente uguale a quella proveniente dal lato destro dello strumento. Il fatto che siano simili anche i valori di onda corta dipende dal fatto che Strada Maggiore, per quanto ampio, si configura come uno *street-canyon* e dal fatto che comunque la strumentazione era posta sotto il portico di Corte Isolani.

8.4.3 Via Guerrazzi:

Radiazione CNR1 Via Guerrazzi ESTATE

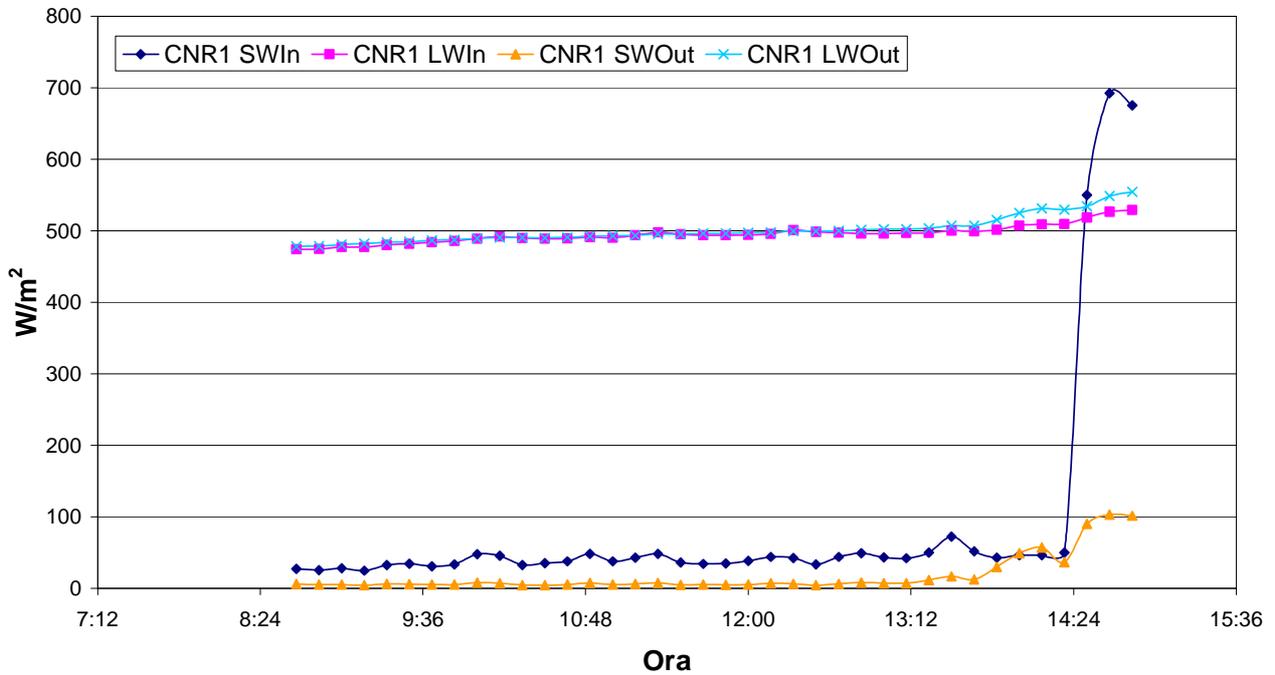


Fig. 8.34: Andamenti radiazione in-out nel tempo misurati in via Guerrazzi (Estate)

L'impennata di onda corta in ingresso verso la fine del periodo di campionamento (vedi grafico in figura 8.34) indica che il portico, sotto il quale la strumentazione era localizzata, è stato invaso dalla luce (come dimostra anche l'aumento graduale dell'onda corta riflessa, dell'onda lunga in entrata e in uscita). Il fatto che l'onda lunga in entrata ricalchi quella in uscita indica che la situazione al di sotto del portico è prettamente termica.

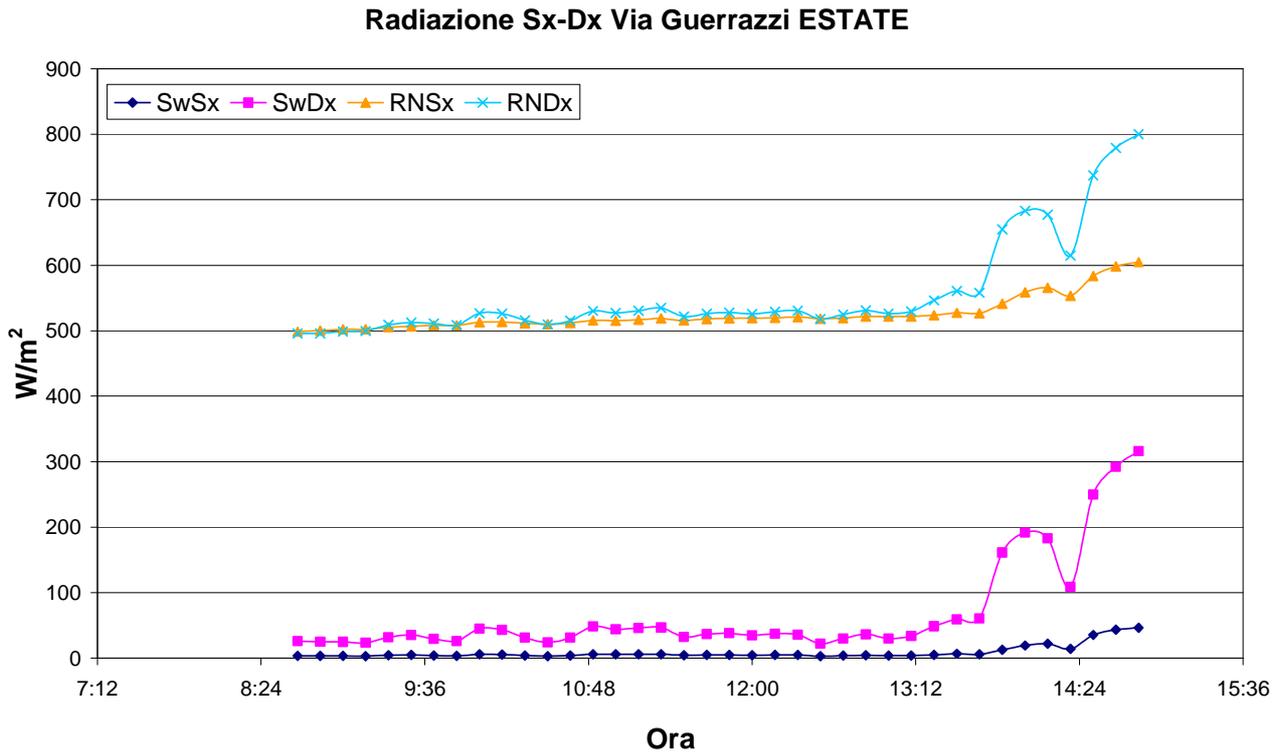


Fig. 8.35: Andamenti radiazione sx-dx misurati in via Guerrazzi (Estate)

Il grafico di radiazione laterale (figura 8.35) mostra ugualmente l'illuminazione progressiva prodotta dalla luce solare nel portico: dai radiometri posti perpendicolarmente la radiazione viene rivelata prima rispetto a quelli posti verticalmente. Il fatto che l'impennata sia bassa dipende comunque dal fatto che Via Guerrazzi si configura come uno *street-canyon* vero e proprio con una limitata pervietà in direzione del cielo.

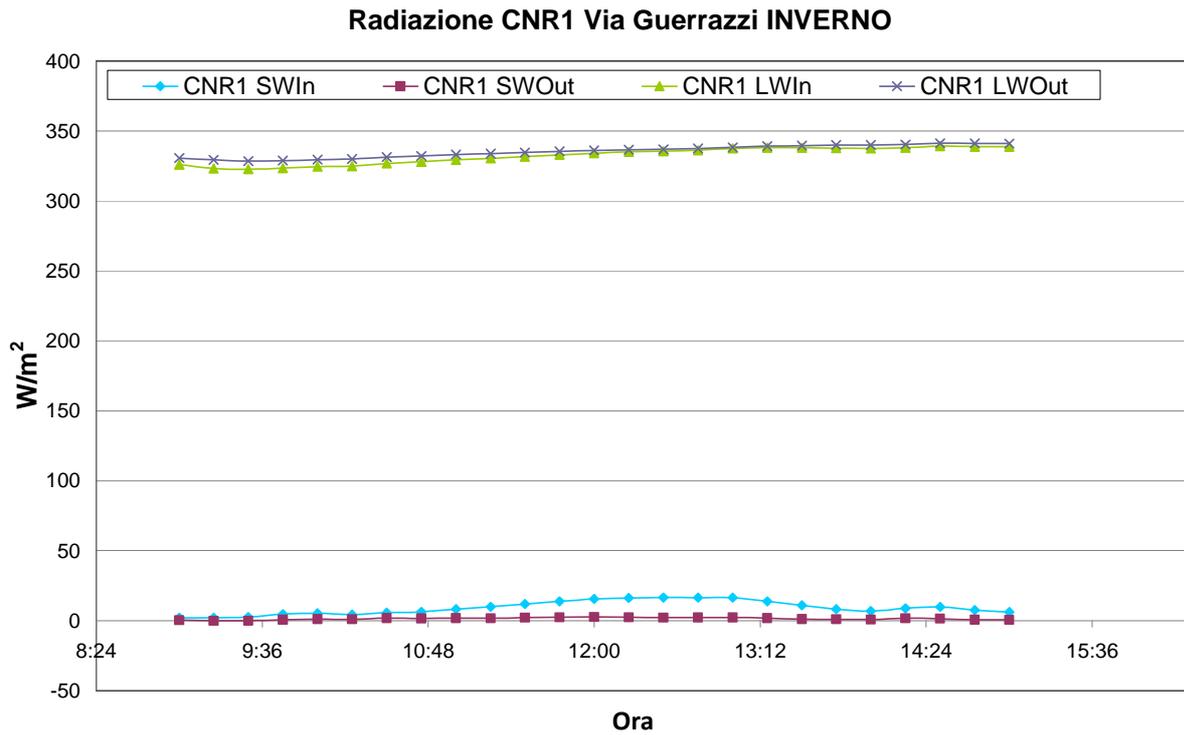


Fig. 8.36: Andamenti radiazione in-out nel tempo misurati in via Guerrazzi (Inverno)

L'aspetto più interessante della radiazione In-Out in fase invernale è sempre la riduzione in valore assoluto dell'onda lunga dovuta alla temperatura.

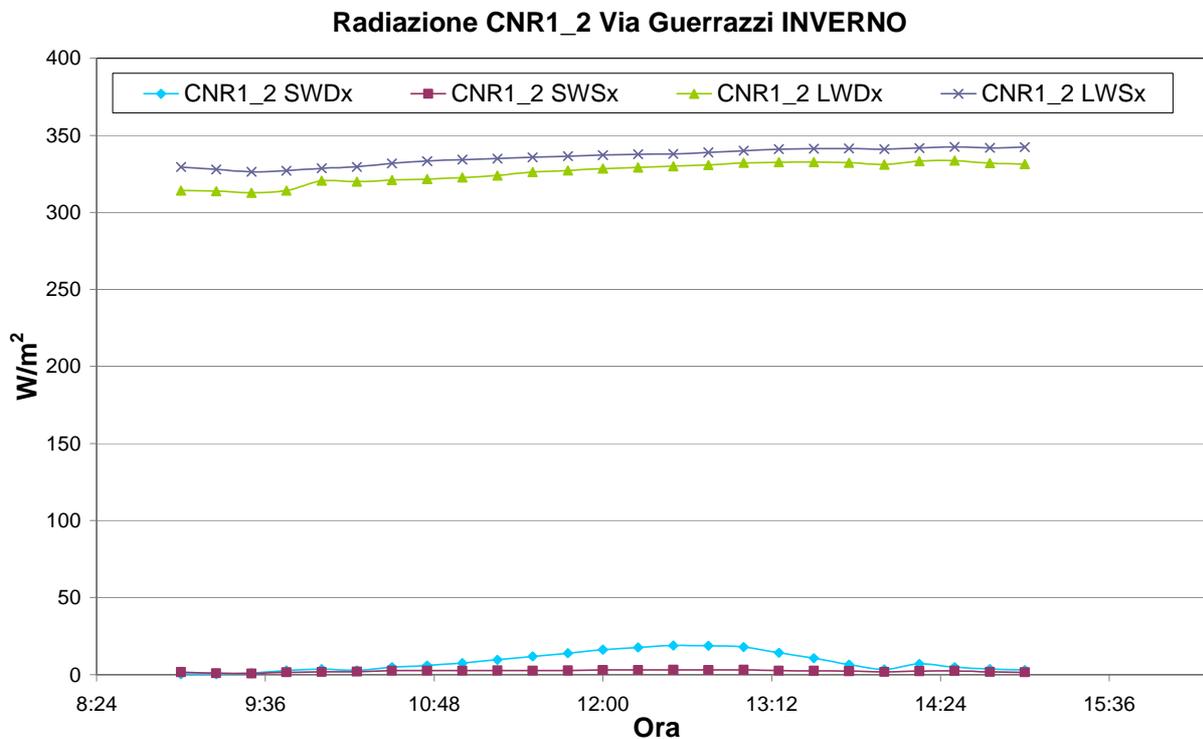


Fig. 8.37: Andamenti di radiazione sx-dx nel tempo misurati in via Guerrazzi (Inverno)

Analizzando la radiazione proveniente dai lati dell'array strumentale (figura 8.37) si può vedere una maggiore distanza nei valori di onda lunga sinistra e destra rispetto alle curve di onda lunga in e out. Questo è dovuto alla presenza sul lato sinistro di una parete a maggiore effetto termico rispetto all'apertura del portico sul lato destro.

8.4.4 Giardini Margherita:

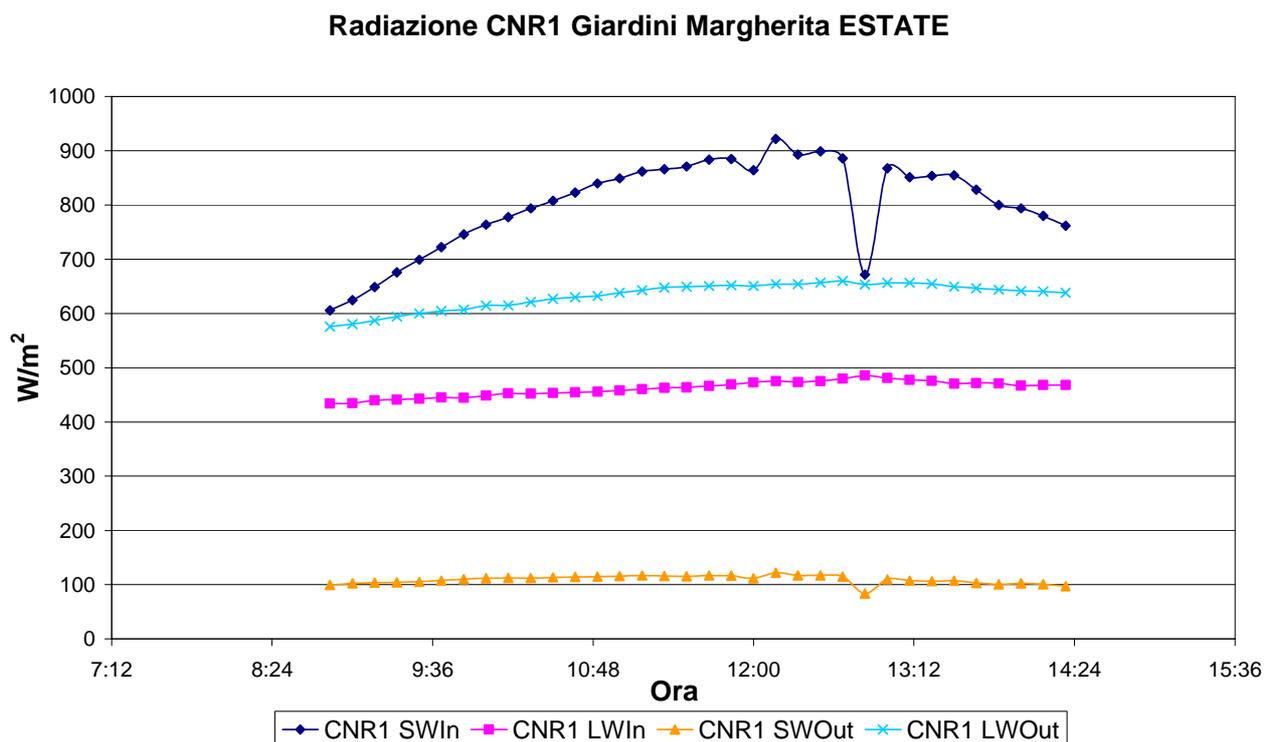


Fig. 8.38: Andamenti radiazione in-out nel tempo misurata nella stazione dei giardini Margherita (Estate)

La maggior apertura della stazione dei Giardini Margherita si rivela nel diverso andamento dell'onda corta in ingresso: l'assenza di portici e di ostacoli restituisce valori più alti e un andamento crescente fino all'ora di massima luminosità della giornata (con minimi relativi dovuti a nuvole di passaggio). Questo andamento si può osservare in parte anche in Piazza S.Stefano (un'altra stazione a maggior apertura), ma viene modificato dall'arrivo dell'ombra. In assenza di ombra, invece, avrebbe continuato ad aumentare fino a circa 900 W/m^2 analogamente a quest'ultimo caso.

Anche nei Giardini Margherita, come in Piazza Santo Stefano, si osserva una maggiore separazione fra le curve di onda lunga in ed out dovute all'assenza dell'effetto termico di un tetto sopra lo strumento, come invece accade in Strada Maggiore e Via Guerrazzi.

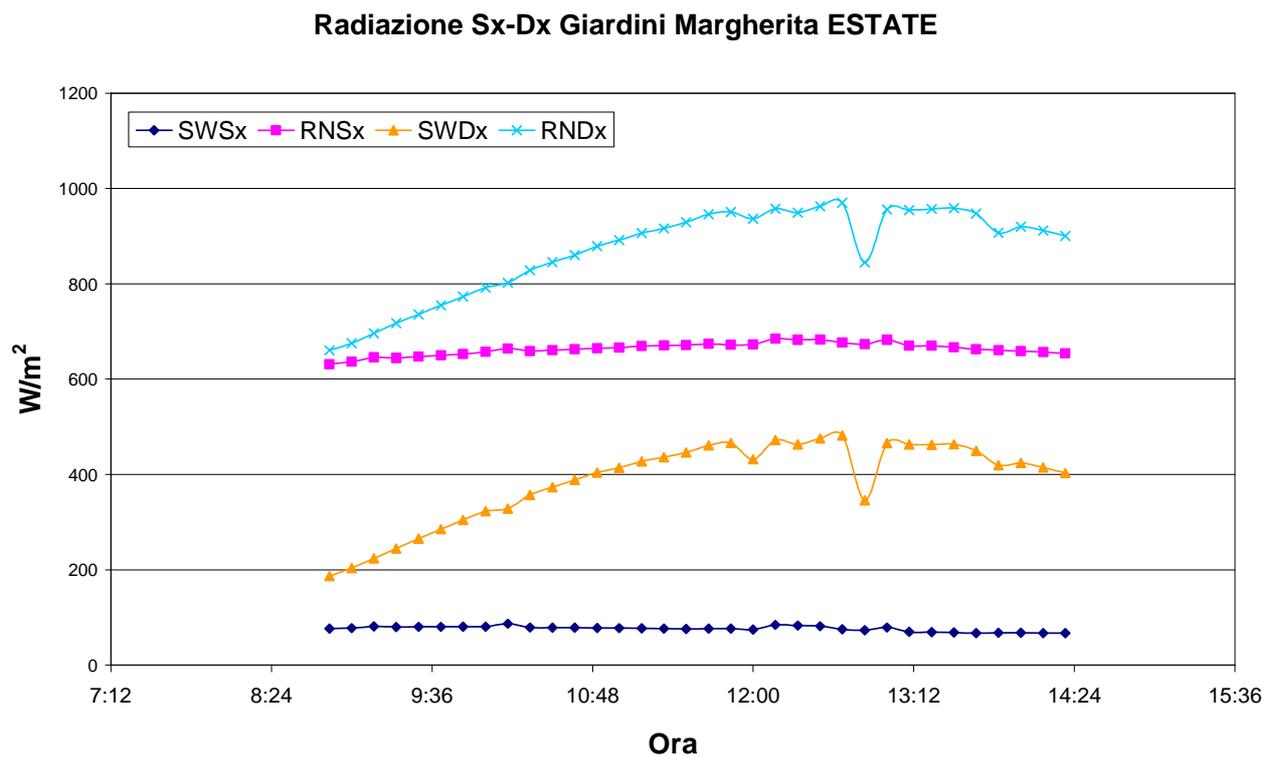


Fig. 8.39: Andamenti radiazione sx-dx nel tempo misurati nella stazione dei giardini Margherita (Estate)

La differenza negli andamenti laterali (figura 8.39) dipende probabilmente dalla presenza, a sinistra dello strumento, di una maggiore quantità di asfalto che assorbe più efficacemente la radiazione rispetto alla superficie erbosa presente sulla destra dello strumento.

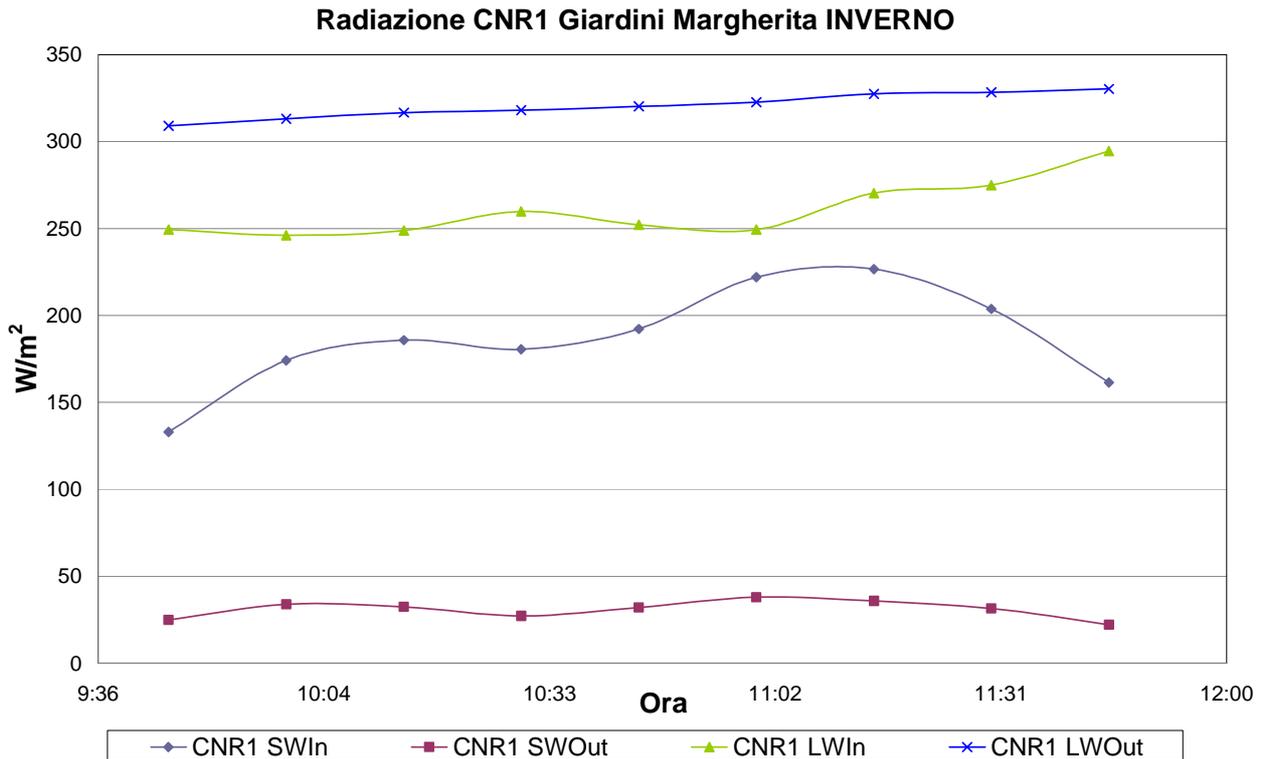


Fig. 8.40: Andamenti radiazione in-out nel tempo misurati nella stazione dei giardini Margherita (Inverno)

In inverno è sempre notevole l'abbassamento in valore assoluto dell'onda lunga in ed out dovuta all'abbassamento della temperatura (figura 8.40). Viste le basse temperature della giornata e vista la presenza di un onda lunga proveniente dalla superficie maggiore di quella incidente, potremmo trovarci in un tipico caso d'inversione termica. La differenza fra l'onda corta in ingresso ed in uscita può dipendere dall'efficienza dell'asfalto (presente sotto lo strumento) nell'assorbire la radiazione in ingresso e la sua efficienza nel riemettere onda lunga contribuirebbe all'effetto sopra descritto.

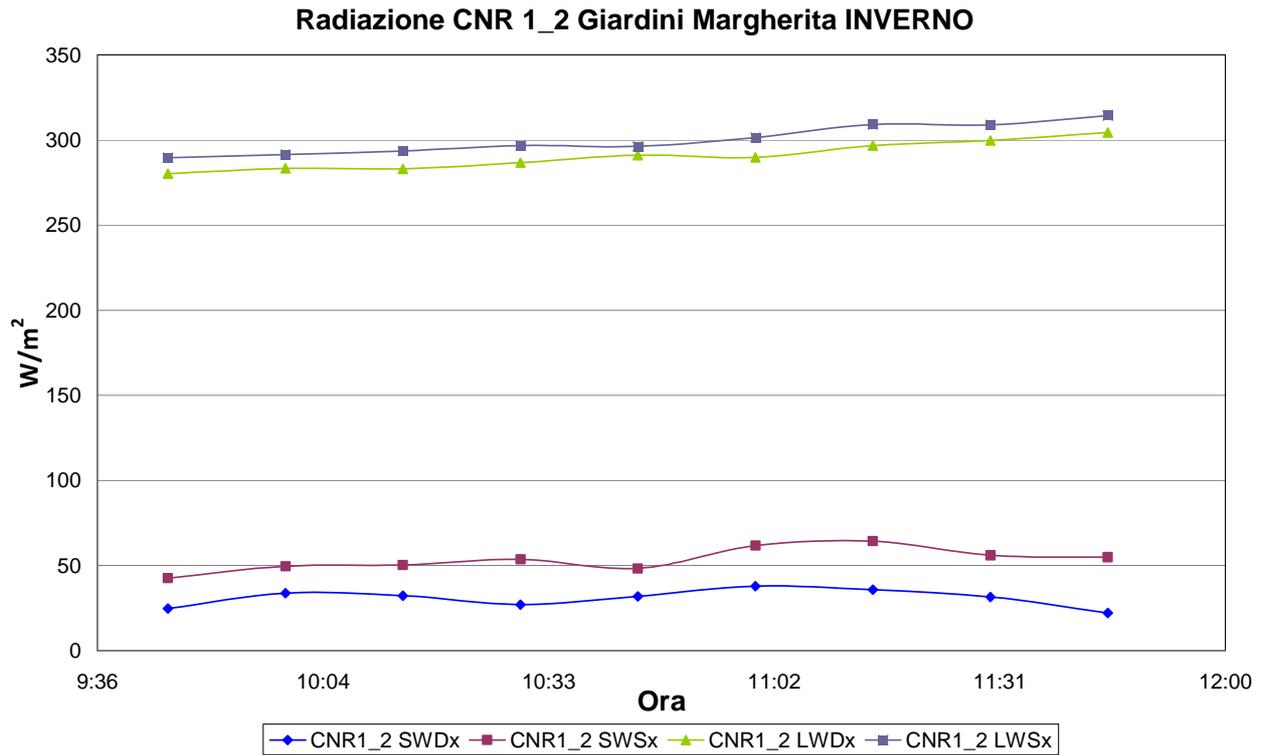


Fig. 8.41: Andamenti radiazione sx-dx nel tempo misurati nella stazione dei giardini Margherita (Inverno)

Vista la grande apertura sui quattro lati e la misurazione solo indiretta delle emissioni provenienti dalla superficie per i radiometri posti perpendicolarmente queste differenze tendono a minimizzarsi per i lati sinistro e destro dello strumento dove la situazione è sostanzialmente identica.

8.4.5 Periurbana CNR:

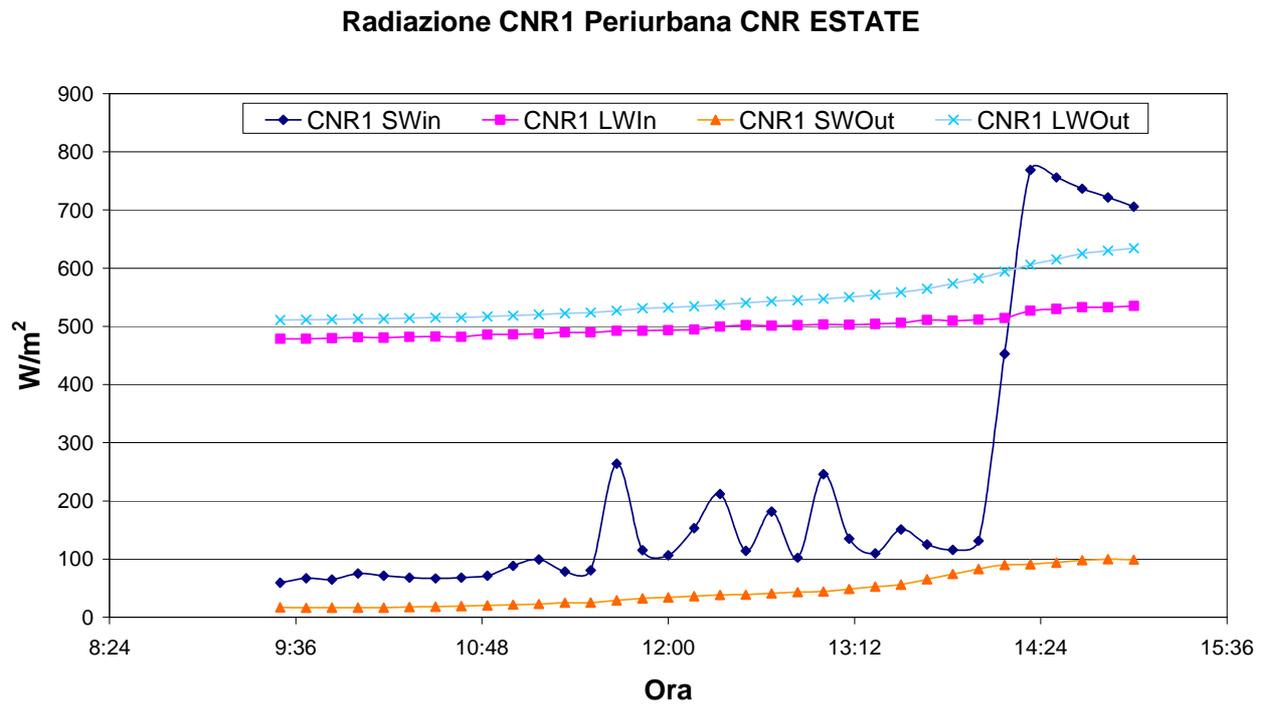


Fig. 8.42: Andamenti radiazione in-out nel tempo misurati nella stazione periurbana CNR (Estate)

Se in Piazza Santo Stefano era visibile il passaggio Sole-ombra, nella stazione Periurbana CNR è possibile osservare il passaggio ombra-Sole e il suo effetto sulla radiazione radiativa. I massimi relativi fra le ore 11 e 13:15 derivano dal temporaneo passaggio nuvoloso.

Radiazione Sx-Dx Periurbana CNR ESTATE

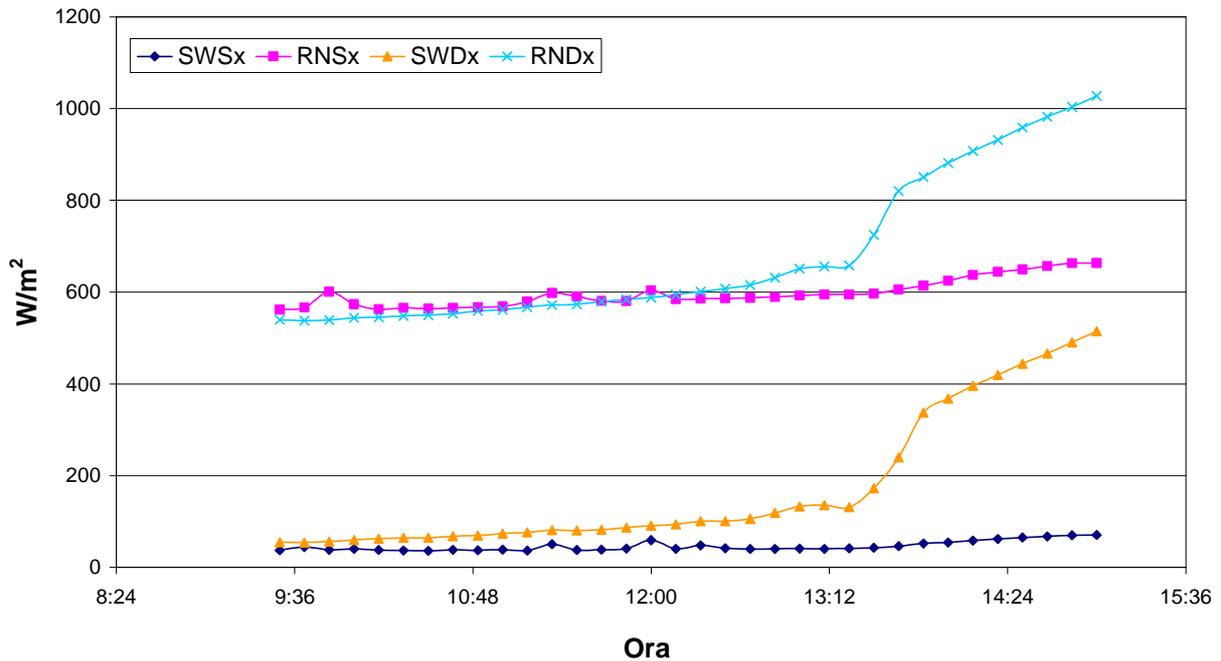


Fig. 8.43: Andamenti radiazione sx-dx nel tempo misurati nella stazione periurbana CNR (Estate)

L'effetto del passaggio ombra-Sole è visibile anche osservando la situazione radiativa ai lati dello strumento (figura 8.43). Questo effetto è ovviamente maggiore sull'onda corta rispetto alla radiazione netta.

Radiazione CNR1 Periurbana CNR INVERNO

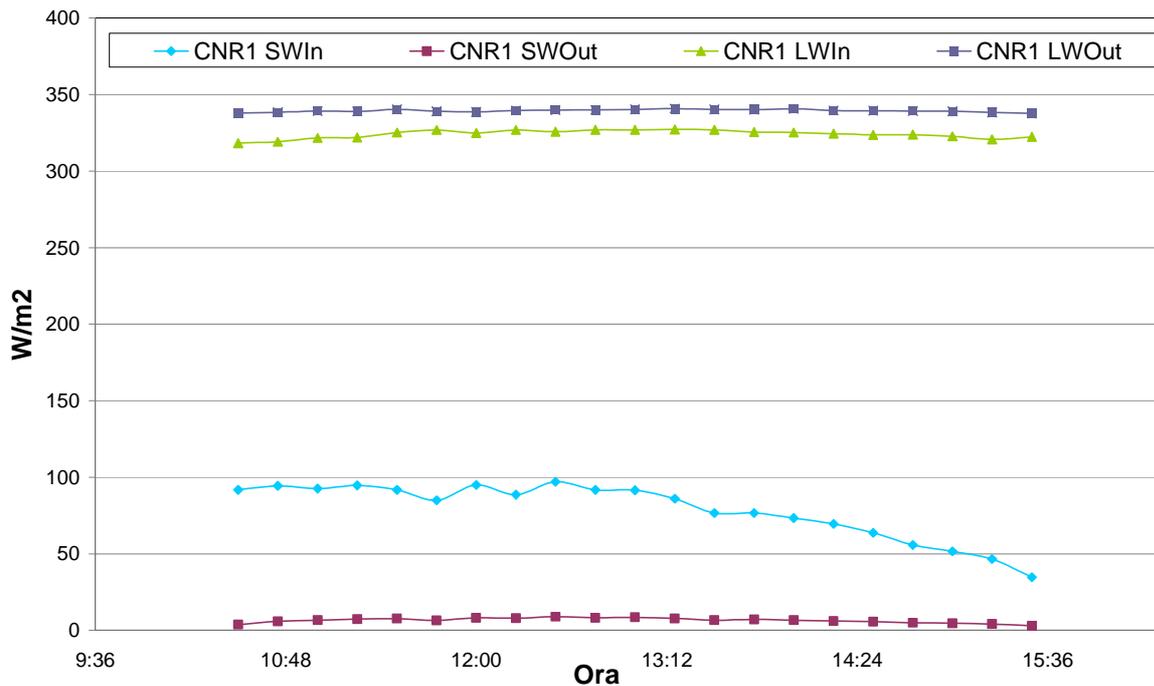


Fig. 8.44: Andamenti radiazione in-out nel tempo misurati nella stazione periurbana CNR (Inverno)

Anche nel caso della stazione Periurbana CNR l'effetto della temperatura sulla radiazione lunga è ben visibile (figura 8.44). L'onda corta in ingresso rimane più alta di quella out per effetto della superficie d'asfalto come precedentemente descritto.

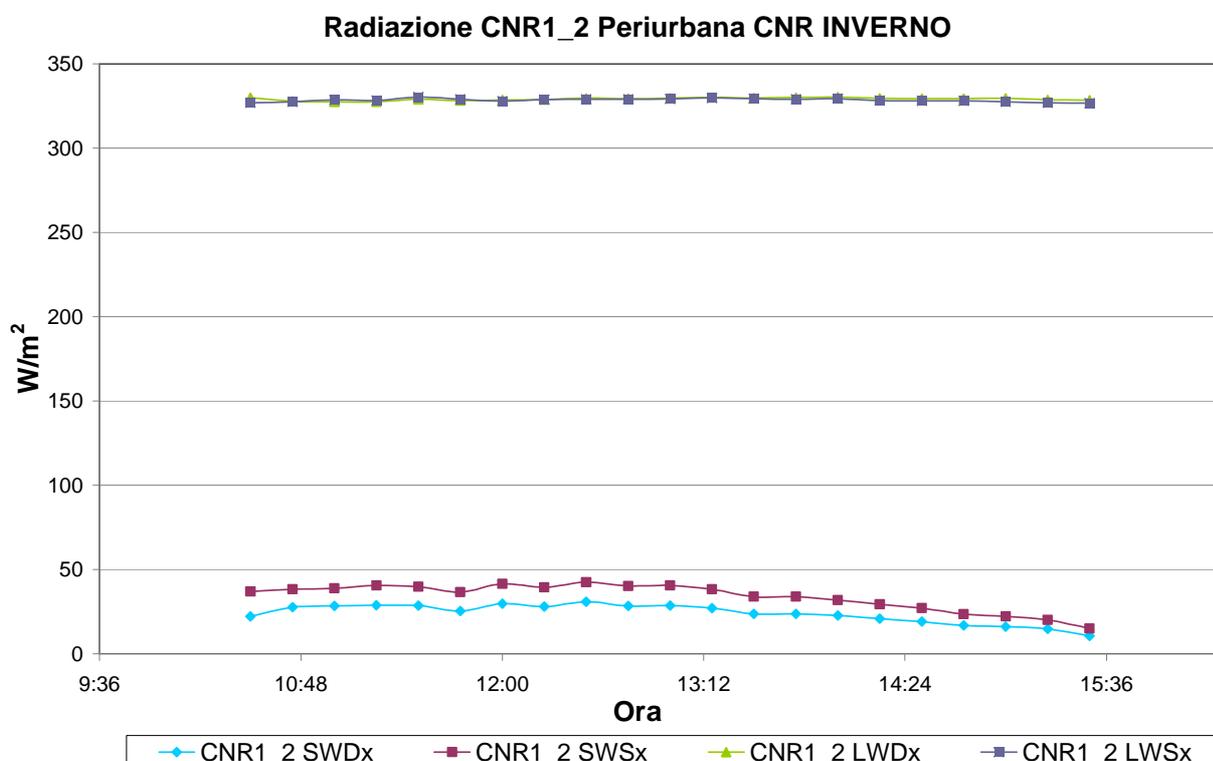


Fig. 8.45: Andamenti radiazione sx-dx nel tempo misurati nella stazione periurbana CNR (Inverno)

L'analisi della situazione radiativa ai due lati dello strumento non mostra sostanziali differenze a causa dell'assenza di particolari ostacoli nei dintorni.

8.4.6 Commento sull'Analisi dei Dati di Radiazione:

Sulla base di quanto visto nelle varie stazioni Bologna presenta valori di onda lunga che, sebbene varino con la temperatura, rimangono comunque piuttosto alti. Soprattutto si hanno tendenzialmente valori di onda lunga proveniente dalla superficie maggiori dei valori di onda lunga incidente mostrando l'efficienza dei materiali che compongono il tessuto urbano nell'emettere calore.

I valori di onda corta riflessa, tendenzialmente più bassi di quella in ingresso, corroborano quest'ipotesi: i suddetti materiali sono eccellenti assorbitori di radiazione incidente ed efficienti emettitori di calore.

Nel complesso tutti questi effetti contribuiscono alla formazione di un'isola di calore urbana, che insiste su tutta l'area cittadina.

La variazione di condizioni di contorno anche relativamente piccole, però, come ad esempio la presenza o assenza di ombra, è in grado di influenzare grandemente il budget di onda corta in arrivo e questo si va a riflettere anche sull'emissione in onda lunga, permettendo di mitigare gli effetti sopra citati anche con interventi relativamente semplici.

8.5 Regime Anemologico Sinottico e Effetti della Città sul Vento

Prima di presentare i risultati derivati dalle campagne effettuate utilizzando il City Runner, è opportuno riportare i risultati di una campagna di misura svoltasi fra il 2007 e il 2009 durante la quale si sono analizzati i dati provenienti dall'anemometro sonico installato sulla Specola di Bologna. Questi dati ci permettono di avere una visuale della situazione di turbolenza e di andamento del regime ventoso che si ha sulla città di Bologna e di poterlo relazionare ai dati provenienti dalle diverse stazioni.



Fig. 8.46: vista satellitare della torre della Specola

Le analisi della temperatura dell'aria e della velocità e direzione del vento sono riportate in Figura 8.46 e 8.47. La temperatura durante il mese di Maggio varia tra 14 °C e 26 °C e la velocità del vento, di valore medio pari circa a 3 m/s, mostra uno spiccato trend giornaliero con valori maggiori durante le ore diurne, quando il vento proviene dalla zona collinare di Bologna, e valori minori durante la notte.

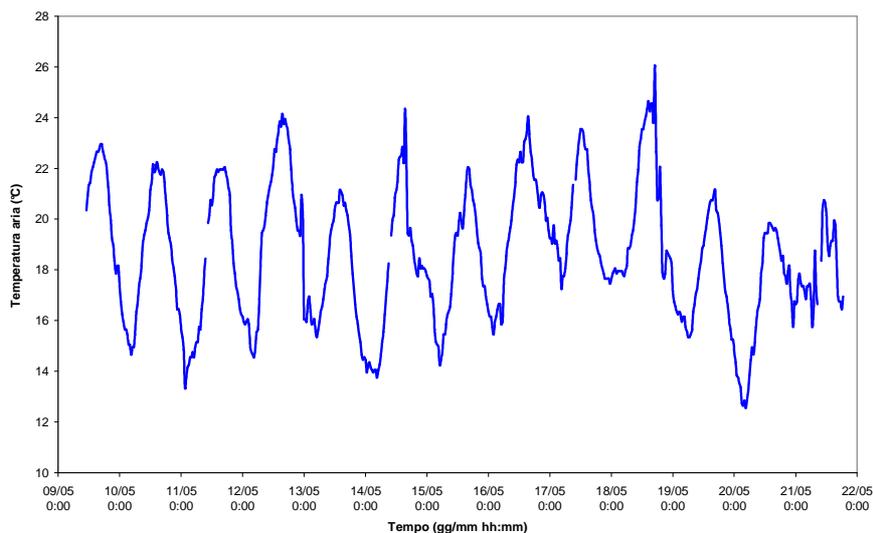


Fig. 8.47: andamento della temperatura dell'aria registrata con l'anemometro sonico sulla torre della Specola.

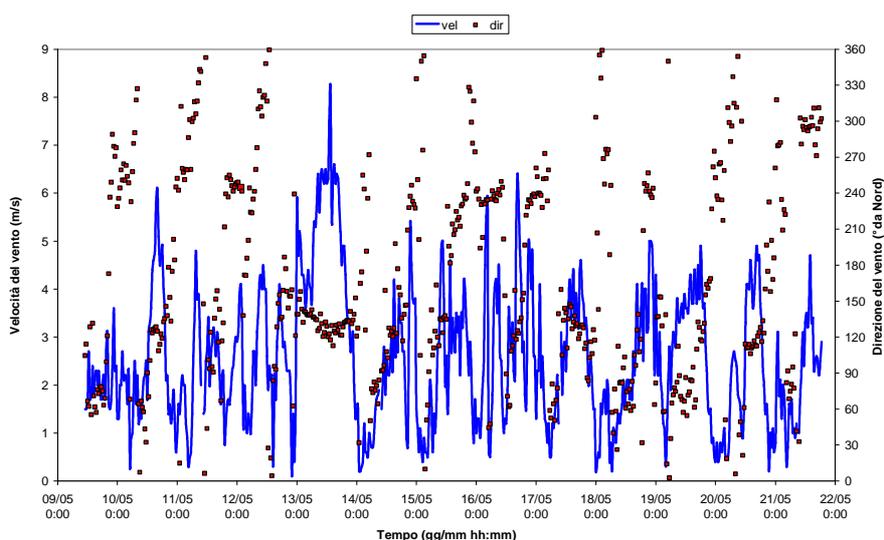


Figura 8.48: andamento della velocità e direzione del vento registrate dall'anemometro sonico sulla torre della Specola.

E' stata effettuata un'analisi più approfondita sulla direzione del vento prendendo i dati delle stazioni meteorologiche urbane del servizio IdroMeteoClima dell'ARPA Regione Emilia-Romagna: in particolare è stata considerata la stazione meteo situata sopra la Torre degli Asinelli in quanto molto vicina alla torre della Specola dove era installato l'anemometro sonico (Figura 8.49).

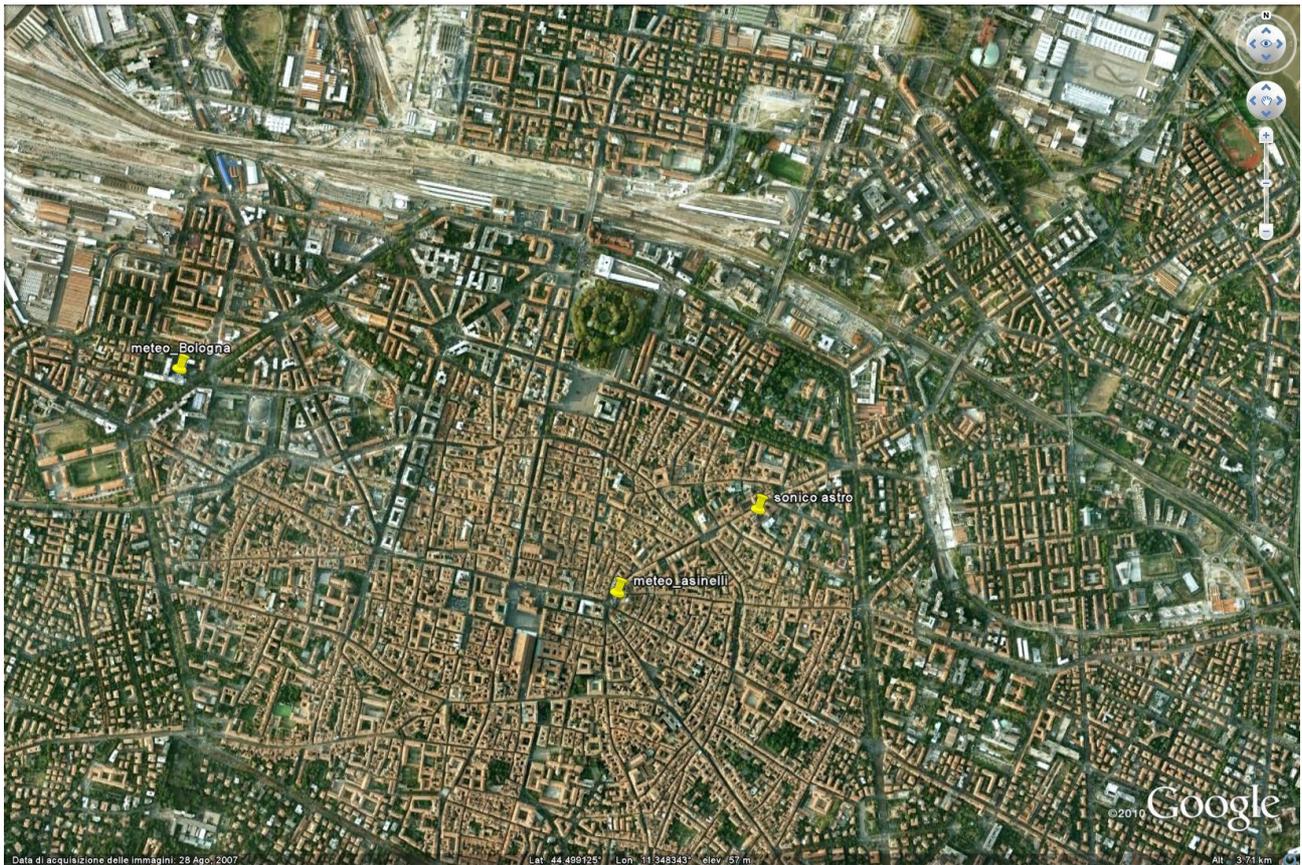


Fig. 8.49: vista satellitare della torre della Specola di astronomia dove è stato installato l' anemometro sonico e della torre degli Asinelli dove è installata la stazione meteorologica del Servizio IdroMeteoClima dell' ARPA.

Sono stati considerati i dati anemologici di tre anni (2007-2008-2009) e in Figura 8.50 sono riportate le rose dei venti di tutti i dati, solo i dati dei mesi di Maggio e i dati dell'anemometro sonico. Si può notare che la direzione prevalente dei venti è Sud-Est dove sono situate le colline: sia i dati dei soli mesi di Maggio che il trend dei dati dell'anemometro sonico seguono la climatologia del vento calcolata sui tre anni di dati della stazione situata sulla torre degli Asinelli.

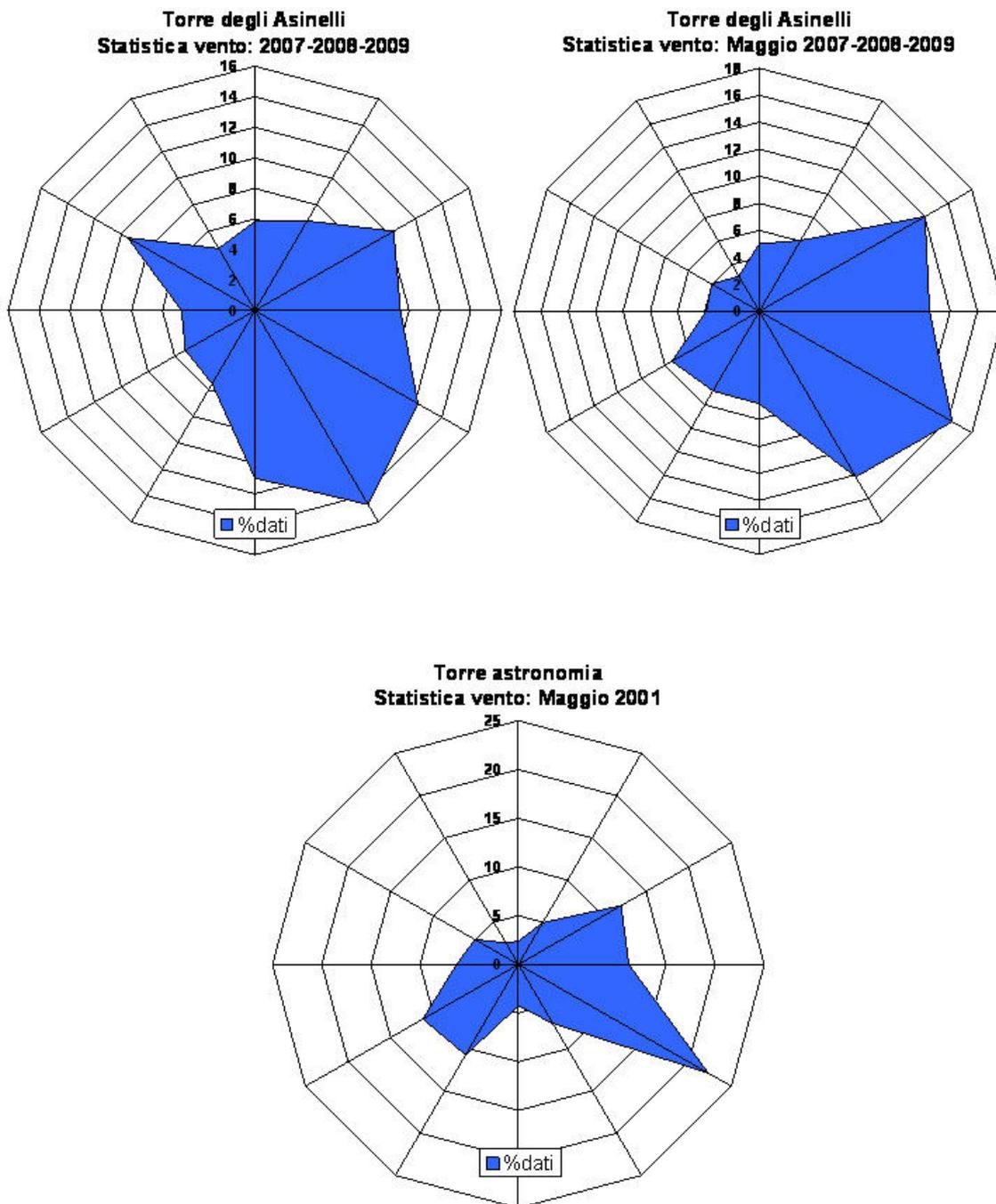


Fig. 8.50: rosa dei venti per: i dati della stazione meteorologica sulla torre degli Asinelli per gli anni 2007-2008-2009, lo stesso set di dati ma solo durante i mesi di maggio dei tre anni considerati e i dati dell'anemometro sonico situato sulla torre della Specola.

Questo risultato è particolarmente interessante se confrontato coi anemologici CLINO, ossia i dati prodotti dall'Aeronautica Militare che caratterizzano il trentennio 1961-1990 (figura 8.51):

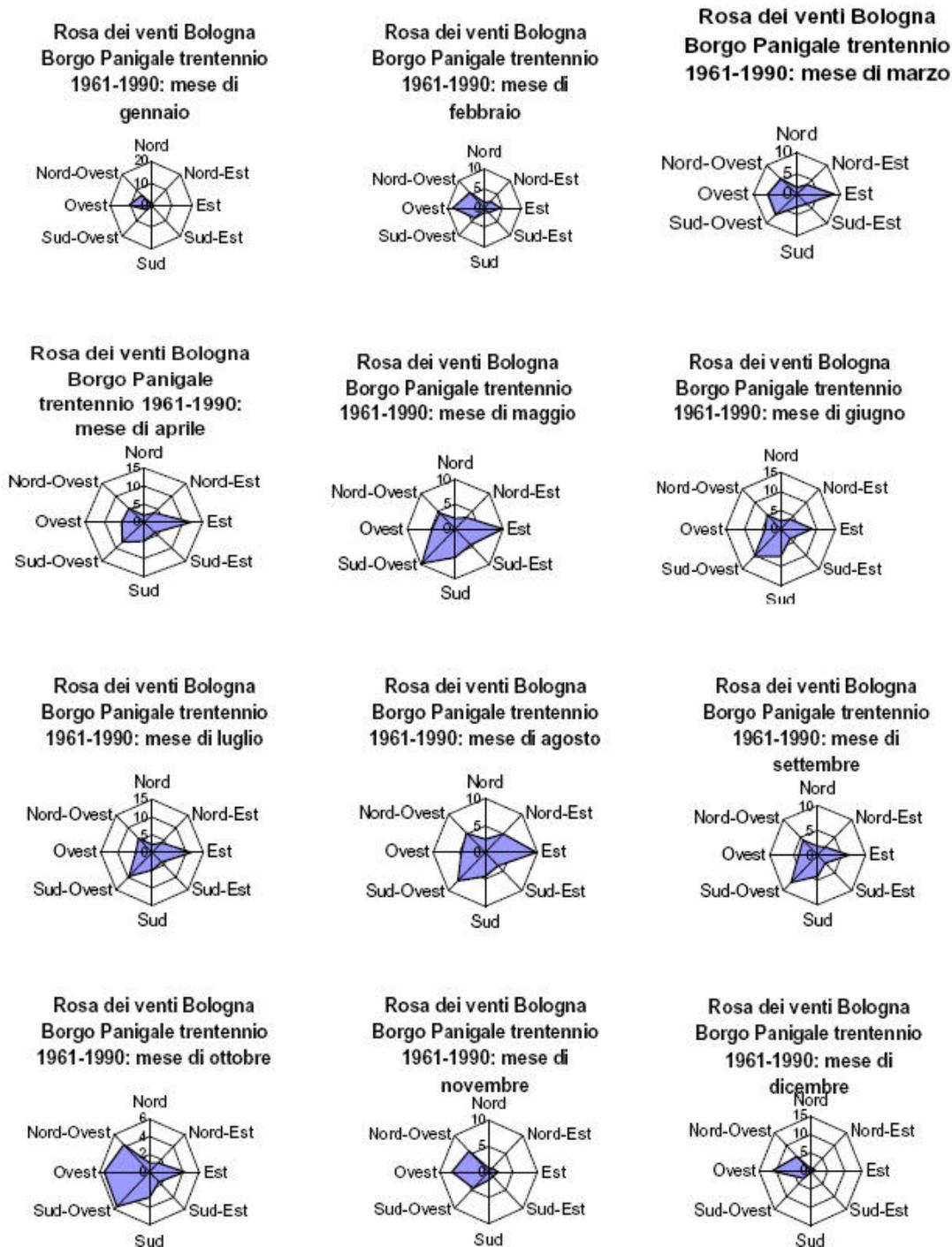


Fig. 8.51: Rose dei venti mensili medie del trentennio 1961-1990 nella stazione di Bologna Borgo Panigale

Gli anemometri posti su Torre degli Asinelli e sul Museo di Astronomia, sembrano mostrare direzioni preferenziali del vento opposte a quelle registrate dalla stazione di Borgo Panigale. Questo suggerirebbe che la condizione anemologica di Borgo Panigale sia radicalmente differente da quella che insiste sulla città (o quantomeno sul centro storico di Bologna). Una differenza del genere è particolarmente importante perché disaccoppierebbe i dati che vengono usati come caratterizzazione

sinottica della città (anche per la progettazione urbanistica della città stessa) da quelli che vengono registrati all'interno della città stessa.

Bisogna anche tener conto che risulta difficile determinare un'unica direzione prevalente in fascia pedecollinare, in quanto il regime anemologico tende a seguirne due o tre: le due direzioni parallele alla via Emilia più una associata alle brezze di valle nelle zone poste allo sbocco di valli appenniniche (o vicino ad esse). L'orografia rende quest'ultima brezza più canalizzata rispetto ai venti che spirano dalle altre due direzioni e pertanto si ritaglia uno spazio più ampio nella rosa dei venti, apparendo prevalente rispetto alle altre due (Bonafé, comunicazione personale).

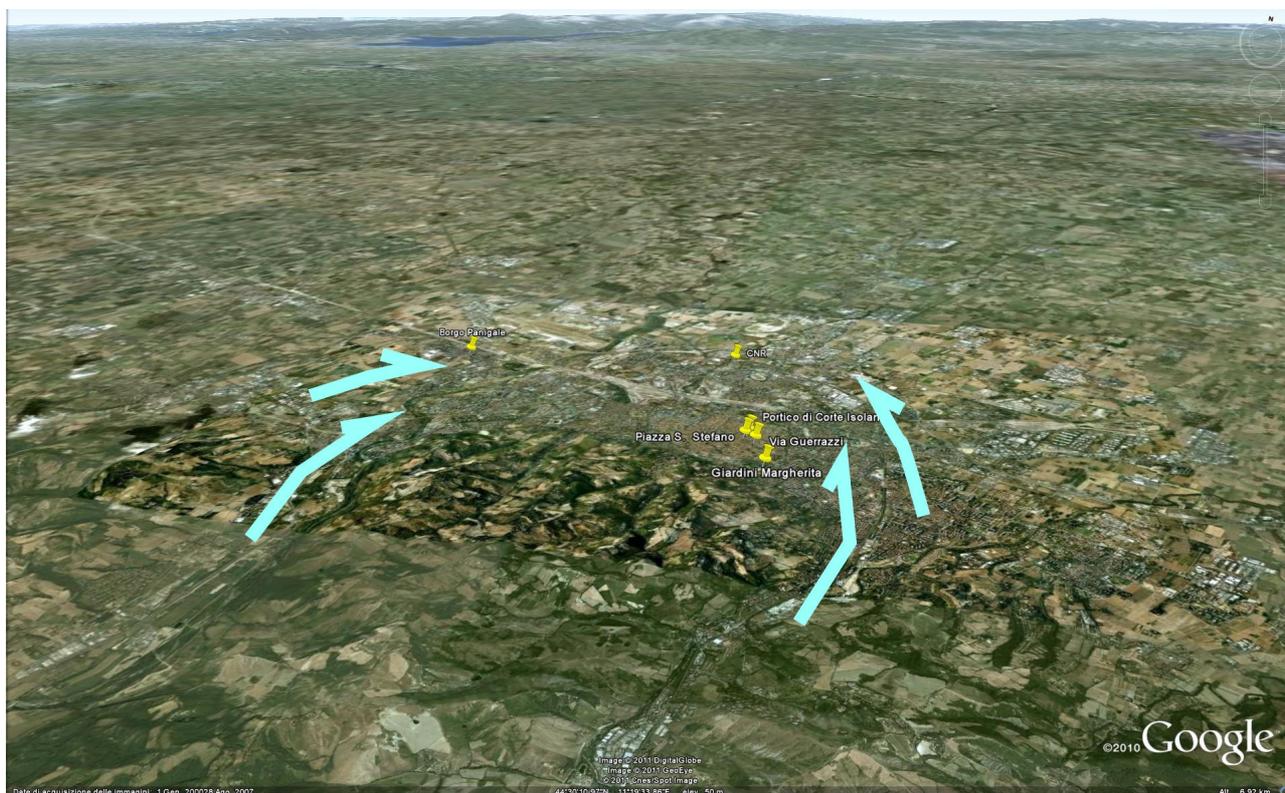


Fig. 8.52: Schematizzazione creata usando Google Earth delle direzioni dei venti che insistono su Bologna

La figura mostra dunque come l'orografia collinare e le sue valli, possa aver influenzato i diversi andamenti anemologici per i campionatori di Borgo Panigale (che avrebbe campionato i venti incanalati nel lato sinistro della foto dalla Valle di Casalecchio), e della Specola/Torre degli Asinelli che invece avrebbero campionato i venti sulla destra dell'immagine.

Sostanzialmente il complesso collinare centrale devierebbe il flusso dei venti canalizzandolo in due direzioni differenti e facendo misurare direzioni prevalenti differenti.

Bisogna certamente tener conto della diversa altezza degli anemometri di Borgo Panigale e della Torre degli Asinelli e del diverso periodo di campionamento, però i dati che ne risultano suggeriscono la necessità di porsi in maniera critica di fronte al dato sinottico, chiedendosi per quale

scopo lo si sta indagando: una semplice descrizione climatologica richiederà un dato diverso, ad esempio, dall'indagine richiesta per la costruzione di un edificio. Essere a conoscenza di effetti di questo tipo che insistono sull'area urbana è, dunque fondamentale, per non affidarsi ad un dato o ad un set di dati corretti, ma non adatti allo scopo. Quest'analisi pertanto, effettuata nell'ambito di un assetto urbano antico e non modificabile, può risultare utile nel caso di pianificazione di strutture future.

Ad esempio, tali osservazioni risultano particolarmente importanti quando vengono utilizzati software come ad esempio EnergyPlus per la simulazione energetica degli edifici. Il programma (<http://apps1.eere.energy.gov/buildings/energyplus/>) utilizza una serie di parametri per modellizzare i regimi di uso di energia e acqua nell'edificio e permette quindi di ottimizzare il design sulla base degli stessi. Uno dei moduli fondamentali del programma è quello che analizza i dati meteorologici, fra cui proprio direzione ed intensità del vento. Il modulo, nel caso di Bologna (e di buona parte dell'Emilia-Romagna), prende i dati proprio dalla stazione di Borgo Panigale e ciò può portare ad una simulazione errata nel caso l'edificio risulti invece ubicato in una zona differente.

Considerando, poi, lo stesso set di dati si è andati a verificare la provenienza del vento in funzione di intervalli di velocità del vento diverse e come ci si poteva aspettare i venti con velocità maggiori di 5 m/s provengono proprio da Sud/Sud Est confermando l'effetto della collina (Figura 8.53).

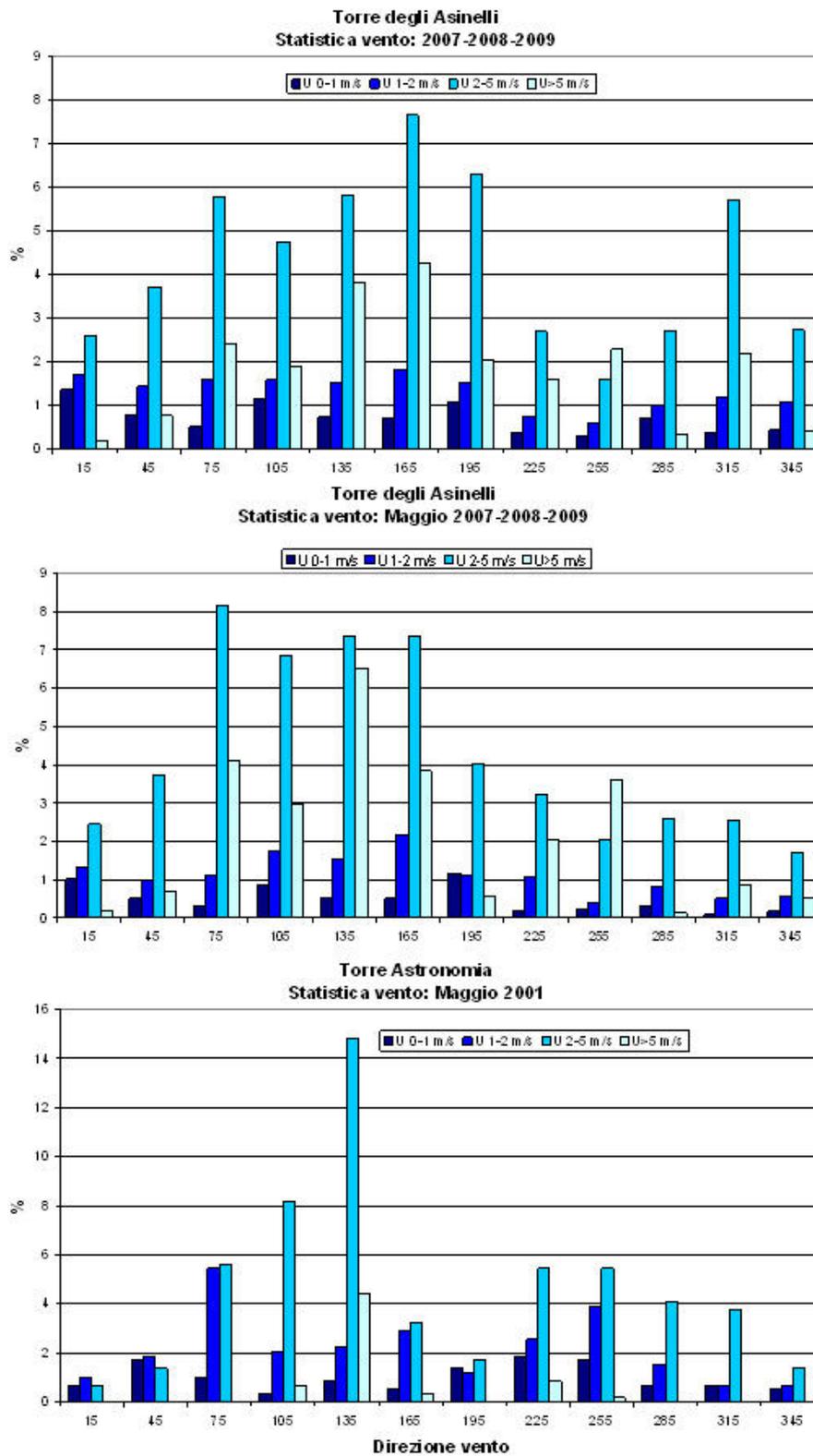


Fig. 8.53: frequenze di vari intervalli della velocità del vento in funzione della direzione del vento per: i dati della stazione meteorologica sulla torre degli Asinelli per gli anni 2007-2008-2009, lo stesso set di dati ma solo durante i mesi di maggio dei tre anni considerati e i dati dell’anemometro sonico situato sulla torre della Specola.

Sulla base dell'analisi sinottica del vento è stato possibile vedere che la topologia cittadina, ha effettivamente effetto nell'incanalare e redirigere il regime anemologico.

8.5.1 Via Guerrazzi

L'effetto sopra descritto è risultato particolarmente visibile nella stazione di Via Guerrazzi:

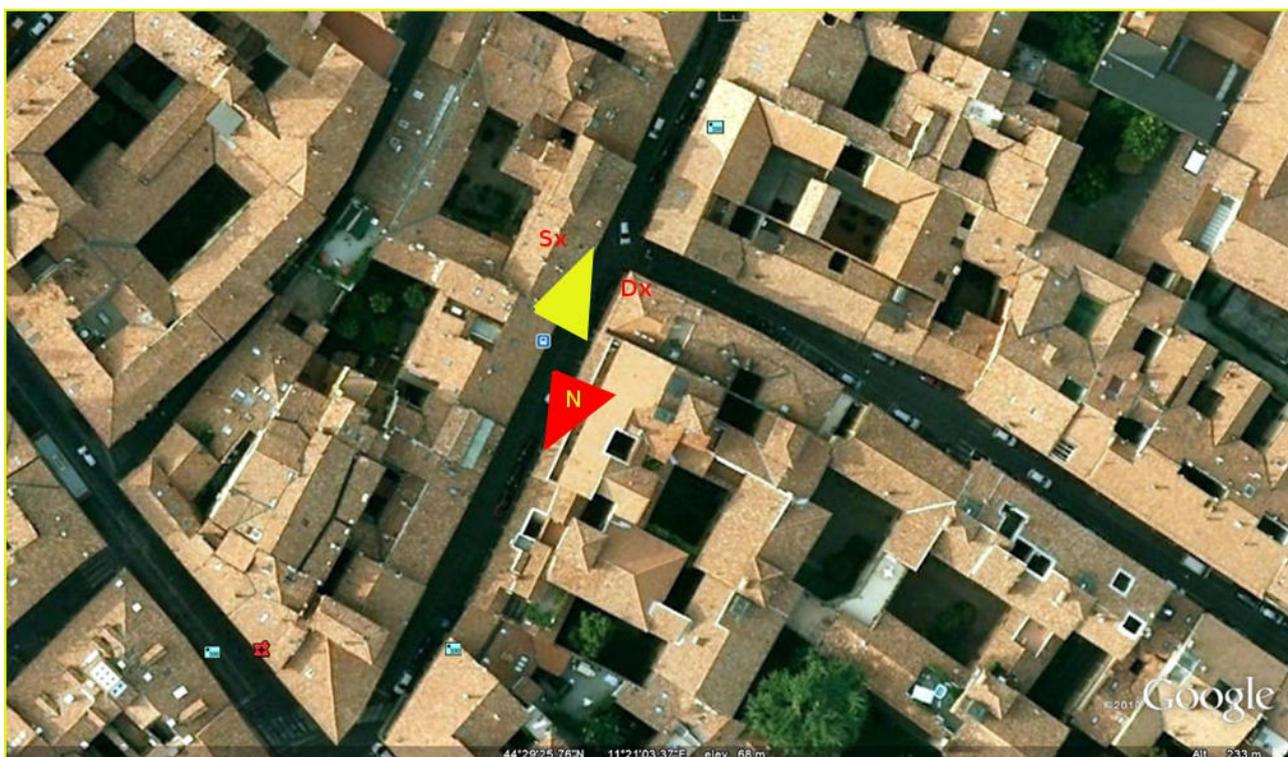


Fig. 8.54: replica della visione da satellite di Via Guerrazzi, il triangolo giallo indica la stazione di misurazione e il suo orientamento, mentre il triangolo rosso indica il nord.

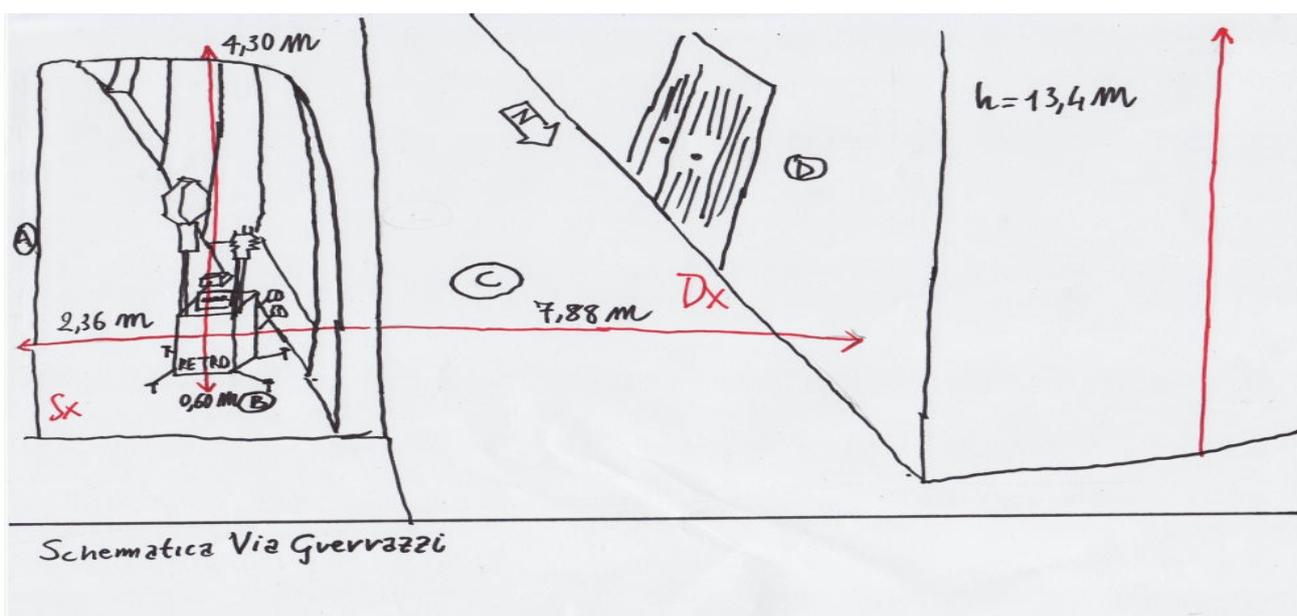


Fig. 8.55: replica del disegno schematico della stazione di via Guerrazzi.

Come si può vedere dalle figure la strada è orientata in direzione Sud/Sud-Ovest – Nord/Nord-Est ed è particolarmente stretta rispetto all’altezza dei palazzi circostanti. Questa direzione è quella prevalente di provenienza del vento misurato sia in estate che in inverno, indipendentemente dai dati sinottici provenienti dalla Specola/Asinelli, mostrando che Via Guerrazzi agisce come un “canale” per il vento che soffia attraverso quella particolare zona della città, come si può vedere dai grafici seguenti (figura 8.56 e 57):

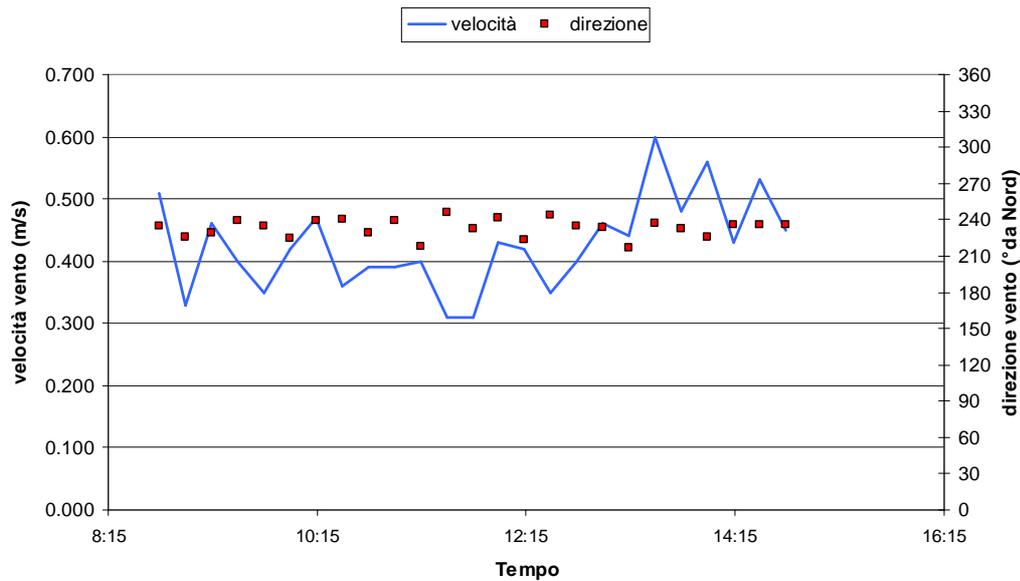


Fig. 8.56: misurazioni di velocità scalare e direzione del vento per la stazione di via Guerrazzi in data 19/07/2010. I quadrati rossi rappresentano la direzione, mentre la linea blu la velocità scalare.

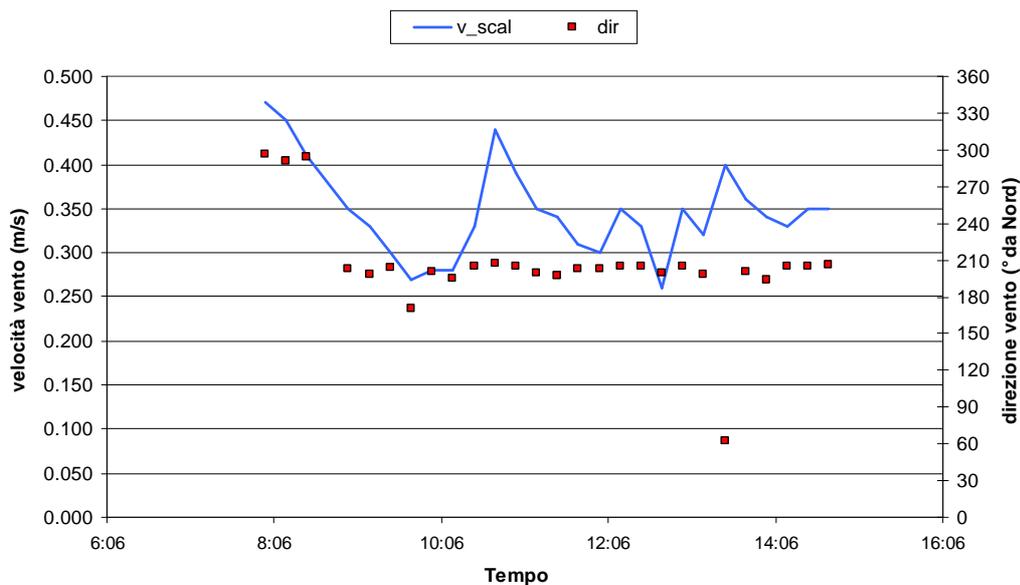


Fig. 8.57: misurazioni di velocità scalare e direzione del vento per la stazione di via Guerrazzi in data 15/12/2010. I quadrati rossi rappresentano la direzione, mentre la linea blu la velocità scalare.

Le altre stazioni non hanno mostrato effetti d'incanalamento così evidente in entrambe le campagne di misurazione.

8.5.2 Piazza S. Stefano:

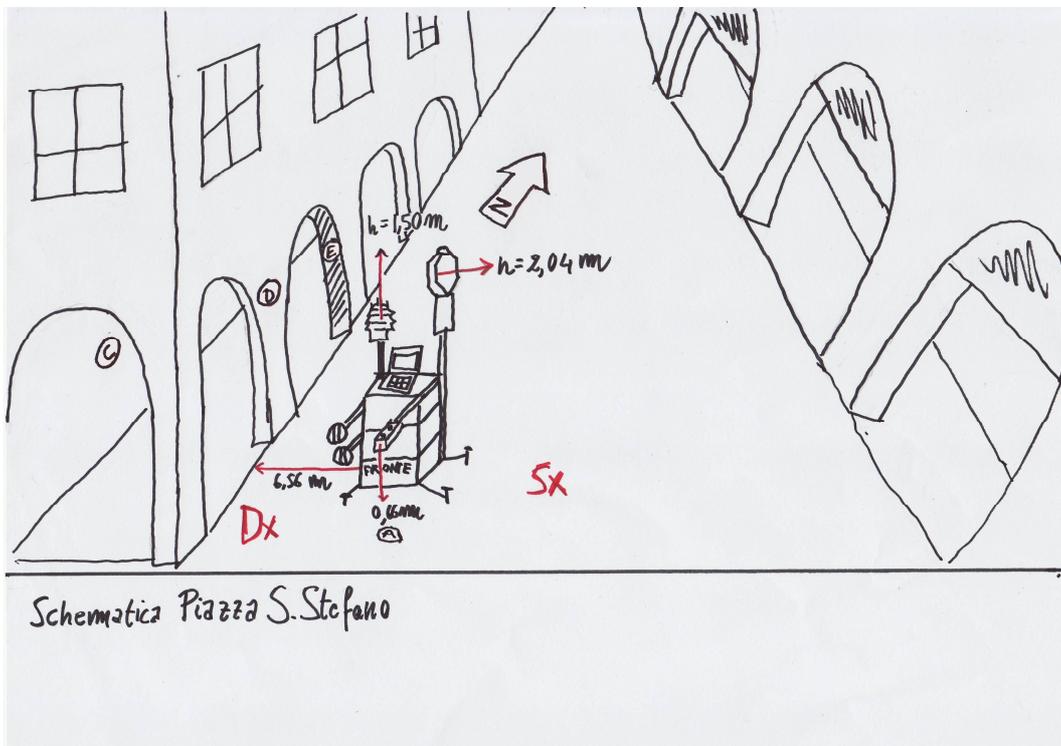


Fig 8.58 e Fig. 8.59: Replica della visione satellitare (in alto) e schematica (in basso) per Piazza Santo Stefano

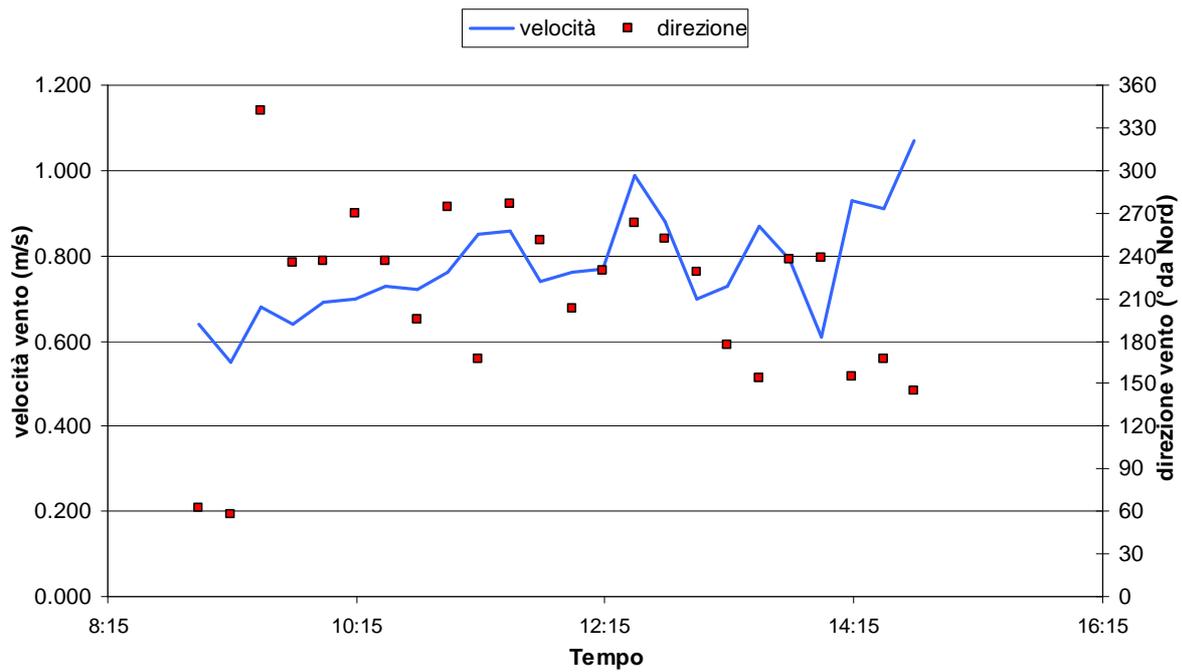


Fig. 8.60: Andamento di velocità scalare e direzione del vento in Piazza S. Stefano (Estate)

Il grafico riporta la velocità e la direzione del vento per Piazza S. Stefano in fase estiva e non si può notare una direzione prevalente del vento che è piuttosto dispersa principalmente fra i circa 150 e 270 gradi.

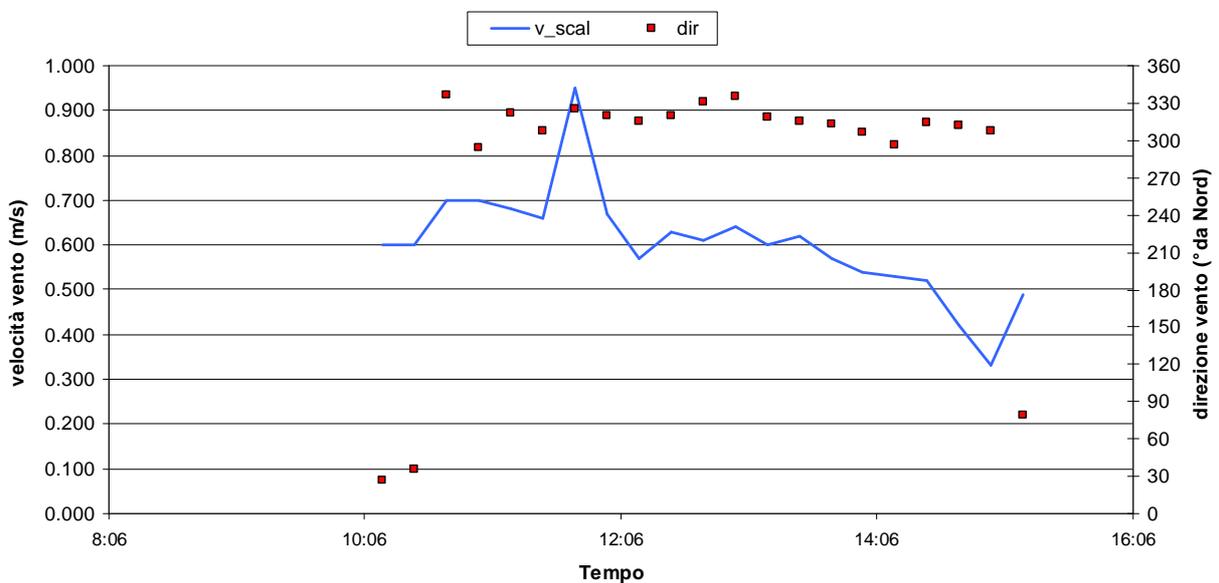


Fig. 8.61: Andamento di velocità scalare e direzione del vento in Piazza S. Stefano (Inverno)

La figura 8.61 mostra l'andamento di velocità e direzione del vento per Piazza Santo Stefano per il campionamento invernale: in questa fase il vento si mostra tendenzialmente di minor velocità

rispetto a quello misurato in fase estiva e anche la direzione rimane più costante fra i 300 e i 330 gradi da Nord.

Sulla base della pianta della piazza e dell'orientamento dell'*array* strumentale il vento in fase invernale sembra provenire da Nord-Ovest quindi dalle spalle della strumentazione, dal lato più stretto della piazza verso il lato più largo e più aperto.

I picchi nella velocità del vento sono probabilmente dovuti al rimescolamento transiente dovuto al passaggio di automobili.

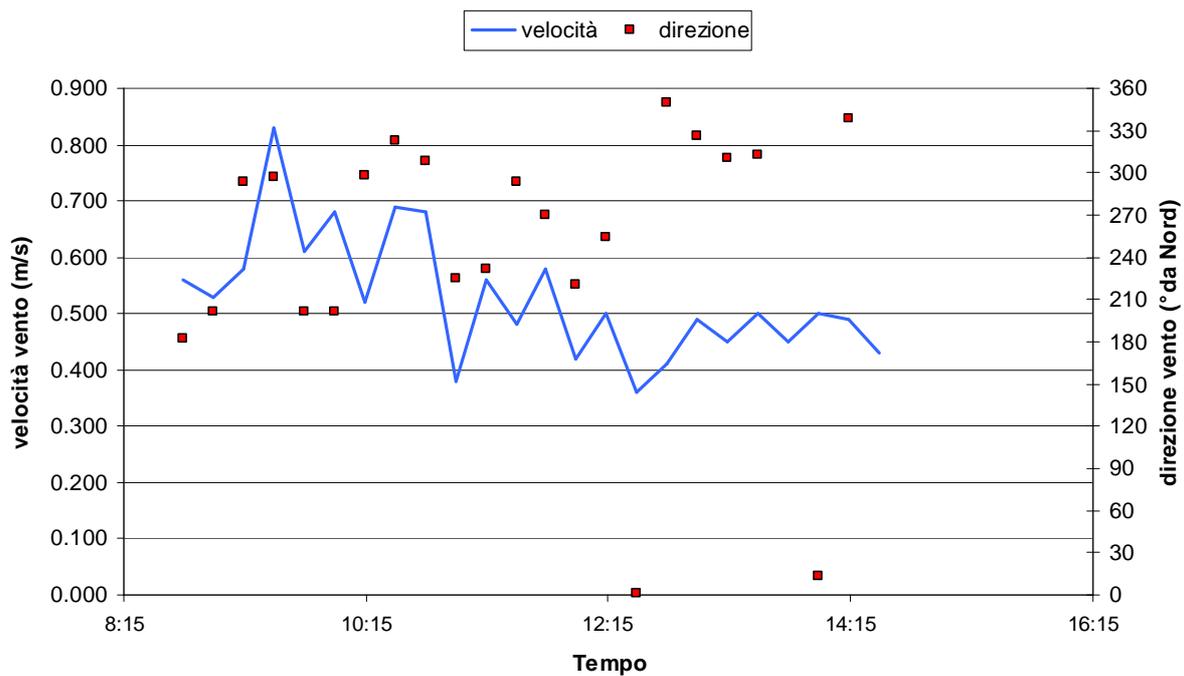


Fig. 8.64: Andamento di velocità scalare e direzione del vento in Strada Maggiore (Estate)

Dalla figura 8.64, che mostra velocità scalare e direzione del vento in Strada Maggiore durante il campionamento estivo, si vede un'assenza di costanza nella direzione del vento.

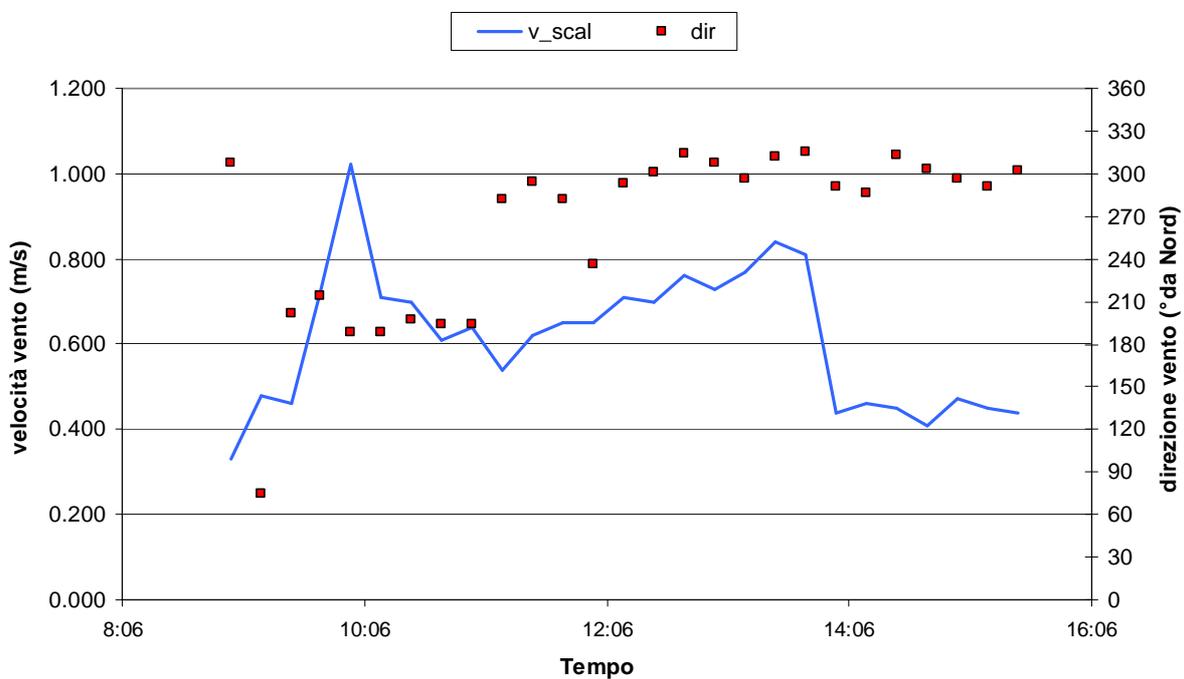


Fig. 8.65: Andamento di velocità scalare e direzione del vento in Strada Maggiore (Inverno)

La velocità del vento in Strada Maggiore in fase invernale (figura 8.65) presenta un andamento diverso dalla velocità registrata in fase estiva, ma valori assoluti confrontabili. La direzione sembra

più costante rispetto alla fase estiva e sembra presentare due principali momenti: uno intorno alle 10 di mattina con direzione attorno ai 210 gradi da nord e una che parte intorno a mezzogiorno, dove la direzione si sposta intorno ai 300 gradi da nord. Il vento proviene quindi da Ovest/Nord-Ovest nell'arco della giornata.

8.5.4 Giardini Margherita:

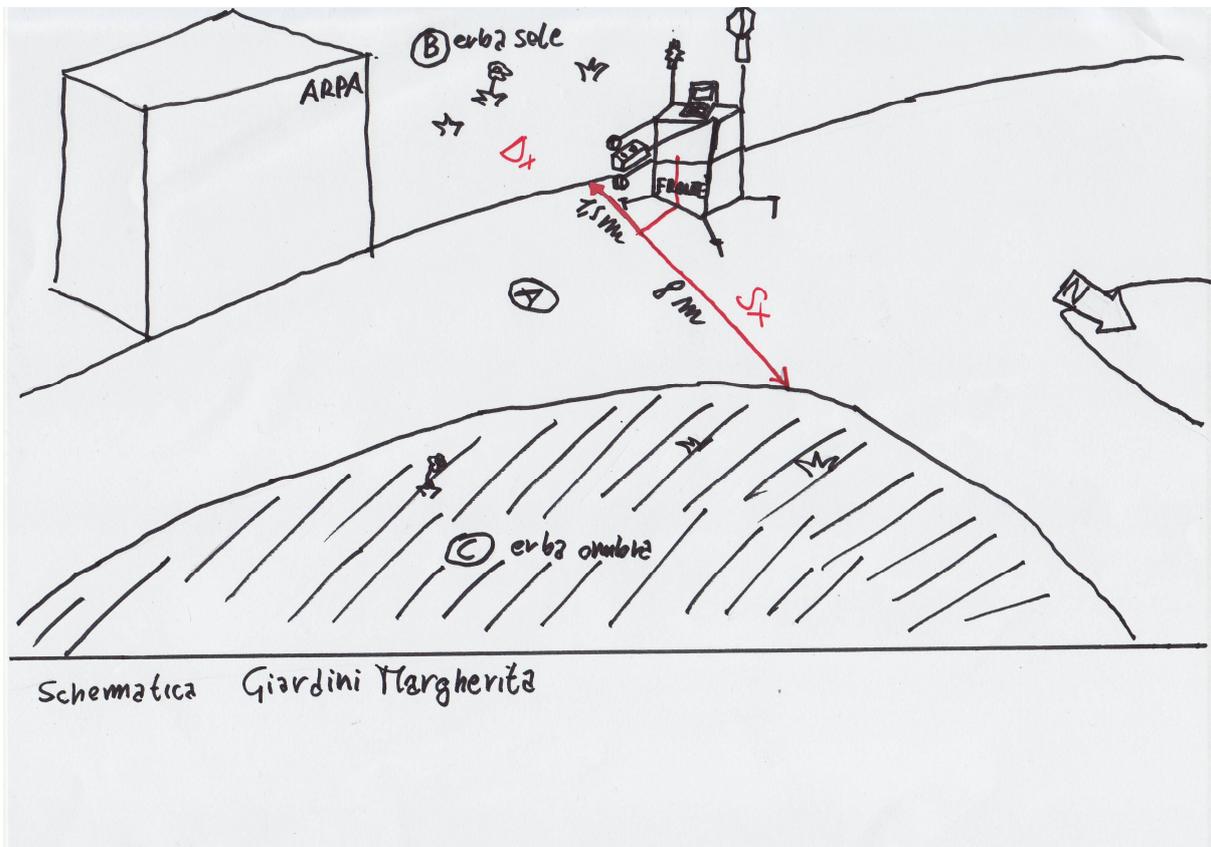


Fig. 8.66 e Fig. 8.67: Replica della visione satellitare (in alto) e schematica (in basso) della stazione dei Giardini Margherita

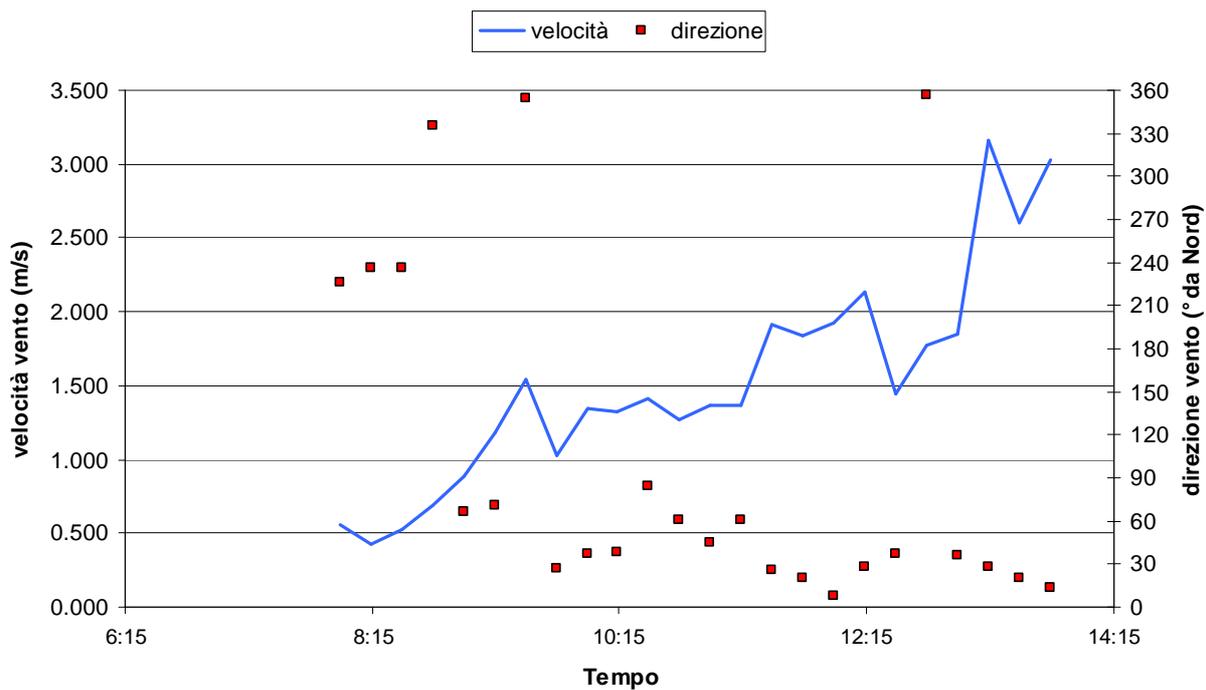


Fig. 8.68: Andamento di velocità scalare e direzione del vento nella stazione dei Giardini Margherita (Estate)

Il grafico 8.68 mostra l'andamento della velocità scalare e direzione del vento nei Giardini Margherita per la giornata di campionamento estivo. L'impennata nella velocità scalare del vento può essere imputabile all'incremento di temperatura dell'aria come mostrato dalla figura seguente.

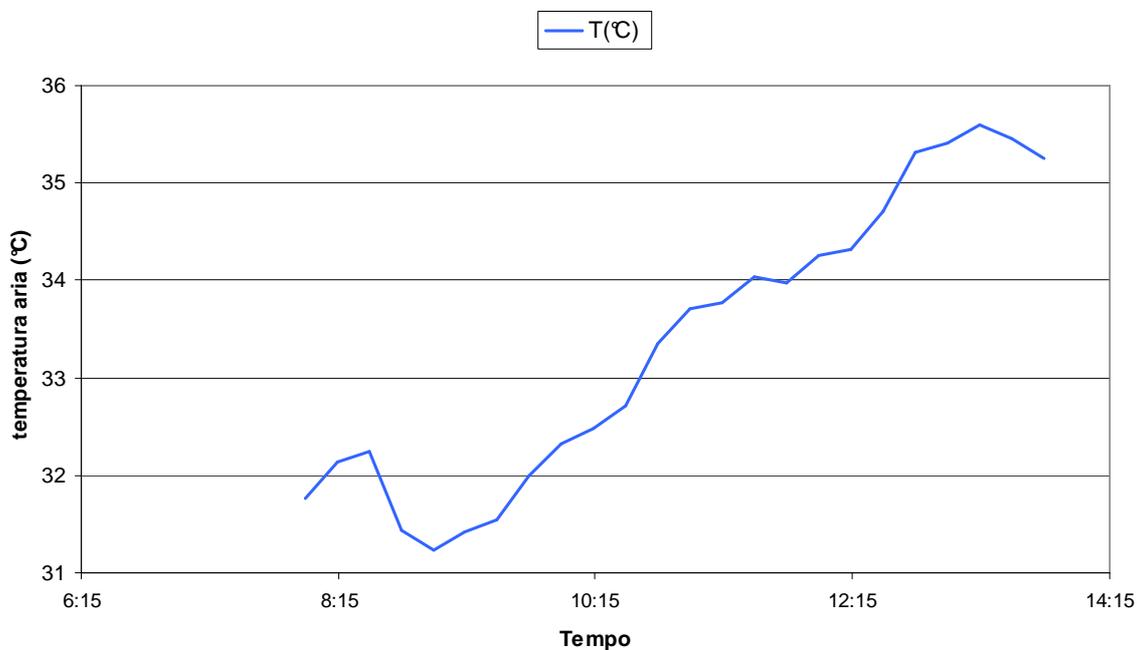


Fig. 8.69: Andamento nel tempo della temperatura nella stazione dei Giardini Margherita (Estate)

Nonostante la grande apertura della stazione dei Giardini Margherita la direzione di provenienza del vento non ha una grande dispersione e si concentra nell'area Est/Nord-Est della rosa dei venti. L'assenza di ostacoli (assieme alle alte temperature estive) può spiegare la maggiore velocità del vento rispetto alle altre stazioni.

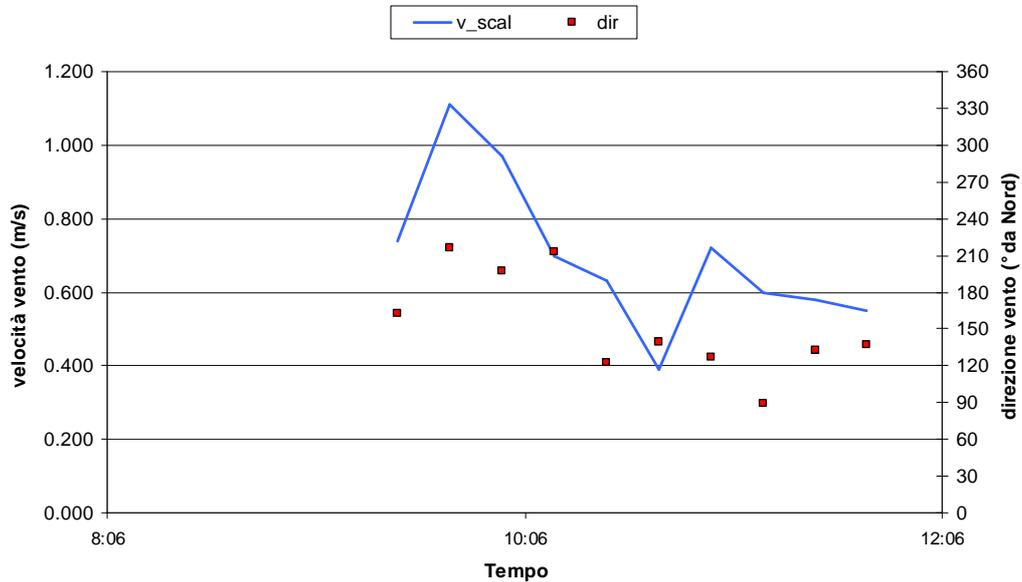


Fig. 8.70: Andamento di velocità scalare e direzione del vento nella stazione dei Giardini Margherita (Inverno)

La figura 8.70 mostra velocità scalare e direzione del vento per la sessione invernale di campionamento ai Giardini Margherita. La forte decrescita di velocità è imputabile all'abbassamento di temperatura nella prima fase della giornata, come mostrato dalla figura 8.71.

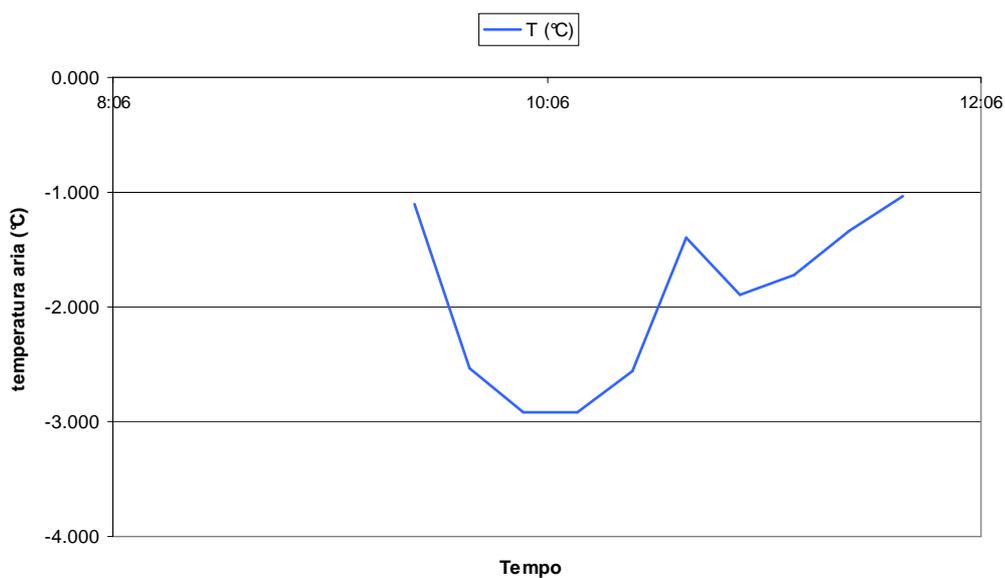


Fig. 8.71: Andamento di temperatura nella stazione dei Giardini Margherita (Inverno)

La velocità del vento assume valori decisamente più bassi in inverno rispetto che all'estate, mentre la direzione mostra una certa dispersione, ma è difficile dare un parere chiaro vista la scarsità di punti a disposizione.

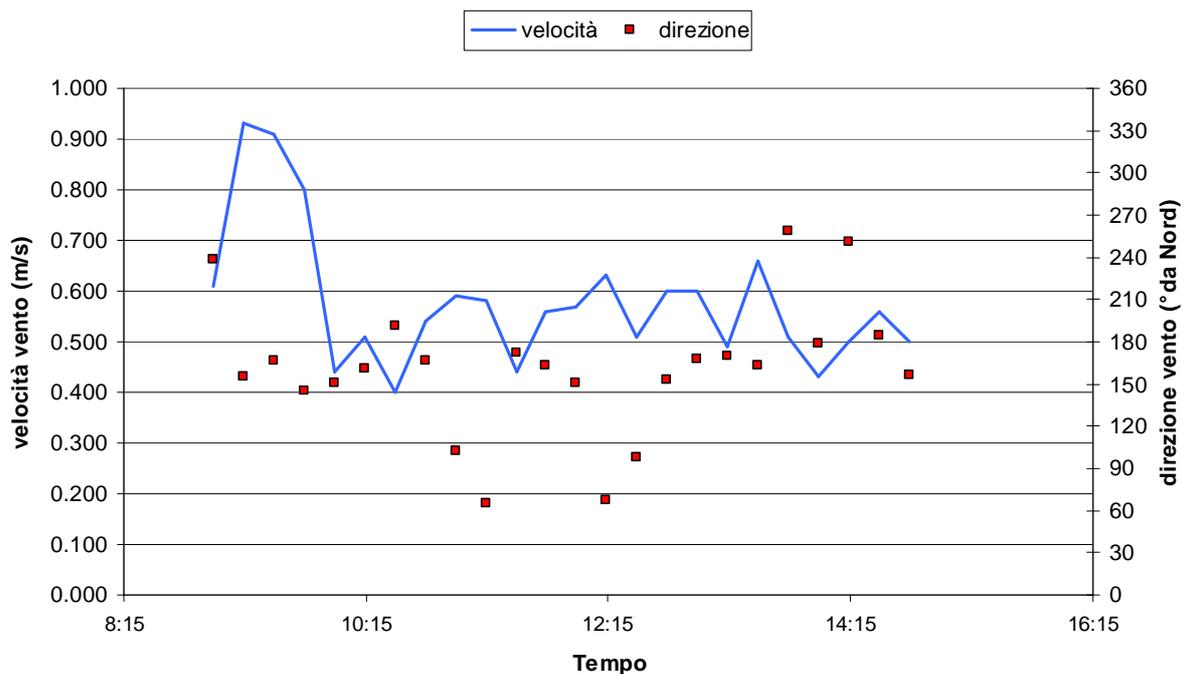


Fig. 8.74: Andamento di velocità scalare e direzione del vento nella stazione periurbana CNR (Estate)

L'immagine 8.74 mostra velocità scalare e direzione del vento per la stazione Periurbana CNR in fase estiva. La velocità rientra nei parametri misurati nelle altre stazioni e la direzione prevalente del vento sembra attestarsi fra i 150 e i 180 gradi da nord, quindi in direzione Sud/Sud-Est

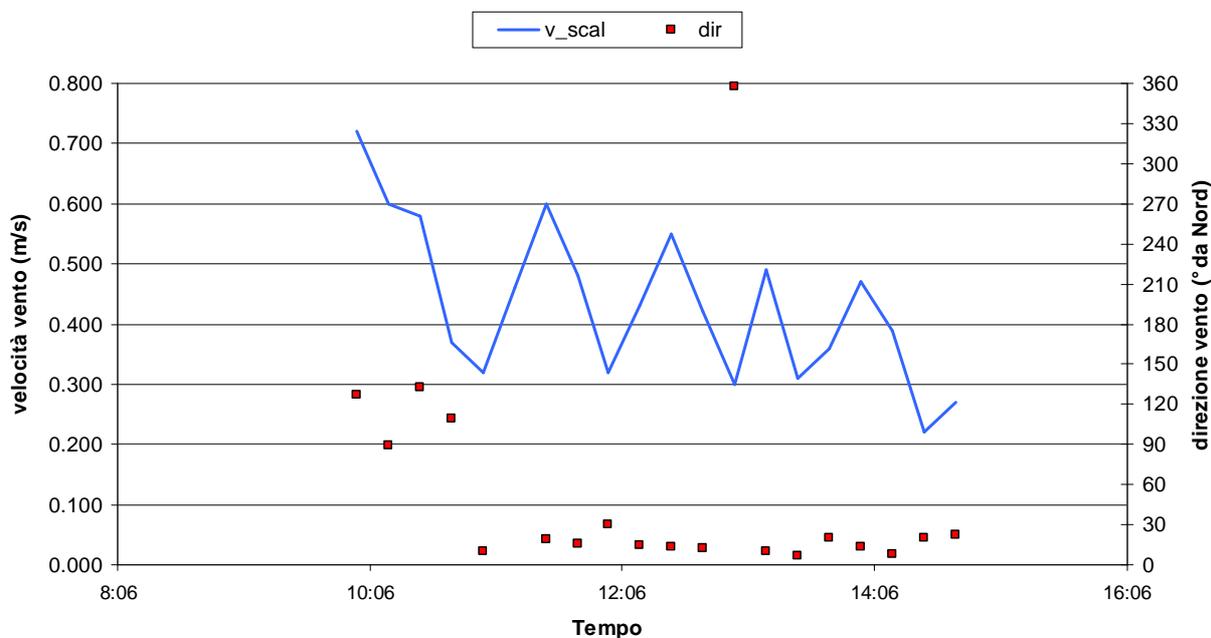


Fig. 8.75: Andamento di velocità scalare e direzione del vento nella stazione periurbana CNR (Inverno)

In inverno la direzione prevalente del vento sembra invece attestarsi nello spicchio Nord/Nord-Est della rosa dei venti (come mostrato dalla figura 8.75).

8.6 Correlazioni Parametri Meteorologici – Particolato:

Innanzitutto si è proceduto a confrontare il comportamento dei due strumenti che, com'è descritto nel capitolo 7, restituiscono dati diversi: mentre il DustTrak, infatti, restituisce una quantità di particolato in microgrammi su metro cubo, l'AeroTrak restituisce un numero di particelle su metro cubo per ogni classe dimensionale (0.3-0.5 micrometri, 0.5-1 micrometri, 1-3 micrometri, 3-5 micrometri, 5-10 micrometri, >10 micrometri).

Il numero di particelle di ogni classe è stato convertito in peso mediante il seguente protocollo (Tittarelli et al., 2008):

1. Calcolo del diametro medio della classe: (diametro della classe in esame + diametro della classe precedente) / 2
2. Calcolo del raggio medio della classe: diametro medio della classe in esame / 2
3. Calcolo del volume della particella della data classe (ipotizzandola come sferica)
4. Calcolo della massa della particella: (densità*volume). La densità è stata considerata costante e pari a 1.65 g/cm^3
5. La massa è stata moltiplicata per il numero di particelle misurate per quella data classe ottenendo quindi un valore in $\mu\text{g/m}^3$.
6. Le masse calcolate per le prime tre classi dimensionali sono state sommate per ottenere il peso del PM 3 in quanto taglio più prossimo al *cutoff* di $2.5 \mu\text{m}$ dell'AeroTrak.
7. Il PM 3 così calcolato è stato confrontato col PM 2.5 misurato dal DustTrak. Non sono state cambiate le classi dimensionali impostate di fabbrica nell'AeroTrak per evitare perdita d'informazione (come suggerito dal manuale dello strumento). Vista la minima differenza in diametro il PM 3 è stato comunque reputato confrontabile col PM 2.5 misurato dal DustTrak.

I due campionatori sono stati fatti operare in continuo per 72 ore per confrontare i valori di concentrazione restituiti sia fra strumento e strumento, sia rispetto al campionatore ARPA PM 2.5 posizionato nei Giardini Margherita. Questi studi in parallelo hanno fatto emergere una serie di interessanti risultati:

1. Il DustTrak ha rivelato un problema strumentale se acquisito usando la sua memoria interna e il software TrakPro dedicato. Tale problema, emerso dal confronto dell'andamento del DustTrak con quello dell'AeroTrak, è stato risolto successivamente nella campagna invernale effettuando l'acquisizione mediante la connessione diretta ad un *datalogger* CR10. Per la campagna estiva, non è stato possibile applicare questo accorgimento, ma, effettuando un confronto in cui venivano acquisiti contemporaneamente l'AeroTrak, il DustTrak usando la sua memoria interna e lo stesso DustTrak mediante CR10, abbiamo appurato che la dinamica interna dello strumento ricalca comunque abbastanza bene l'andamento del particolato come ricavato sia dal CR10 che dall'AeroTrak. Questo tipo di campionamento è stato possibile dal momento che il DustTrak può acquisire contemporaneamente sia sulla sua memoria interna, sia attraverso *datalogger*.

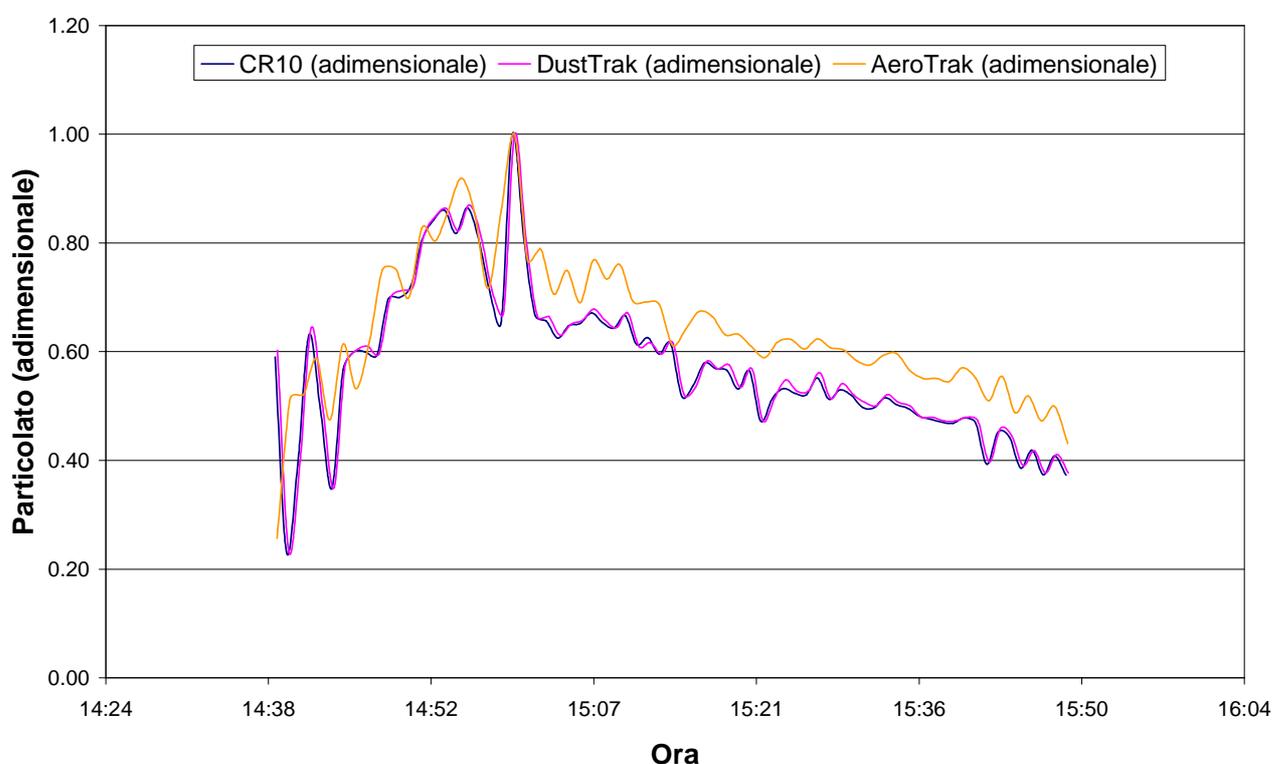


Fig. 8.76: Andamento del particolato (adimensionale) come misurato da DustTrak (linea magenta), AeroTrak (linea arancione) e DustTrak acquisito dal *datalogger* CR10 (linea blu).

Il grafico 8.76 mostra i risultati dell'acquisizione in contemporanea. I dati (come tutti i dati relativi alle correlazioni di particolato e parametri meteorologici) sono stati standardizzati mediante normalizzazione relativa al valore massimo registrato per ogni parametro considerato. L'acquisizione è stata effettuata in situazione controllata, ossia in camera bianca a 60% RH e 20 °C di Temperatura, la dinamica è stata simulata utilizzando fumo di sigaretta. Come si può vedere c'è un notevole accordo fra i tre strumenti e, in particolar

modo, ciò è vero per il DustTrak acquisito usando la sua memoria interna (riga magenta) e il DustTrak acquisito usando il *datalogger* (riga blu). Si può notare una limitatissima asincronia degli andamenti la cui origine è stata individuata nella temporizzazione non perfettamente coincidente dei *timer* interni ad ogni singolo strumento il che pertanto non pregiudica in modo sostanziale la sovrapponibilità dei dati acquisiti.

2. I due campionatori ottici, una volta mediati sulle 24 ore, restituiscono valori assoluti di concentrazione differenti dalla media ARPA (tendono a discostarsi del 40% della media restituita da ARPA). Questo è un risultato prevedibile a causa dei differenti algoritmi per l'inversione del dato di *number density* delle particelle a massa del particolato e ai *cutoff* dei singoli strumenti, oltre che alle differenze intrinseche di ogni singolo campionatore. Questo risultato non pone un effettivo problema relativamente al nostro studio: quello che a noi interessa è una correlazione fra la dinamica del particolato e la dinamica di altre variabili atmosferiche per identificare l'esistenza di effetti topologici. Uno dei punti di forza dei campionatori ottici è proprio l'alta frequenza di campionamento che permette uno studio della dinamica. Per correttezza, però, abbiamo comunque deciso di normalizzare i dati (normalizzazione fra 0 e 1 ottenuta mediante divisione sul valor massimo), in modo da non comunicare valori assoluti di concentrazione di particolato acquisiti da strumenti non "a norma di legge".

Di seguito verranno mostrati i risultati dell'analisi i grafici fra particolato e velocità scalare del vento, energia cinetica turbolenta (TKE), intensità della turbolenza e temperatura (tutte variabili fornite dall'anemometro sonico). In fase invernale abbiamo inserito anche i grafici di andamento normalizzato delle polveri nel tempo per i due campionatori ottici per analizzare l'accordo fra i due strumenti. Dal momento che ci troviamo a dover comparare strumenti con tempi di mediazione del dato differente (1 minuto per i contatori di particelle, 15 minuti per l'anemometro sonico) è stato necessario effettuare un'ulteriore mediazione dei dati dei contatori ottici per avere valori sul quarto d'ora confrontabili temporalmente con i dati del sonico. Se questo da un lato riduce la quantità di dati di particolato a disposizione (abbassando la statistica) permette di ovviare alla leggerezza sincronica esistente fra i timer dei due campionatori.

La scelta dei suddetti parametri è giustificata dalla nota influenza di queste variabili sull'Urban Boundary Layer come specificato nel capitolo 3.

Nei grafici che seguiranno verranno mostrate le rette di correlazione solo ove si ha un R^2 maggiore di 0.65. Le rette di correlazione sono comunque state calcolate per ogni coppia di variabili e nella tabella seguente sono stati riportati i corrispondenti R^2 .

Stazione	Stagione	Variabili Analizzate	Indice di Pearson (R²)
Piazza S. Stefano	Estate	Vel. Vento / PM 2.5	0.171
Piazza S.Stefano	Estate	TKE / PM 2.5	0.203
Piazza S. Stefano	Estate	Intensità Tur. / PM 2.5	0.197
Piazza S. Stefano	Estate	Temperatura / PM 2.5	0.734
Strada Maggiore	Estate	Vel. Vento / PM 2.5	0.001
Strada Maggiore	Estate	TKE / PM 2.5	0.001
Strada Maggiore	Estate	Intensità Tur. / PM 2.5	0.033
Strada Maggiore	Estate	Temperatura / PM 2.5	0.32
Via Guerrazzi	Estate	Vel. Vento / PM 2.5	0.595
Via Guerrazzi	Estate	TKE / PM 2.5	0.627
Via Guerrazzi	Estate	Intensità Tur. / PM 2.5	0.077
Via Guerrazzi	Estate	Temperatura / PM 2.5	0.402
Giardini Margherita	Estate	Vel. Vento / PM 2.5	0.037
Giardini Margherita	Estate	TKE / PM 2.5	0.035
Giardini Margherita	Estate	Intensità Tur. / PM 2.5	0.001
Giardini Margherita	Estate	Temperatura / PM 2.5	0.156

Periurbana CNR	Estate	Vel. Vento / PM 2.5	0.003
Periurbana CNR	Estate	TKE / PM 2.5	0.008
Periurbana CNR	Estate	Intensità Tur. / PM 2.5	0.002
Periurbana CNR	Estate	Temperatura / PM 2.5	
Piazza S. Stefano	Inverno	Vel. Vento / PM 2.5	0.068
Piazza S.Stefano	Inverno	Vel. Vento / PM 3	0.705
Piazza S. Stefano	Inverno	TKE / PM 2.5	0.023
Piazza S. Stefano	Inverno	TKE / PM 3	0.693
Piazza S. Stefano	Inverno	Intensità Tur. / PM 2.5	0.311
Piazza S. Stefano	Inverno	Intensità Tur. / PM 3	0.244
Piazza S. Stefano	Inverno	Temperatura / PM 2.5	0.067
Piazza S. Stefano	Inverno	Temperatura / PM 3	0.288
Strada Maggiore	Inverno	Vel. Vento / PM 2.5	0.300
Strada Maggiore	Inverno	Vel. Vento / PM 3	0.292
Strada Maggiore	Inverno	TKE / PM 2.5	0.174
Strada Maggiore	Inverno	TKE / PM 3	0.131
Strada Maggiore	Inverno	Intensità Tur. / PM 2.5	0.063
Strada Maggiore	Inverno	Intensità Tur. / PM 3	0.067

Strada Maggiore	Inverno	Temperatura / PM 2.5	0.471
Strada Maggiore	Inverno	Temperatura / PM 3	0.457
Via Guerrazzi	Inverno	Vel. Vento / PM 2.5	0.043
Via Guerrazzi	Inverno	Vel. Vento / PM 3	0.228
Via Guerrazzi	Inverno	TKE / PM 2.5	0.149
Via Guerrazzi	Inverno	TKE / PM 3	0.039
Via Guerrazzi	Inverno	Intensità Tur. / PM 2.5	0.142
Via Guerrazzi	Inverno	Intensità Tur. / PM 3	0.182
Via Guerrazzi	Inverno	Temperatura / PM 2.5	0.825
Via Guerrazzi	Inverno	Temperatura / PM 3	0.141
Giardini Margherita	Inverno	Vel. Vento / PM 2.5	0.495
Giardini Margherita	Inverno	TKE / PM 2.5	0.568
Giardini Margherita	Inverno	Intensità Tur. / PM 2.5	0.088
Giardini Margherita	Inverno	Temperatura / PM 2.5	0.715
Periurbana CNR	Inverno	Vel. Vento / PM 2.5	0.316
Periurbana CNR	Inverno	TKE / PM 2.5	0.096
Periurbana CNR	Inverno	Intensità Tur. / PM 2.5	0.195
Periurbana CNR	Inverno	Temperatura / PM 2.5	0.165

Tab. 8.8: Tipi di correlazione e corrispettivi indici di Pearson per i diversi grafici di correlazione.

8.6.1 Piazza Santo Stefano – Stagione Estiva:

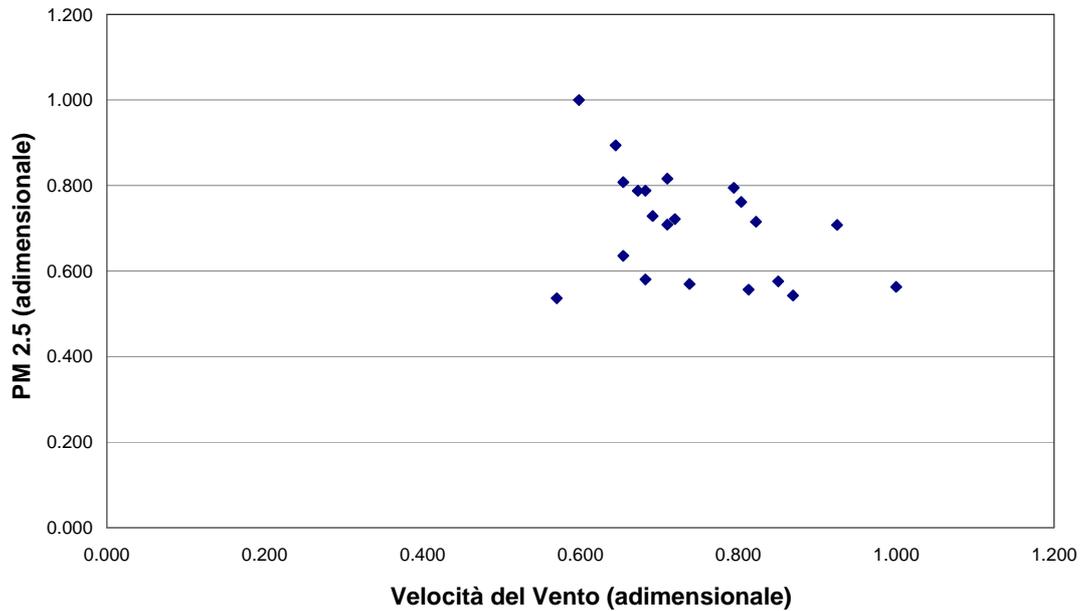


Fig. 8.77: Relazione fra velocità del vento (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione di piazza S. Stefano (Estate)

Il grafico 8.77 mostra un *cluster* di dati sul lato destro del grafico, ma non è possibile tracciare curve d'interpolazione significative. Pertanto possiamo concludere che non esiste correlazione fra la velocità del vento e il PM 2.5

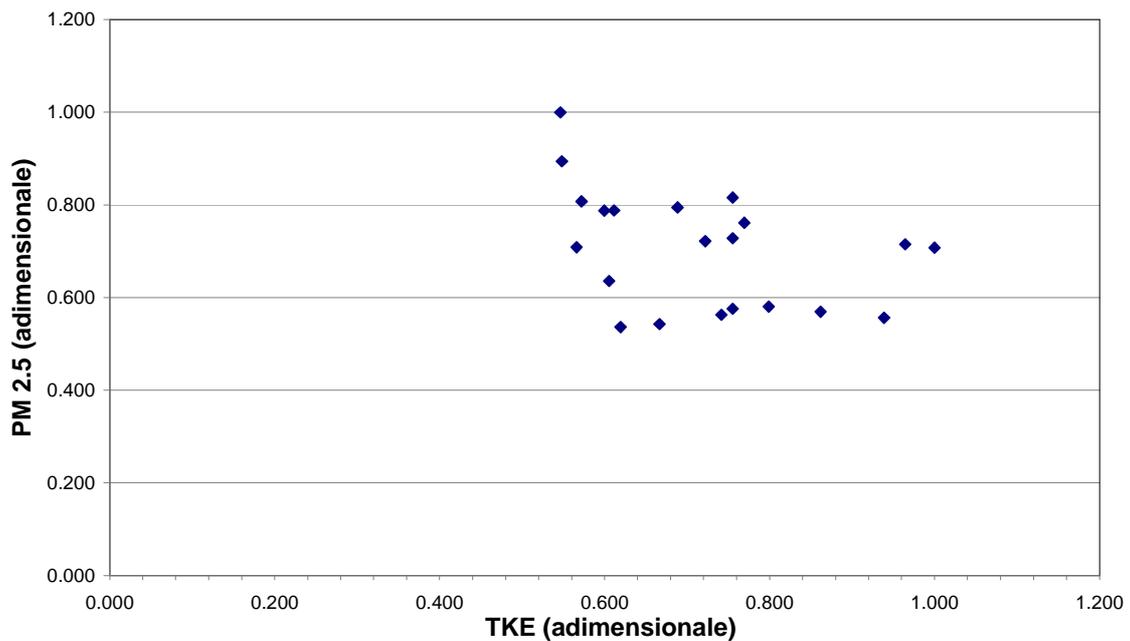


Fig. 8.78: Relazione tra energia cinetica turbolenta (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione di piazza S. Stefano (Estate)

Anche l'analisi di correlazione fra PM 2.5 ed energia cinetica turbolenta (figura 8.78) mostra un *clustering* dei dati non significativo da un punto di vista statistico. L'indice di Pearson è troppo basso per parlare di correlazione fra i due parametri.

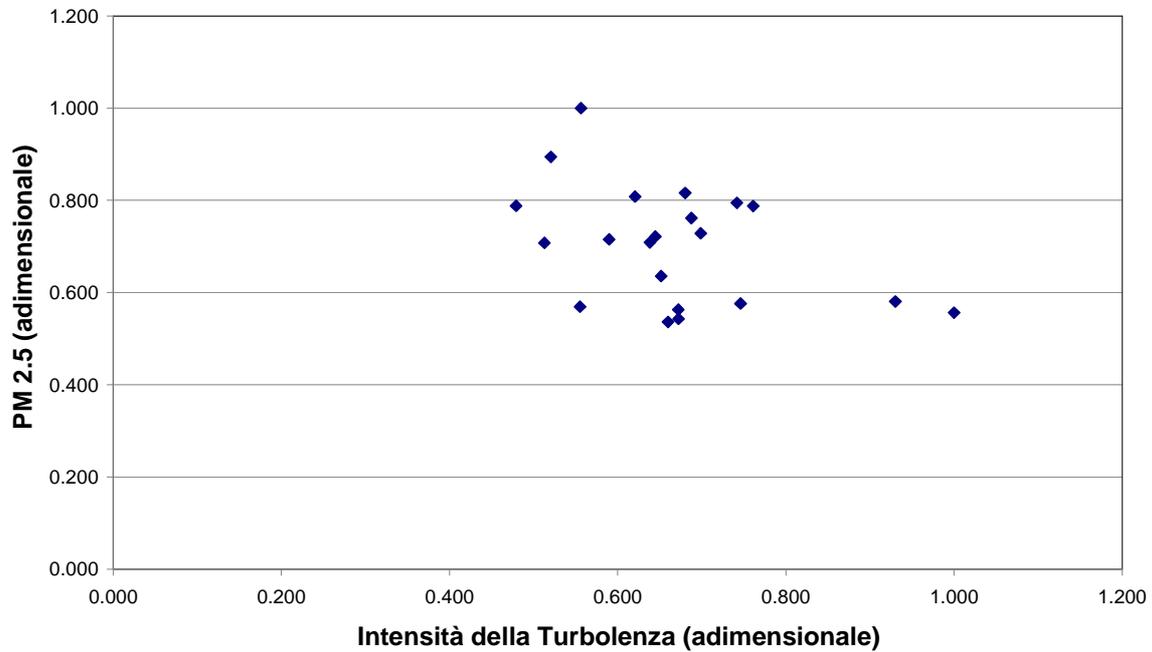


Fig. 8.79: Relazione tra intensità della turbolenza (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione di piazza S. Stefano (Estate)

Il grafico 8.79 mostra la relazione fra intensità della turbolenza e PM 2.5 e la dispersione dei dati mostra un gruppo centrale di punti. L'indice di Pearson calcolato non è sufficiente per parlare di correlazione tra le due variabili.

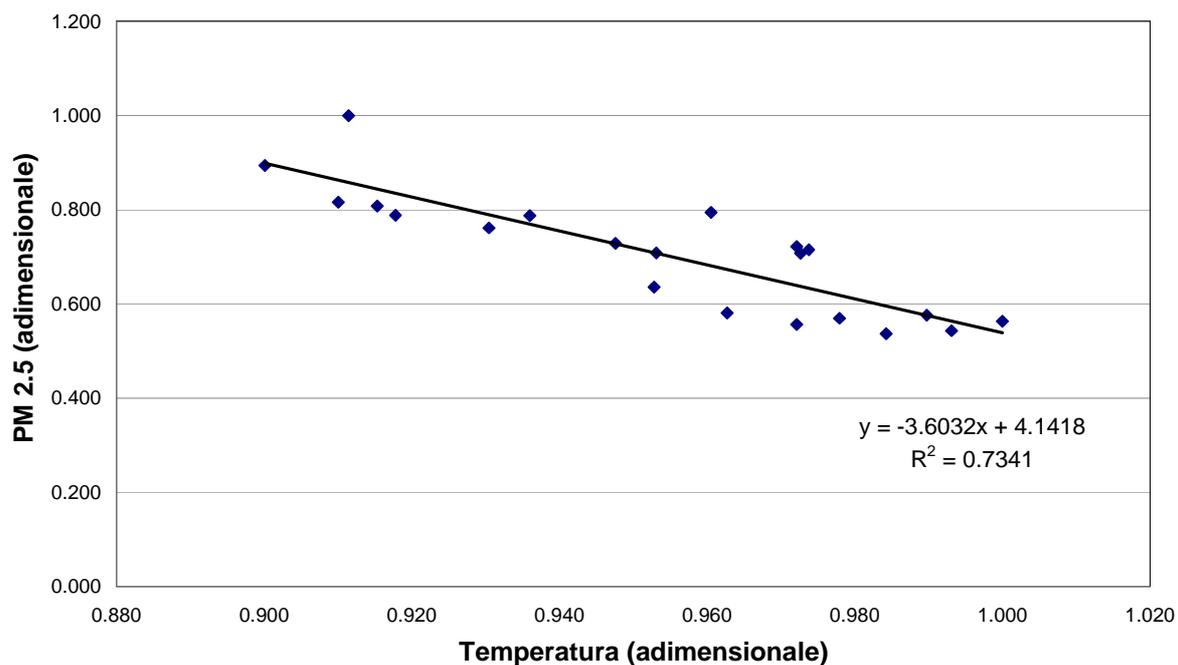


Fig. 8.80: Relazione fra temperatura (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione di piazza S. Stefano (Estate)

La temperatura si mostra negativamente correlata col particolato misurato in Piazza S. Stefan (figura 8.80). Questo potrebbe essere dovuto al fatto che l'aumento di temperatura comporta un aumento del movimento delle masse d'aria con conseguente maggiore dispersione del particolato e riduzione nel particolato misurato dallo strumento.

8.6.2 Piazza Santo Stefano – Stagione Invernale:

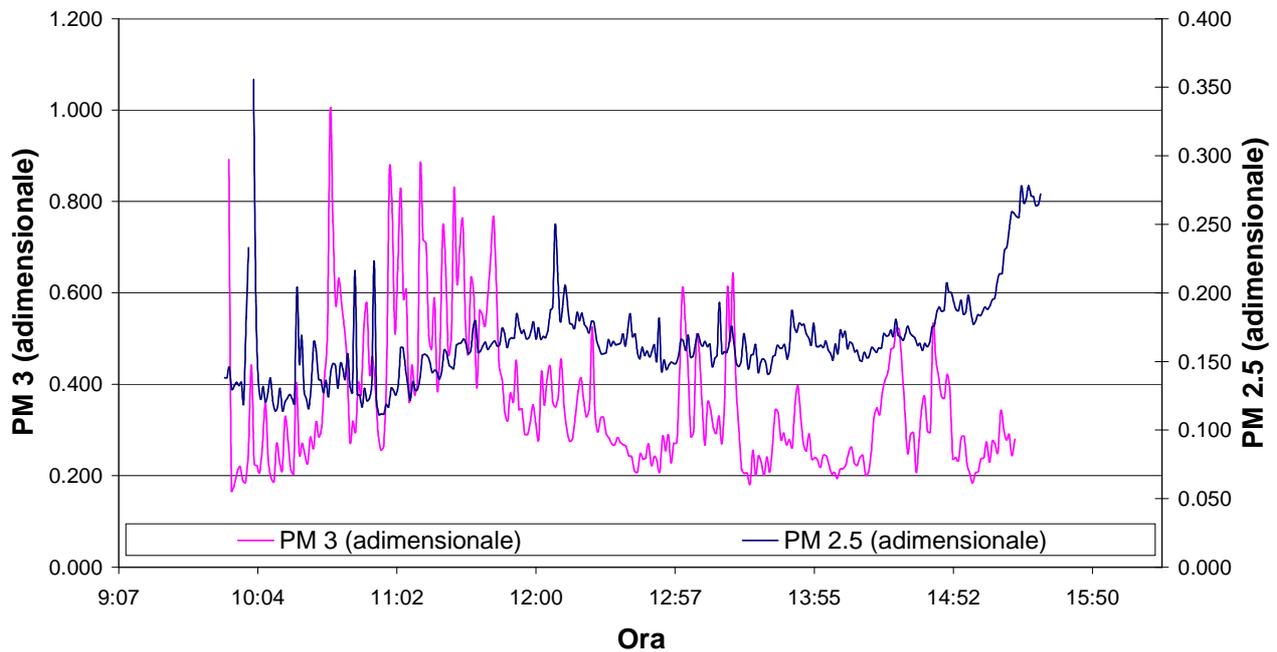


Fig 8.81: Andamento nel tempo di PM 2.5 (adimensionale, misurato da DustTrak+CR10) e PM 3 (adimensionale, misurato dall'AeroTrak) nella stazione di piazza S. Stefano (Inverno)

Gli andamenti di polveri di piazza Santo Stefano (figura 8.81) sembrano contraddire quanto appena detto, in quanto PM 2.5 e PM 3 presentano trend che non sono in accordo tra di loro. La motivazione però non risiede nella differenza degli strumenti, ma, in questa stazione, i punti di pescaggio dei due strumenti erano distanti di circa 1 metro. Abbiamo tenuto questi dati in quanto mostrano, come la direzione del vento di via Guerrazzi, che esistono effettivamente effetti topologici indipendentemente dalle correlazioni da noi analizzate.

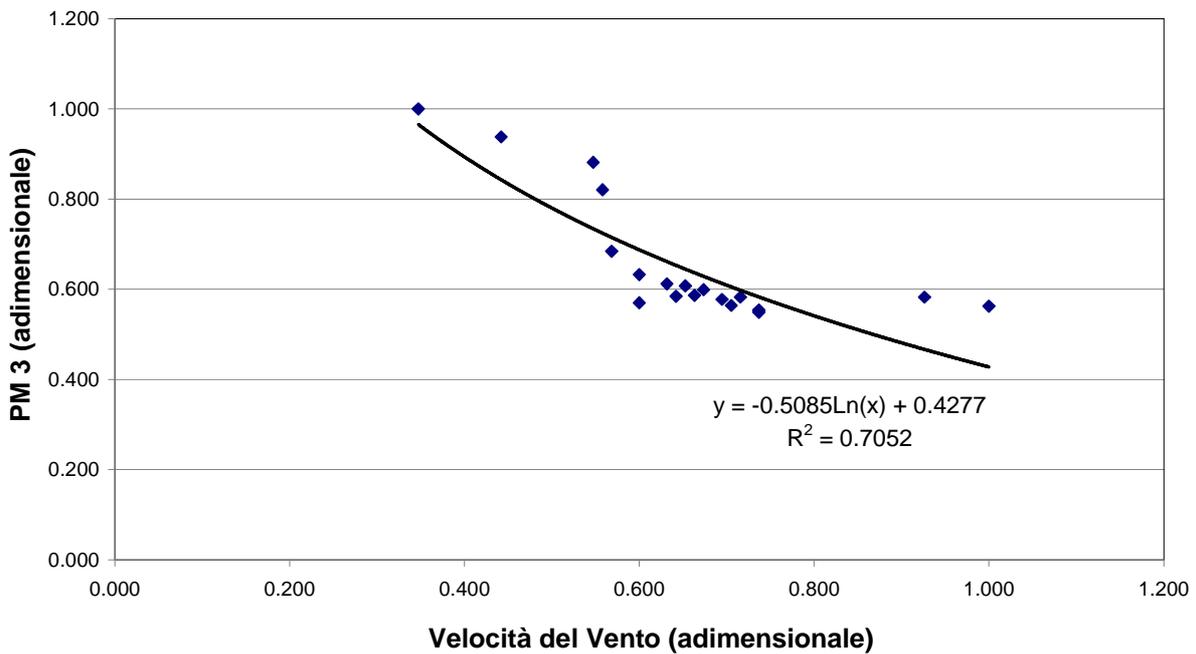
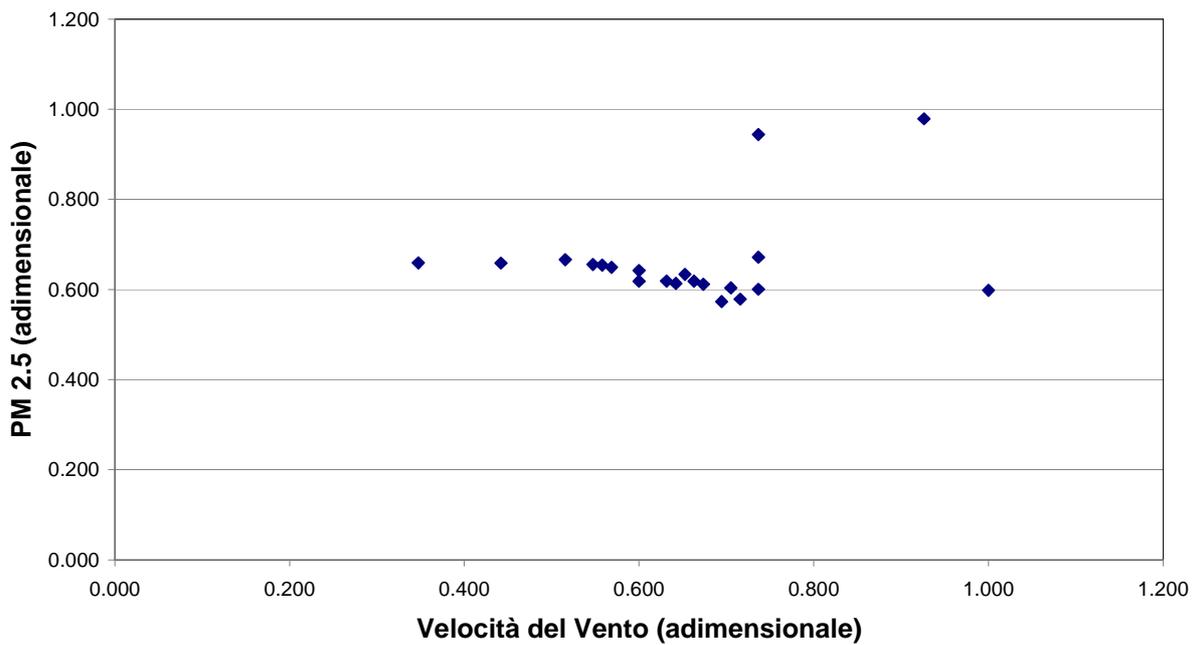


Fig. 8.82 e Fig. 8.83: Relazioni fra velocità del vento (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale, in alto) e PM 3 (adimensionale, in basso) nella stazione di piazza S. Stefano (Inverno)

I due grafici (8.82 e 8.83) mostrano il rapporto fra la velocità del vento e il particolato (PM 2.5 e 3). Sebbene il grafico relativo al PM 2.5 non indichi correlazioni, quello relativo al PM 3 indica una correlazione logaritmica fra velocità del vento e particolato che indicherebbe una diminuzione della

concentrazione del particolato con l'aumentare della velocità del vento. Questa differenza è spiegabile dalla distanza e dalla posizione delle bocche di pescaggio dei due campionatori: mentre il campionatore PM 2.5 è posizionato più vicino ad un edificio, il campionatore a PM 3 “guarda” verso la piazza (com'è visibile nella foto 8.84).



Fig. 8.84: Strumentazione in piazza S. Stefano durante il campionamento invernale, la foto mostra le due bocche di pescaggio dei campionatori di particolato.

Questa differenza ha permesso a quest'ultimo campionatore di percepire maggiormente gli effetti legati alla velocità del vento e all'apertura della piazza. Aumentando la velocità del vento il particolato tende a disperdersi nella piazza, mentre ciò non avviene per l'altro campionatore a causa della presenza di un edificio.

La presenza di una correlazione di questo tipo indica quanto anche il microambiente presenti una variabilità intrinseca anche a minime variazioni della condizione di contorno. Un effetto di questo tipo, però, non è rappresentativa del microambiente scelto (si perde nella distanza di un metro) e pertanto necessita di essere valutata con attenzione: in ogni ambiente considerato è sempre possibile rintracciare effetti “ad hoc” che però tendono a perdersi nell'microambiente diventando non significativi per la salute del cittadino e dell'utente.

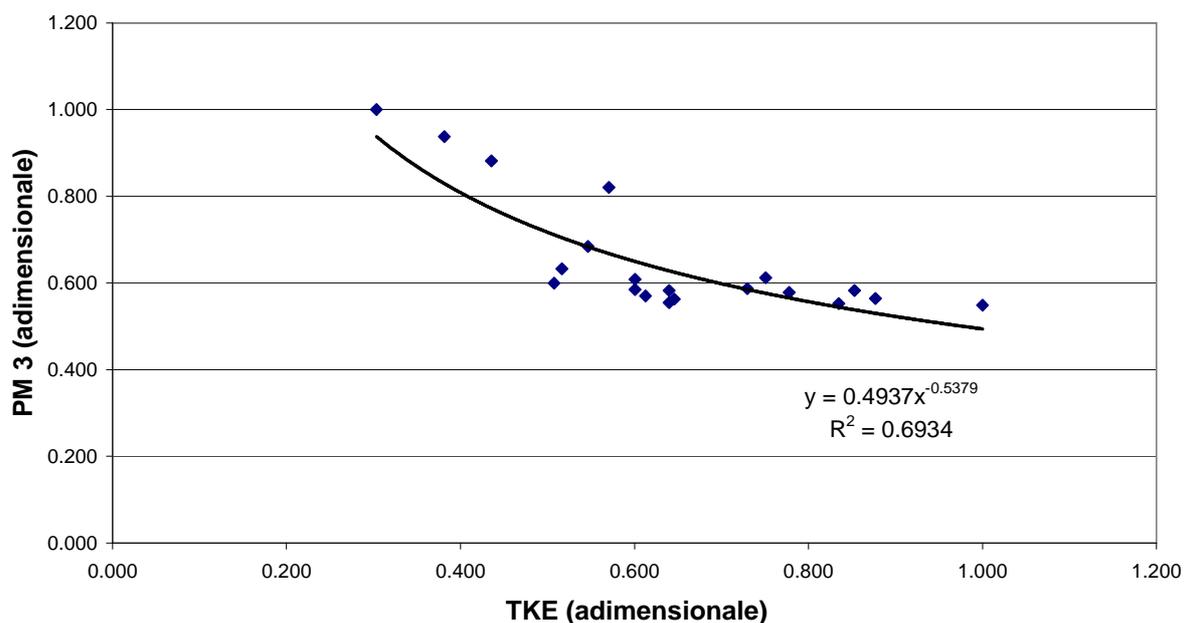
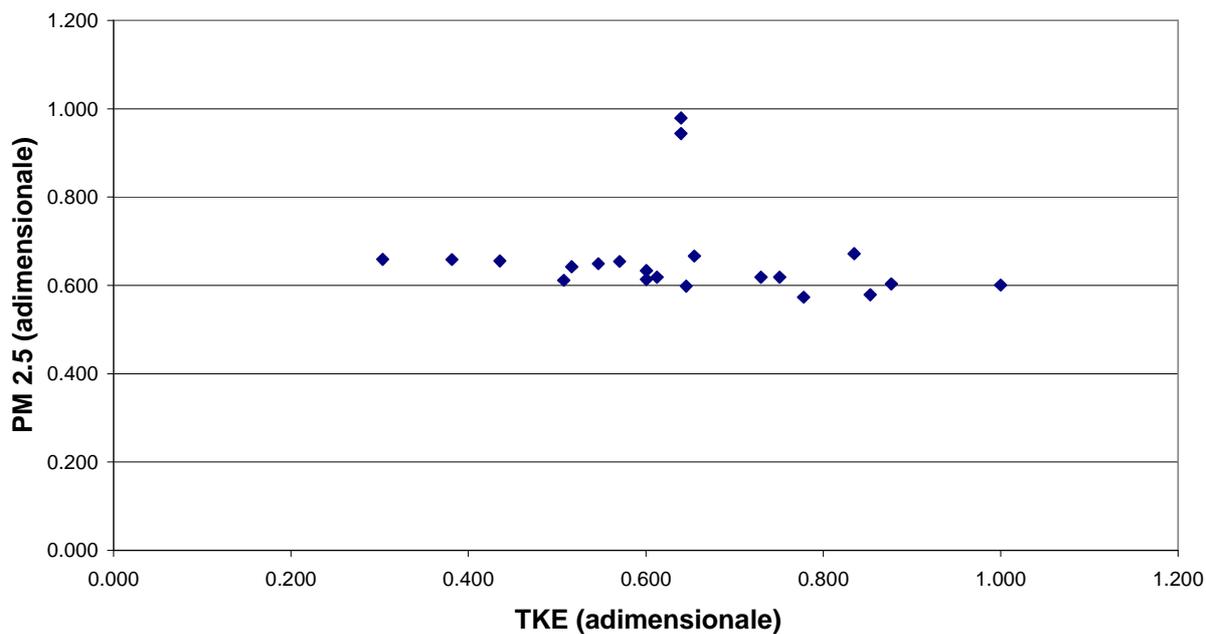


Fig. 8.85 e Fig. 8.86: Relazioni fra energia cinetica turbolenta (adimensionale), PM 2.5 (adimensionale, in alto) e PM 3 (adimensionale, in basso) nella stazione di piazza S. Stefano (Inverno).

Anche nel caso dell'energia cinetica turbolenta (figura 8.85 e 8.86) ritorna l'effetto precedentemente descritto per quanto riguarda il campionatore di PM 3: l'aumento della turbolenza tende a far diminuire le concentrazioni di particolato misurato (stavolta la correlazione minore è data dalla potenza).

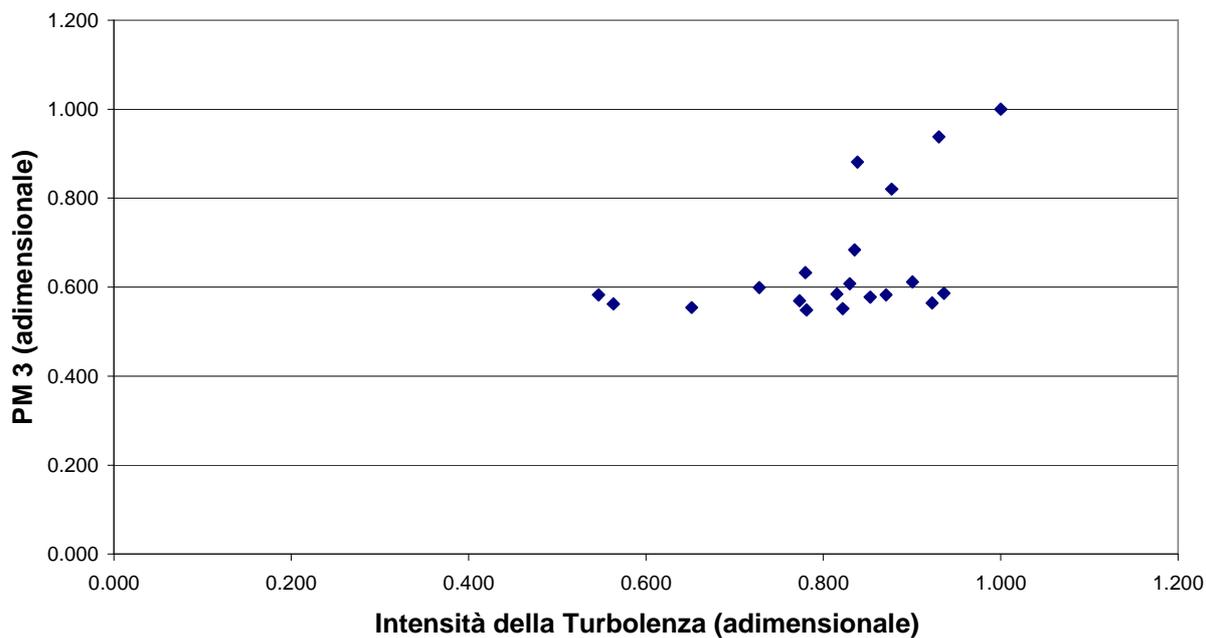
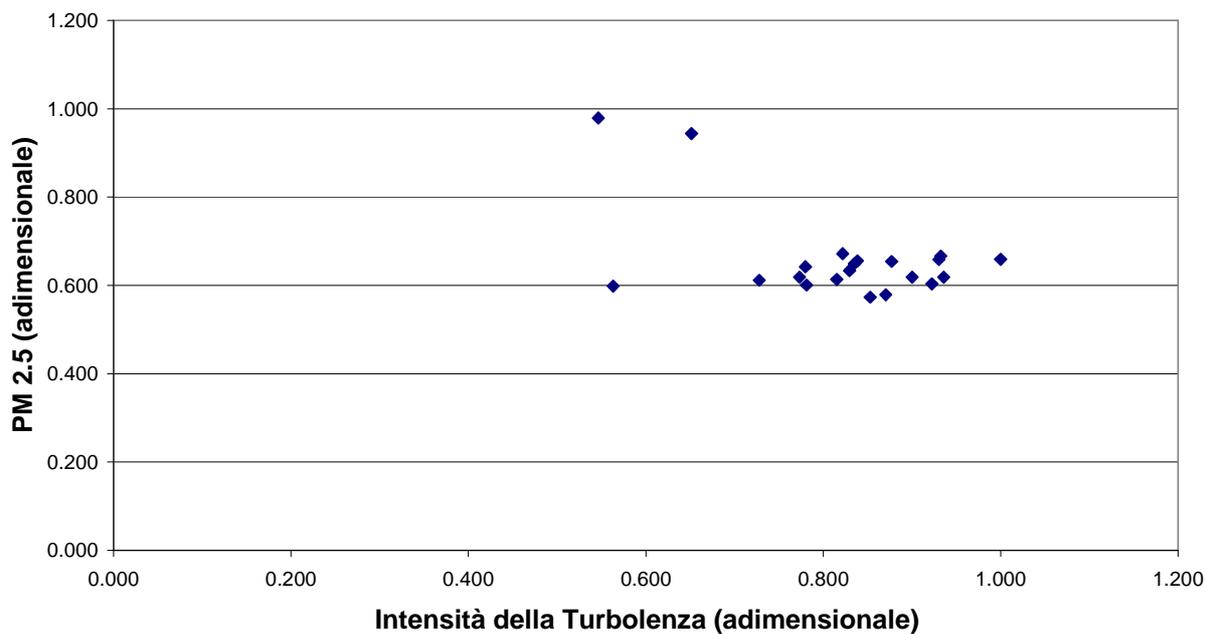


Fig. 8.87 e Fig. 8.88: Relazioni fra intensità della turbolenza (adimensionale), PM 2.5 (adimensionale, in alto) e PM 3 (adimensionale, in basso) nella stazione di piazza S. Stefano (Inverno)

Osservando l'intensità della turbolenza (figura 8.87 e 8.88) non è più possibile rintracciare correlazioni neanche per il campionatore a PM 3.

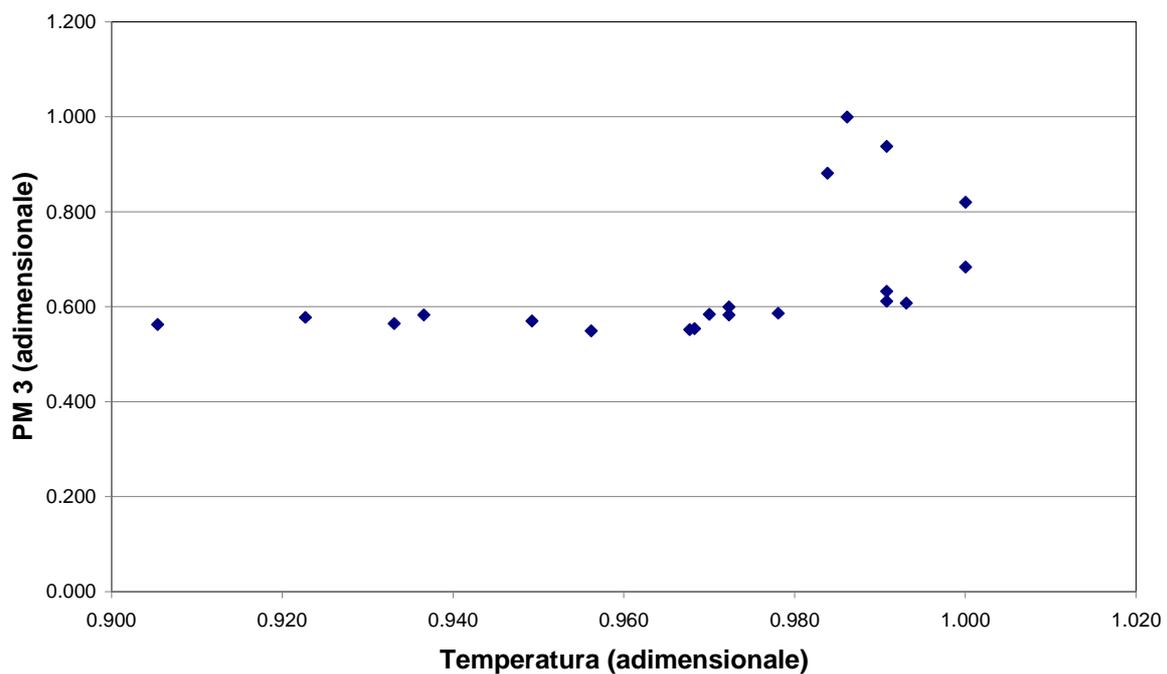
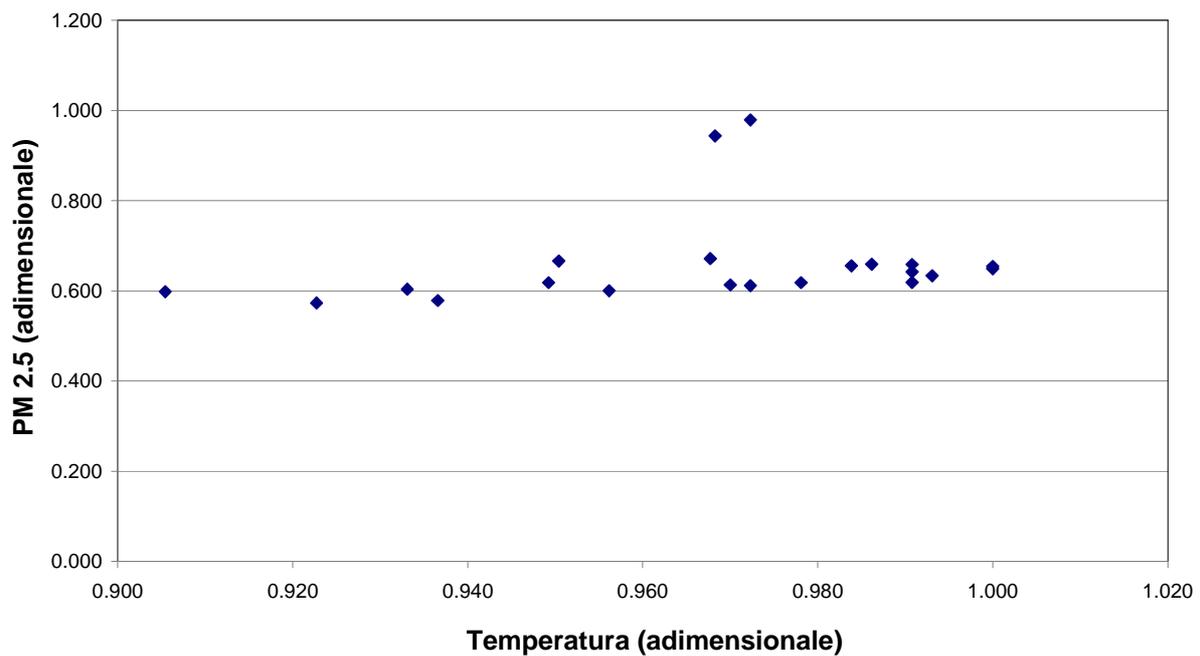


Fig. 8.89 e Fig. 8.90: Relazioni fra temperatura (adimensionale), PM 2.5 (adimensionale, in alto) e PM 3 (adimensionale, in basso) nella stazione di piazza S. Stefano (Inverno)

Sebbene i dati, soprattutto nel caso del PM 2.5 (figura 8.89), suggeriscano in apparenza una relazione lineare fra particolato e temperatura, l'analisi di correlazione fornisce indici di Pearson troppo bassi per una simile affermazione.

8.6.3 Strada Maggiore – Stagione Estiva:

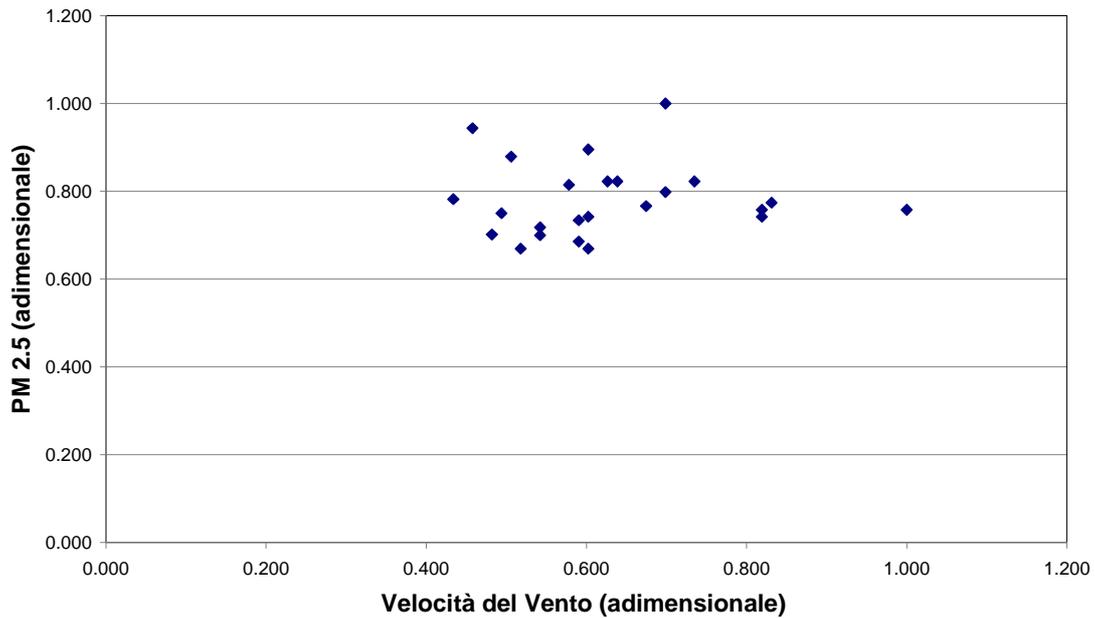


Fig. 8.91: Relazione fra velocità del vento (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione di strada Maggiore (Estate)

I dati in fig. 8.91 si raggruppano in un unico *cluster* centrale che non lascia intendere l'esistenza di correlazione fra la velocità del vento e il PM 2.5. Quest'ipotesi è corroborata dall'analisi statistica che non restituisce indici di Pearson soddisfacenti.

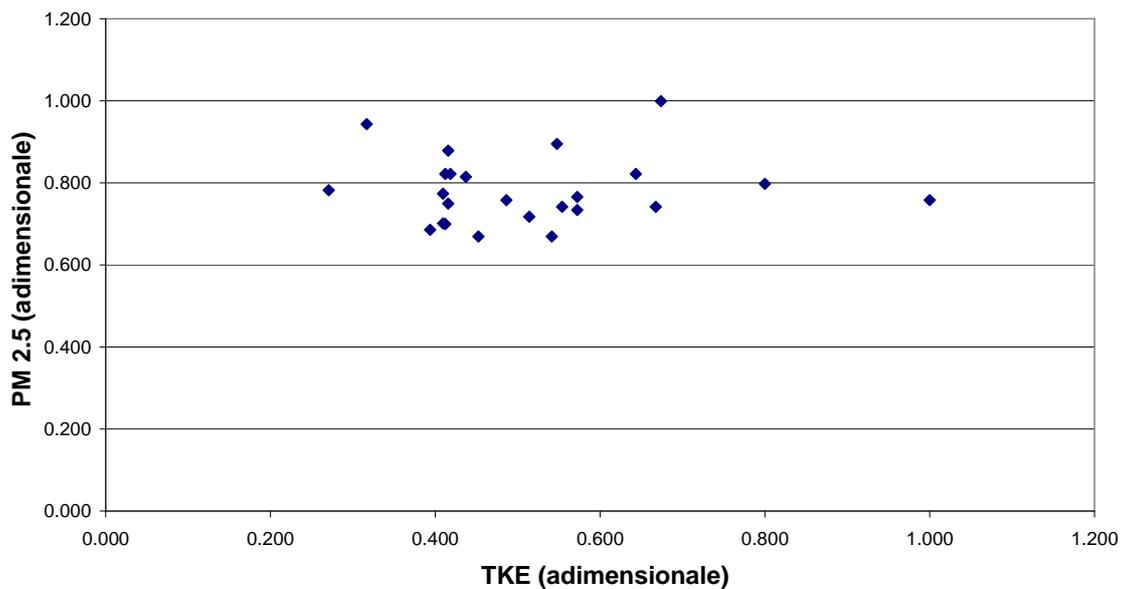


Fig. 8.92: Relazione fra energia cinetica turbolenta (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione di strada Maggiore (Estate)

La distribuzione dei punti nel grafico 8.92 è simile a quanto già visto riguardo alla velocità del vento: i dati si distribuiscono in un unico agglomerato centrale che mostra l'assenza di correlazioni fra energia cinetica turbolenta e PM 2.5.

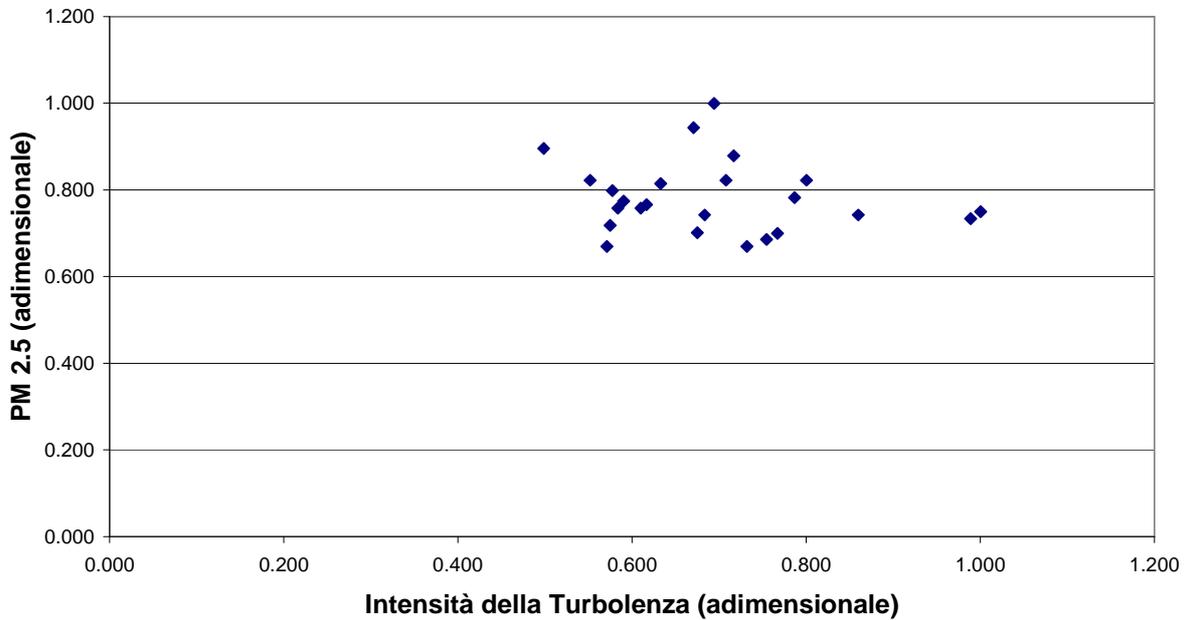


Fig. 8.93: Relazione fra intensità della turbolenza (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione di strada Maggiore (Estate)

Il *cluster* si presenta qui (figura 8.93) leggermente più schiacciato, ma, per quanto questo permetta l'individuazione di indici di Pearson più alti, non si può comunque parlare di una relazione fra intensità della turbolenza e PM 2.5.

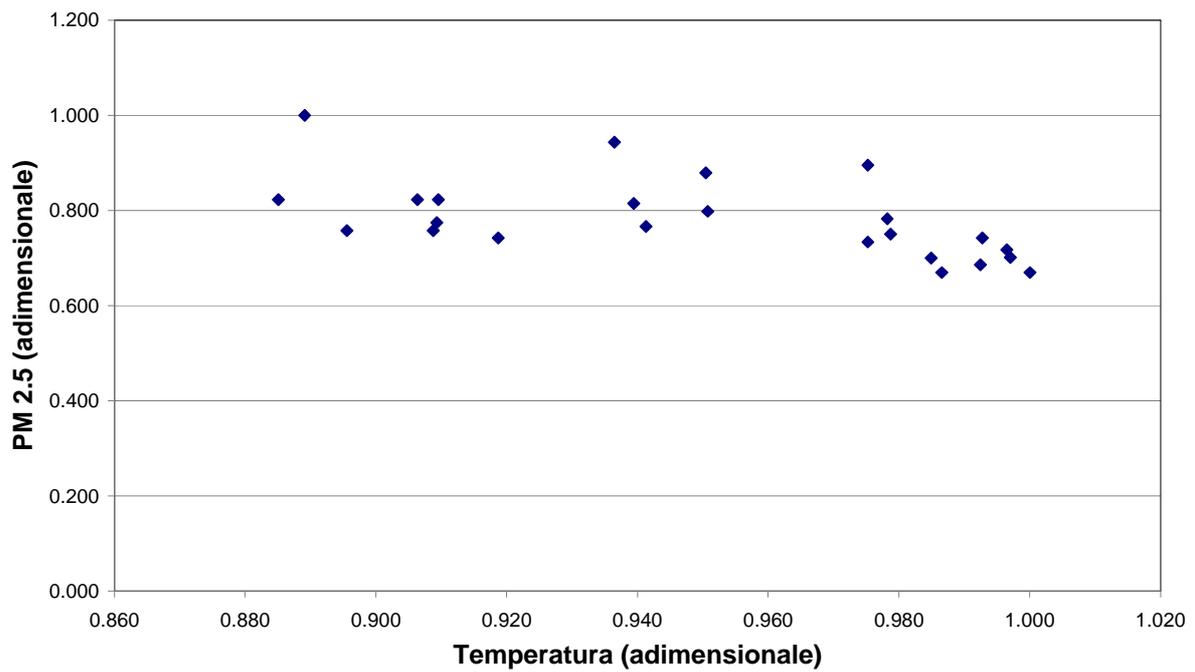


Fig. 8.94: Relazione fra temperatura (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione di strada Maggiore (Estate)

I dati relativi al confronto fra temperatura e PM 2.5 (figura 8.94) si presentano più distribuiti nel grafico in una fascia orizzontale, ma, comunque, non esistono fra di loro relazioni apprezzabili (anche se troviamo indici di Pearson maggiori rispetto alle variabili precedenti).

8.6.4 Strada Maggiore – Stagione Invernale:

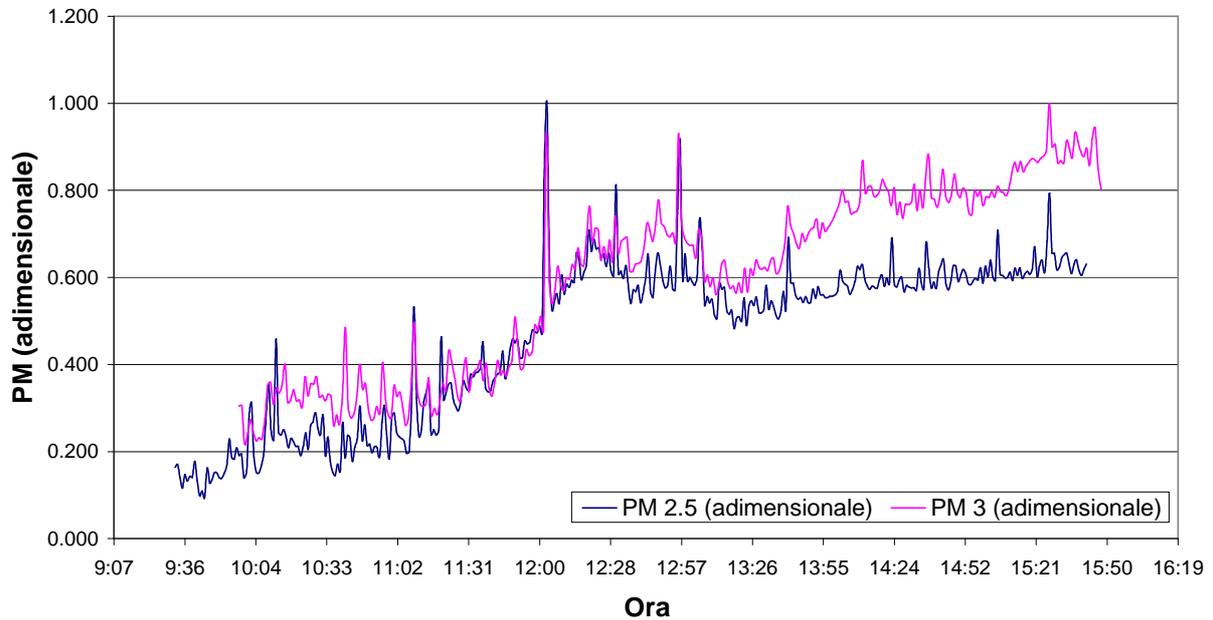


Fig. 8.95: Andamento nel tempo di PM 2.5 (adimensionale, misurato da DustTrak+CR10) e PM 3 (adimensionale, misurato dall' AeroTrak) nella stazione di strada Maggiore (Inverno)

Gli andamenti dei due strumenti (figura 8.95) sono quasi sovrapposti indicando che, una volta accorpati i punti di pescaggio, l'effetto di discordanza dovuto alla distanza decade e i due campionatori mostrano un buon accordo nei trend di particolato.

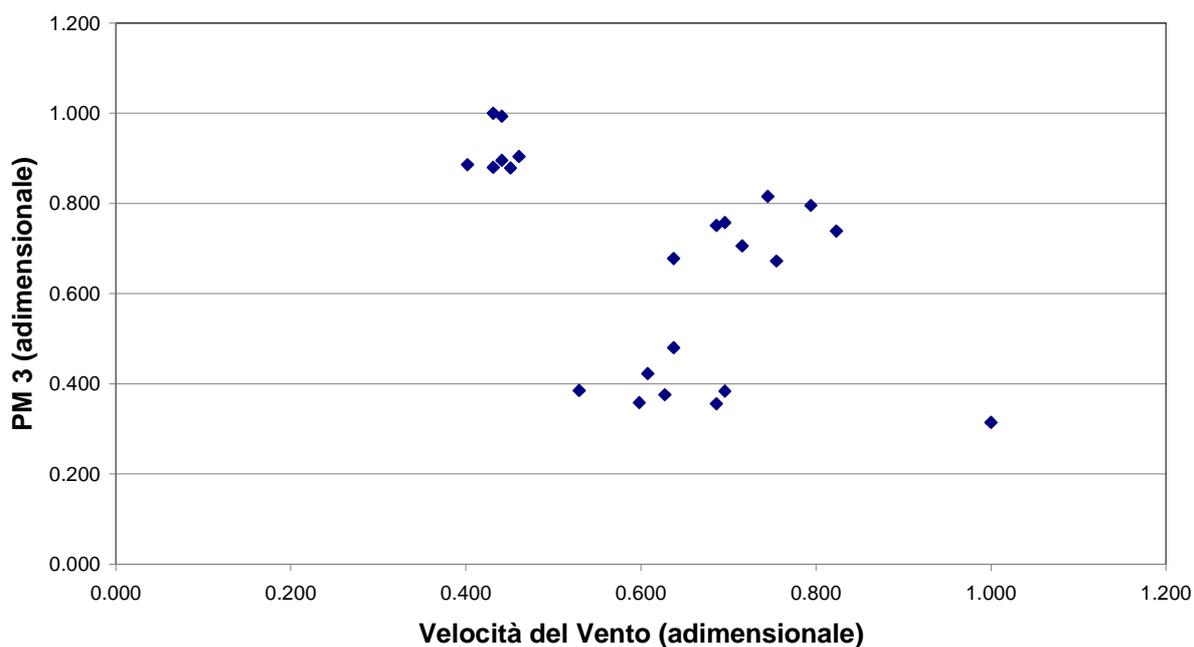
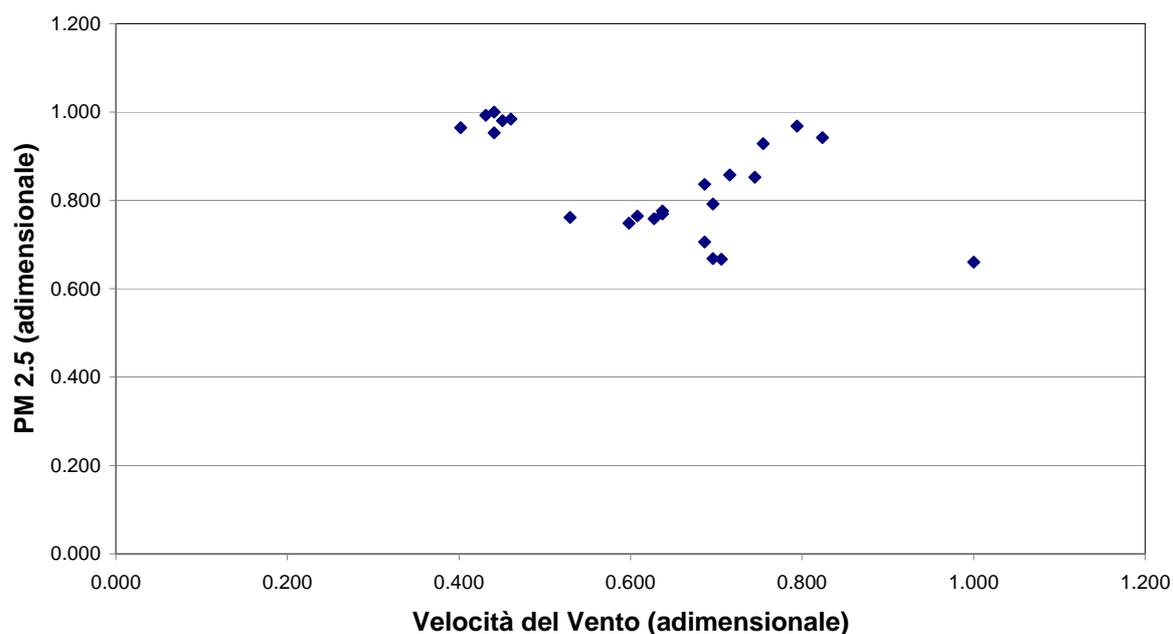


Fig. 8.96 e Fig. 8.97: Relazioni fra velocità del vento (adimensionale), PM 2.5 (adimensionale, in alto) e PM 3 (adimensionale, in basso) nella stazione di strada Maggiore (Inverno)

La dispersione dei dati esclude possibili correlazioni con la velocità del vento misurata in loco per entrambi i diametri di particolato (figura 8.96 e 8.97). Entrambi i *dataset* sembrano presentare un cluster centrale attorno allo 0.6 che, però, non fornisce particolari indicazioni. La perdita di

correlazione una volta accorpate le bocche di pescaggio mostra la scarsa significatività della correlazione trovata in Piazza Santo Stefano.

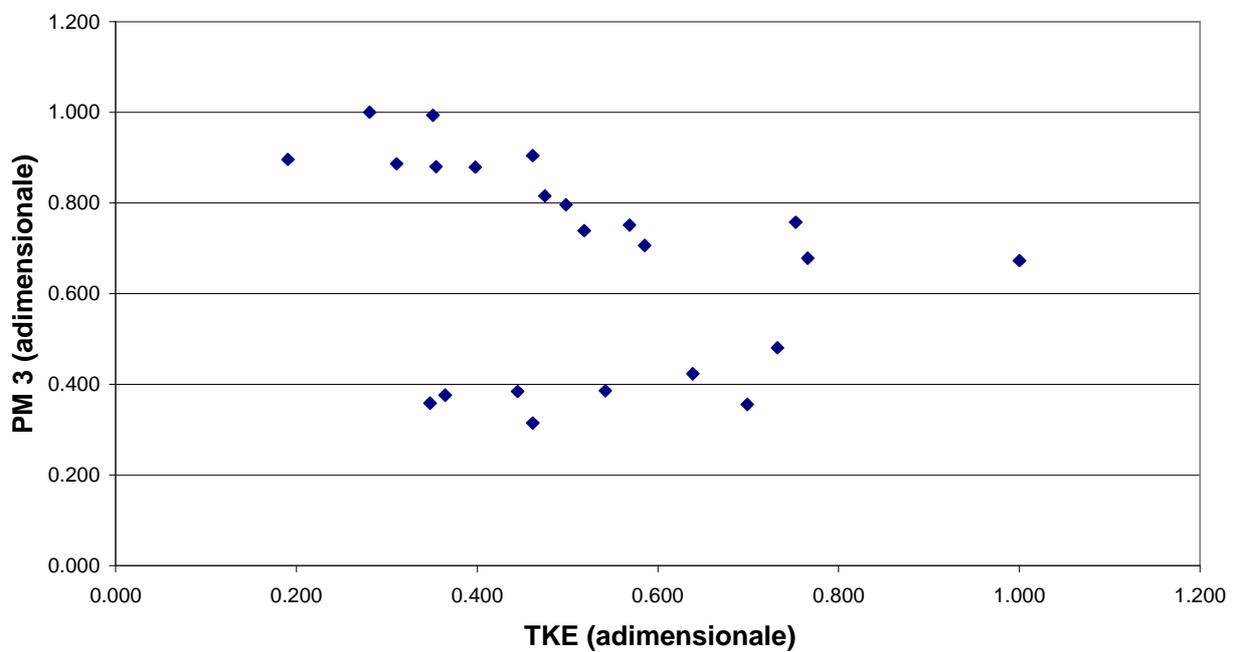
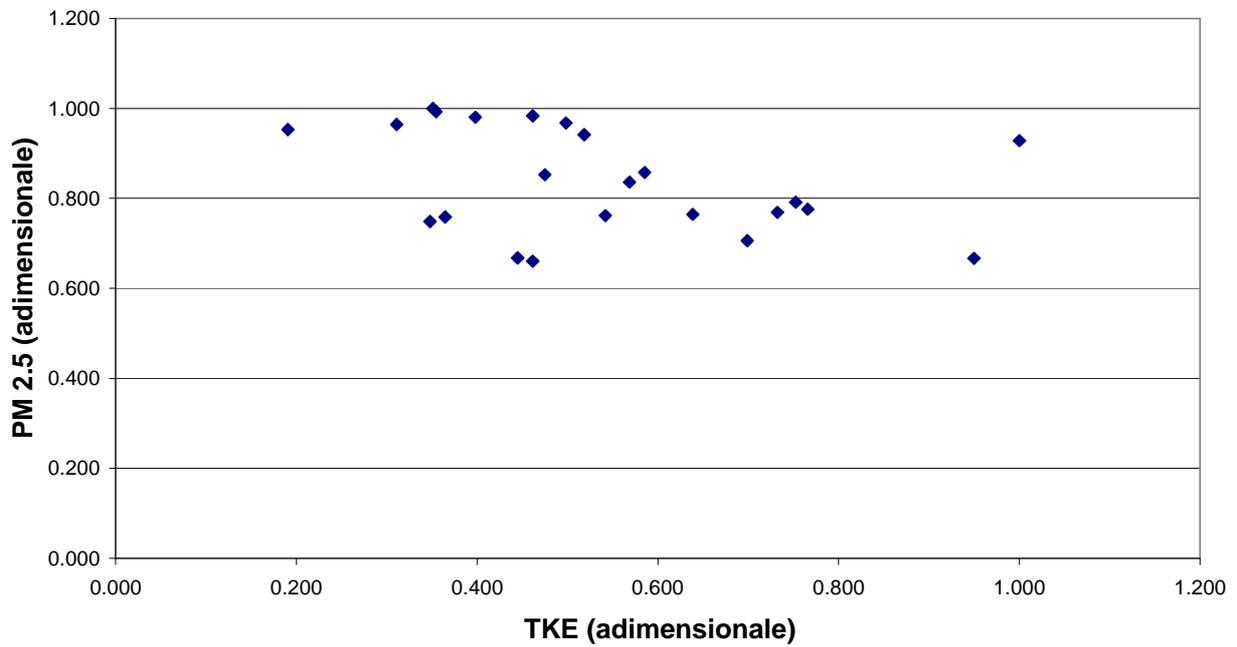


Fig. 8.98 e Fig. 8.99: Relazioni fra energia cinetica turbolenta (adimensionale), PM 2.5 (adimensionale, in alto) e PM 3 (adimensionale, in basso) nella stazione di strada Maggiore (Inverno)

Anche per quanto riguarda la correlazione fra energia cinetica turbolenta e particolato (figura 8.98 e 8.99) i dati non si dispongono ad evidenziare particolari relazioni fra le due variabili. La dispersione dei dati, anche in questo caso si mantiene simile nei due campionatori.

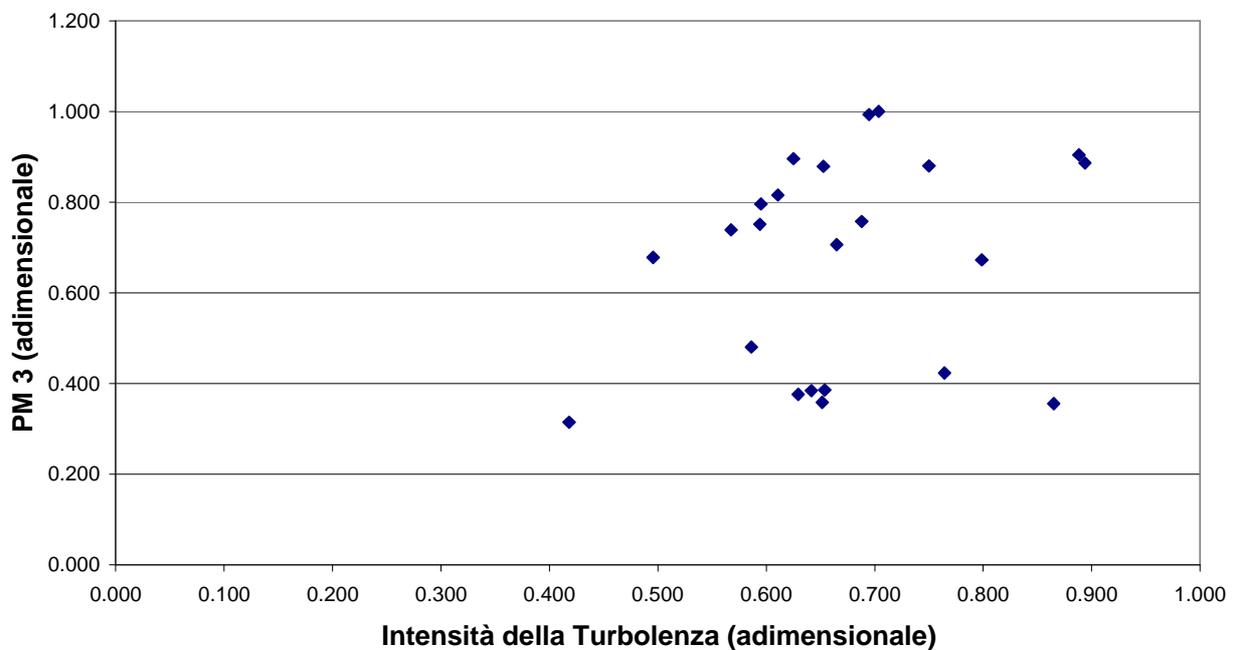
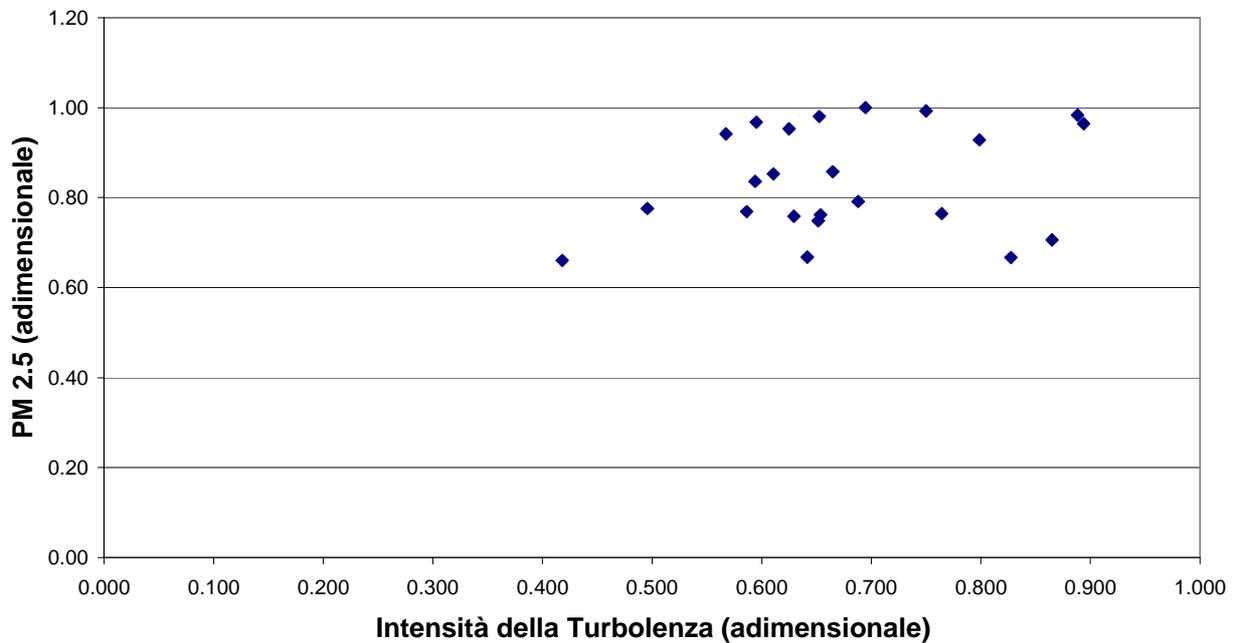


Fig. 8.100 e Fig. 8.101: Relazioni fra intensità della turbolenza (adimensionale), PM 2.5 (adimensionale, in alto) e PM 3 (adimensionale, in basso) nella stazione di strada Maggiore (Inverno)

Studiando i rapporti fra intensità della turbolenza e andamento di particolato (figura 8.100 e 8.101) non si evidenziano correlazioni degne di nota fra i due parametri, pur rimanendo visibile l'accordo nella distribuzione dei dati già notato nei grafici precedenti.

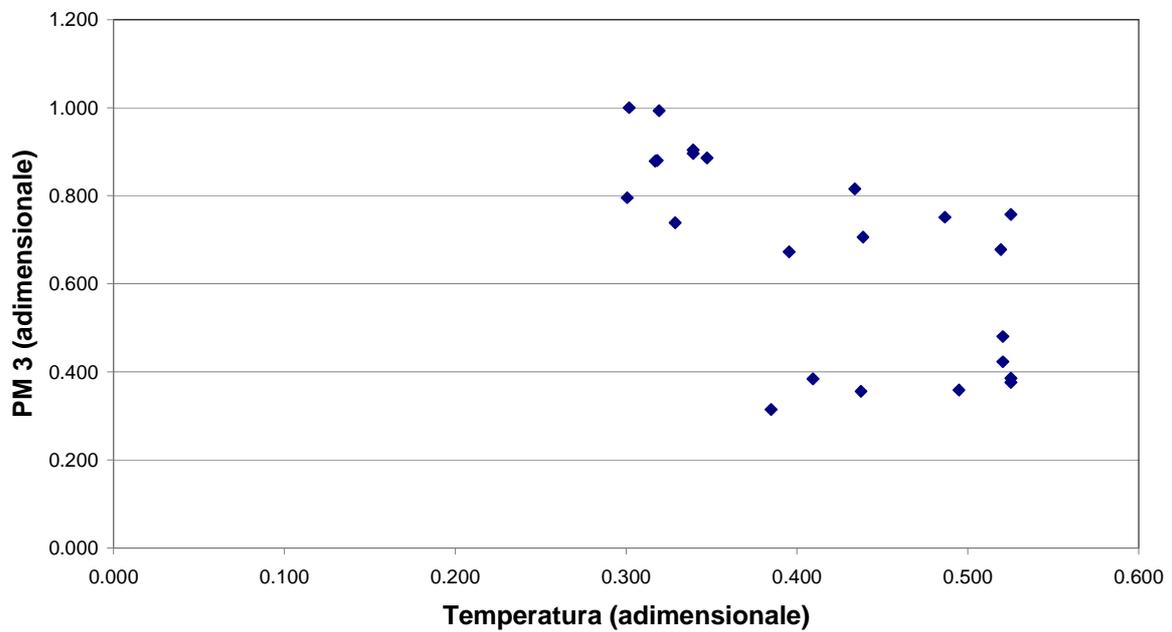
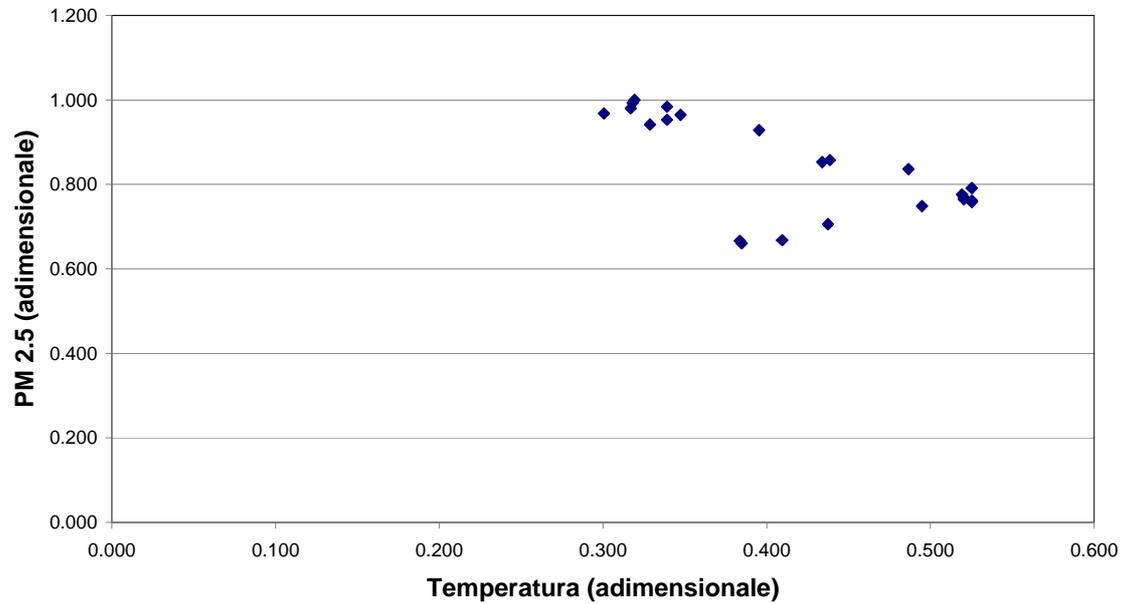


Fig. 8.102 e Fig. 8.103: Relazioni fra intensità della turbolenza (adimensionale), PM 2.5 (adimensionale, in alto) e PM 3 (adimensionale, in basso) nella stazione di strada Maggiore (Inverno)

Sulla base dei grafici (fig. 8.102 e 8.103) il PM 2.5/3 non mostra correlazioni con la temperatura relativamente alla stazione di Strada Maggiore e non sono individuabili particolari fenomeni di *clustering*.

8.6.5 Via Guerrazzi – Stagione Estiva:

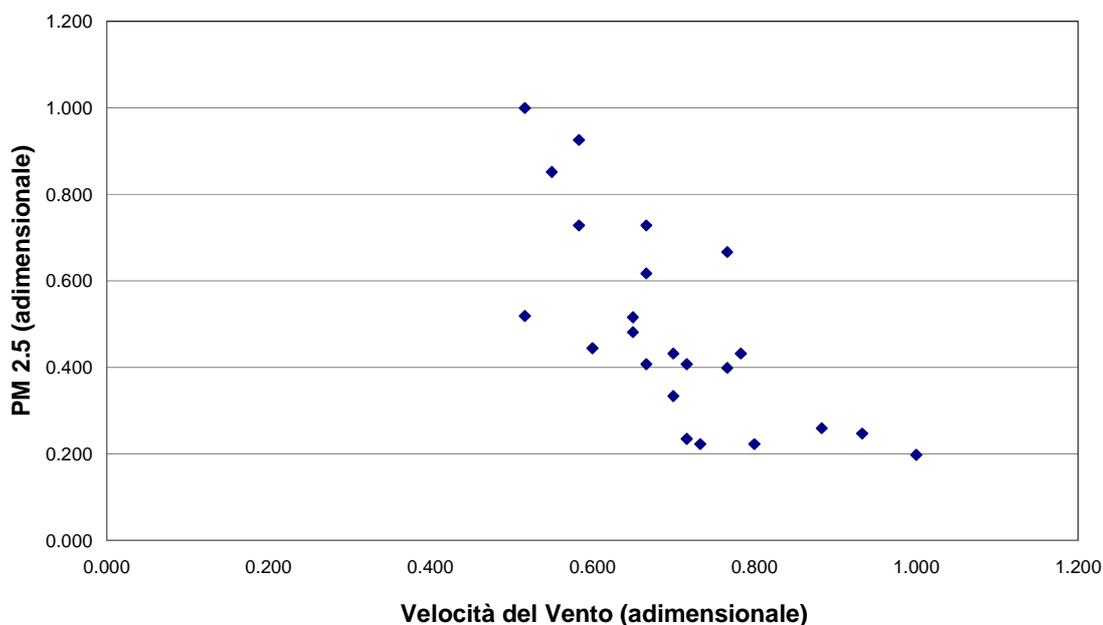


Fig. 8.104: Relazione fra velocità del vento (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione di via Guerrazzi (Estate)

La distribuzione dei punti nella figura 8.104 è più dispersa rispetto ai *cluster* centrali visti in molti altri grafici e lascia intuire una relazione negativa fra velocità del vento e PM 2.5 (all'aumentare della velocità del vento, il particolato tende ad essere rimescolato e allontanato e a diminuire in concentrazione), ma il valore dell'indice di Pearson è troppo basso per parlare di una reale correlazione.

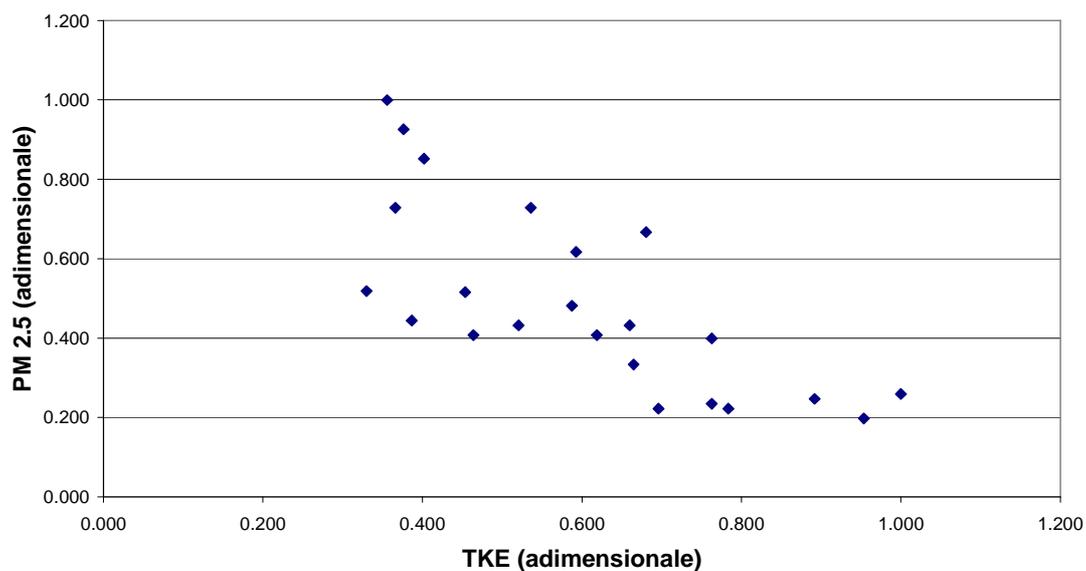


Fig. 8.105: Relazione fra energia cinetica turbolenta (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione di via Guerrazzi (Estate)

Anche l'energia cinetica turbolenta (fig. 8.105), coerentemente coi dati di velocità del vento, lascia intuire una correlazione negativa col particolato (l'aumentare dell'energia aumenta lo spostamento delle masse d'aria con conseguente diluizione del particolato), tuttavia l'indice di Pearson si trova sotto al valore di 0.65 da noi ritenuto significativo e pertanto riteniamo che siano necessarie ulteriori indagini prima di parlare di un'effettiva correlazione fra le due variabili.

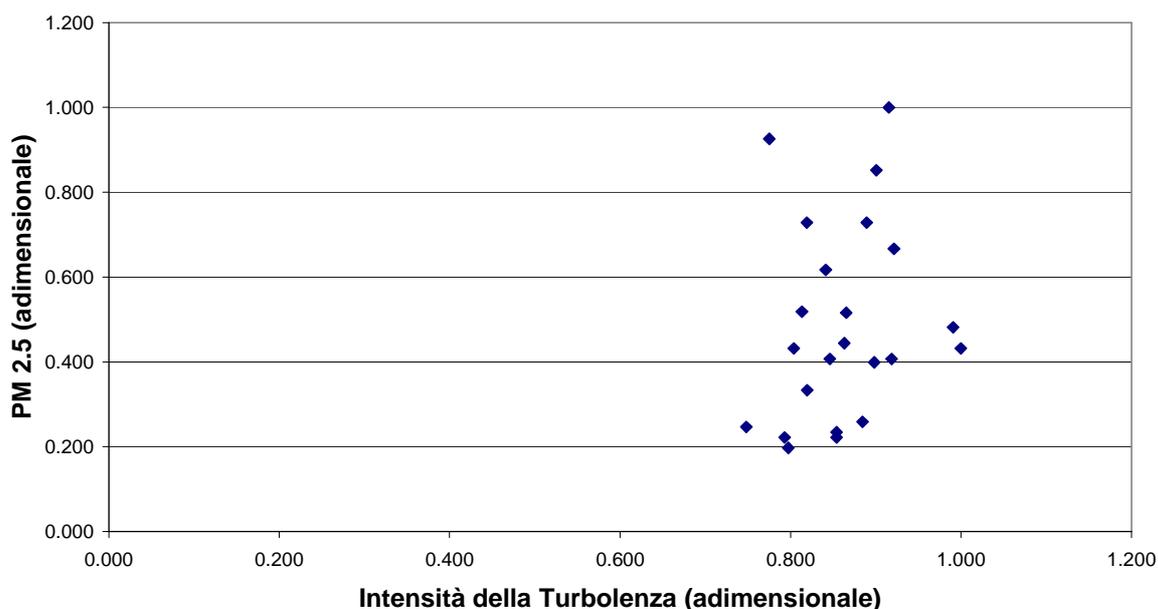


Fig. 8.106: Relazione fra intensità della turbolenza (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione di via Guerrazzi (Estate)

Analizzando le relazioni esistenti fra intensità della turbolenza e PM 2.5 (fig. 8.106) non troviamo più quegli accenni di correlazione che si vedevano per le precedenti variabili e torniamo a *cluster* non significativi associati ad un indice di Pearson molto sotto la soglia dello 0.65.

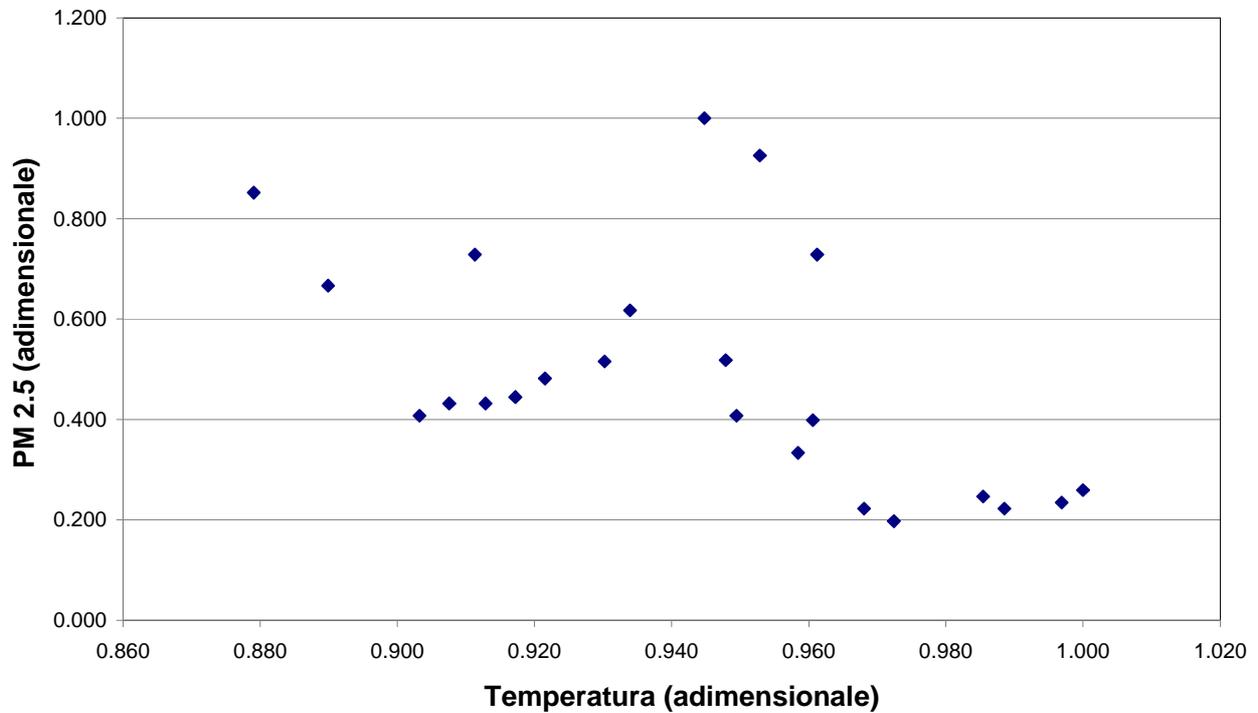


Fig. 8.107: Relazione fra temperatura (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione di via Guerrazzi (Estate)

La forte dispersione dei dati non lascia adito alla presenza di relazioni fra temperatura e PM 2.5 per quanto riguarda la stagione estiva in Via Guerrazzi (fig. 8.107).

8.6.6 Via Guerrazzi – Stagione Invernale:

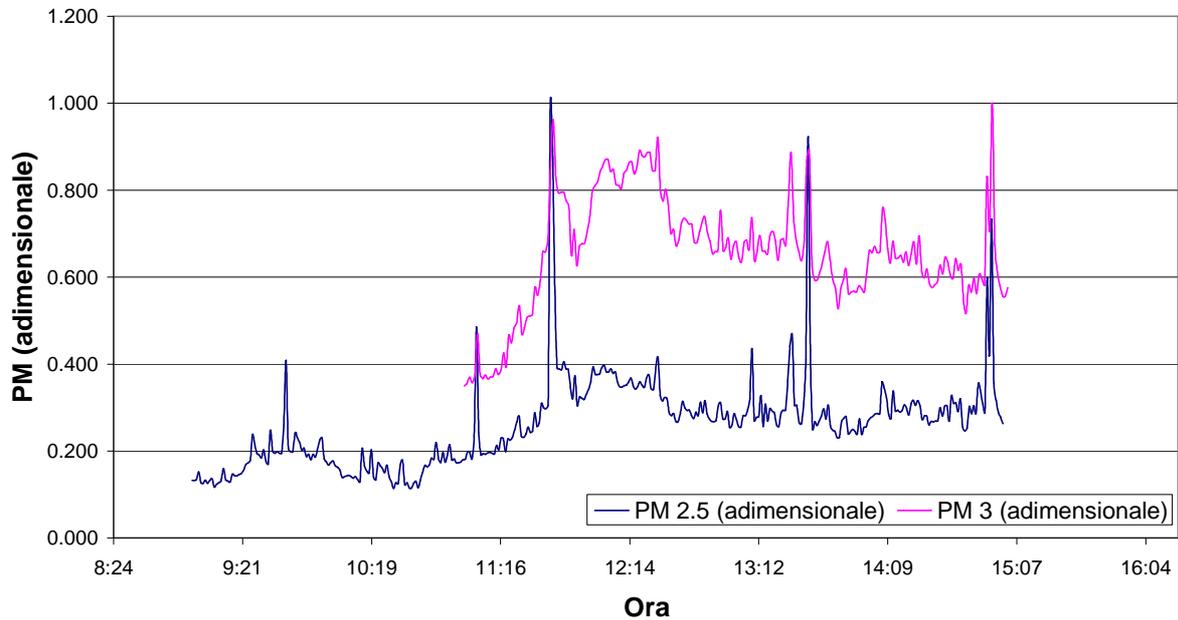


Fig. 8.108: Andamento nel tempo di PM 2.5 (adimensionale, misurato da DustTrak+CR10) e PM 3 (adimensionale, misurato dall'AeroTrak) nella stazione di via Guerrazzi (Inverno)

Sebbene qui (fig. 8.108) le due spezzate sembrano particolarmente distanti, il trend resta il medesimo. La distanza verticale fra i due trend, qui visibile, è dovuta ai tre *spikes* che si vedono a partire dalle 11:16 e che “abbassano” il resto della dinamica (anche a causa della normalizzazione sul valor massimo). *Spikes* del genere sono relativi all’andamento del traffico e sono molto frequenti in ambiente urbano.

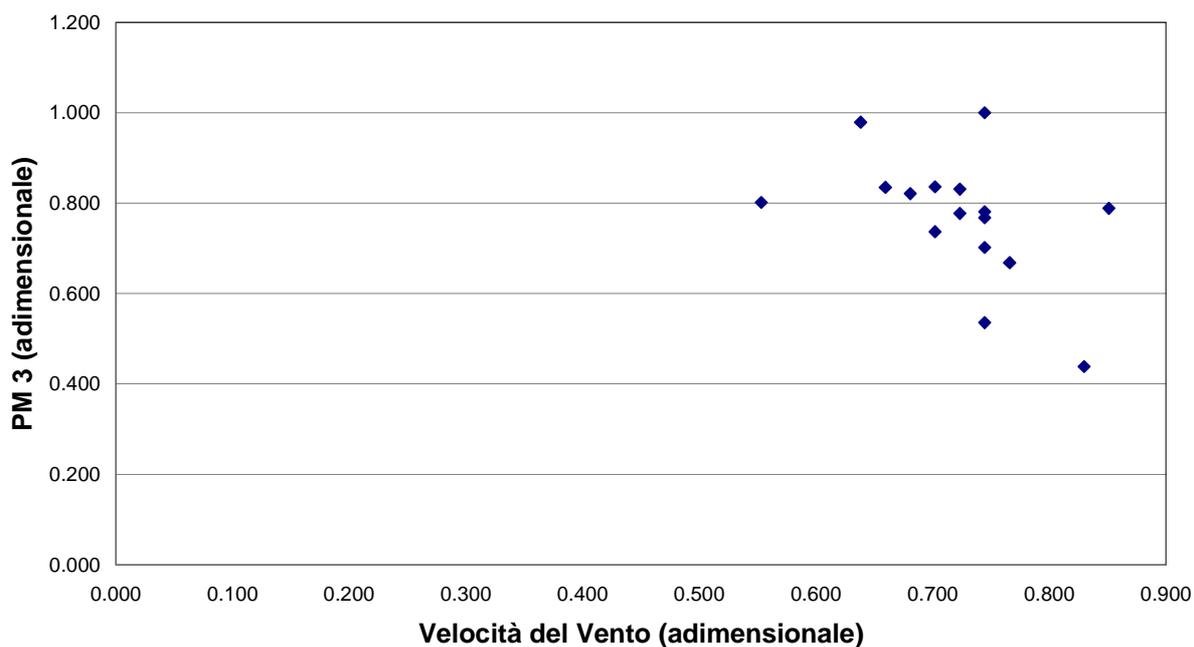
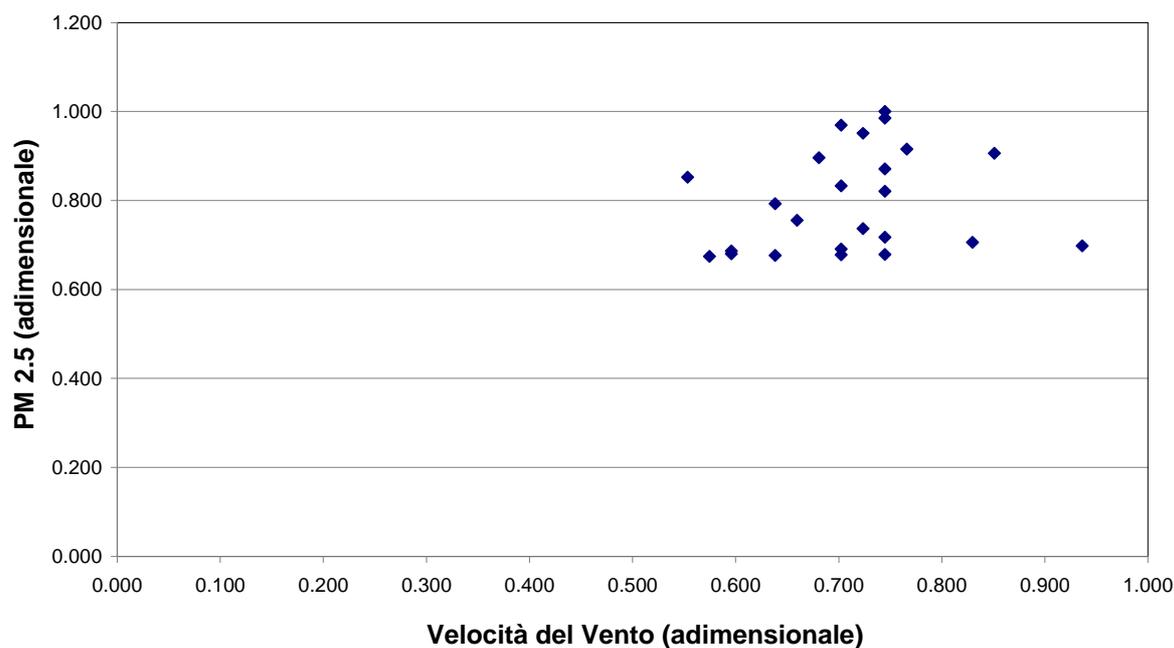


Fig. 8.109 e Fig. 8.110: Relazione fra velocità del vento (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale, in alto) e PM 3 (adimensionale, in basso) nella stazione di via Guerrazzi (Inverno)

L'analisi dello *scatterplot* fra velocità del vento e PM 2.5/3 (fig. 8.109 e 8.110) mostra una distribuzione dei dati non significativa e l'assenza di correlazioni apprezzabili.

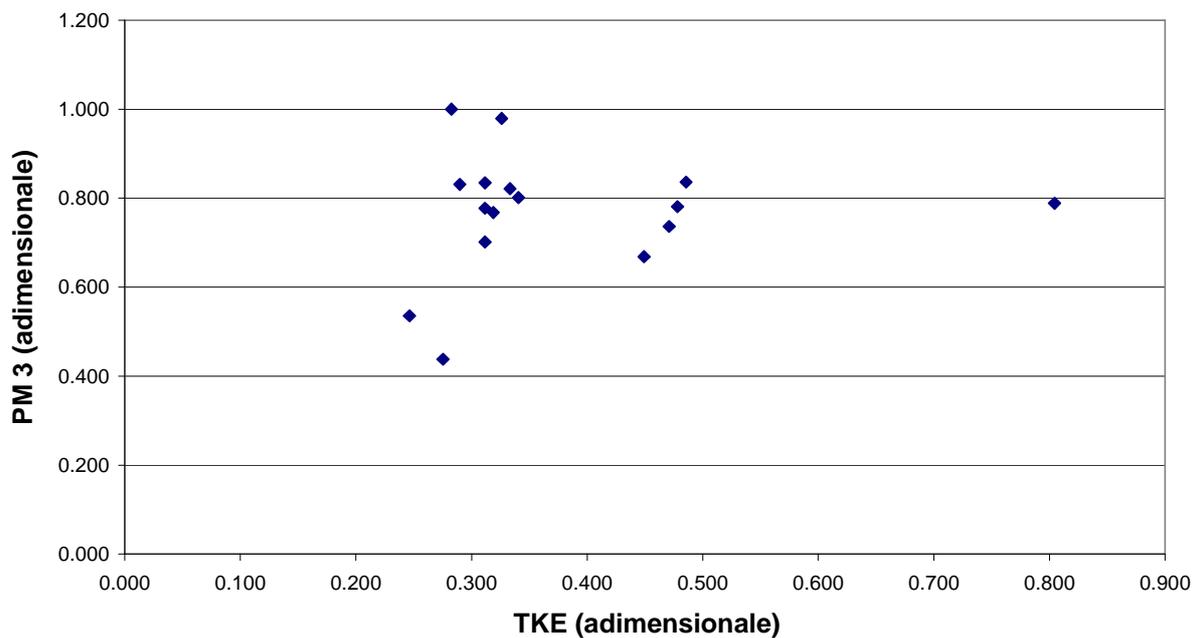
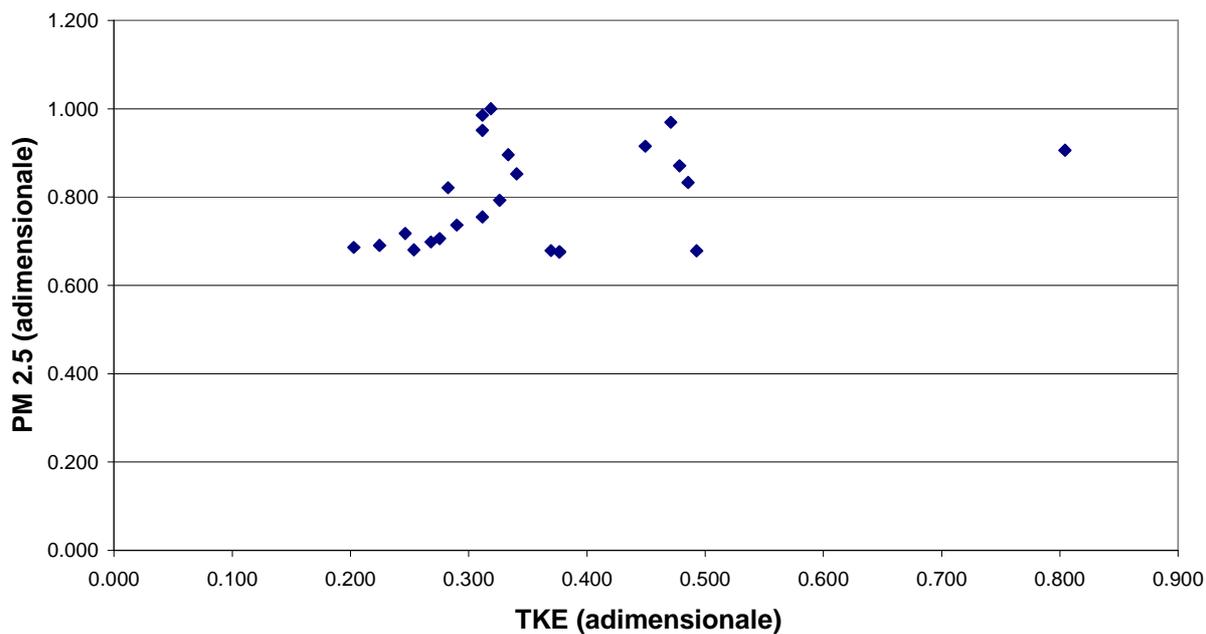


Fig. 8.111 e Fig. 8.112: Relazioni fra energia cinetica turbolenta (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale, in alto) e PM 3 (adimensionale, in basso) nella stazione di via Guerrazzi (Inverno)

L'energia cinetica turbolenta (figura 8.111 e 8.112) non mostra correlazioni con gli andamenti di particolato né per quanto riguarda il PM 2.5, né per il PM 3.

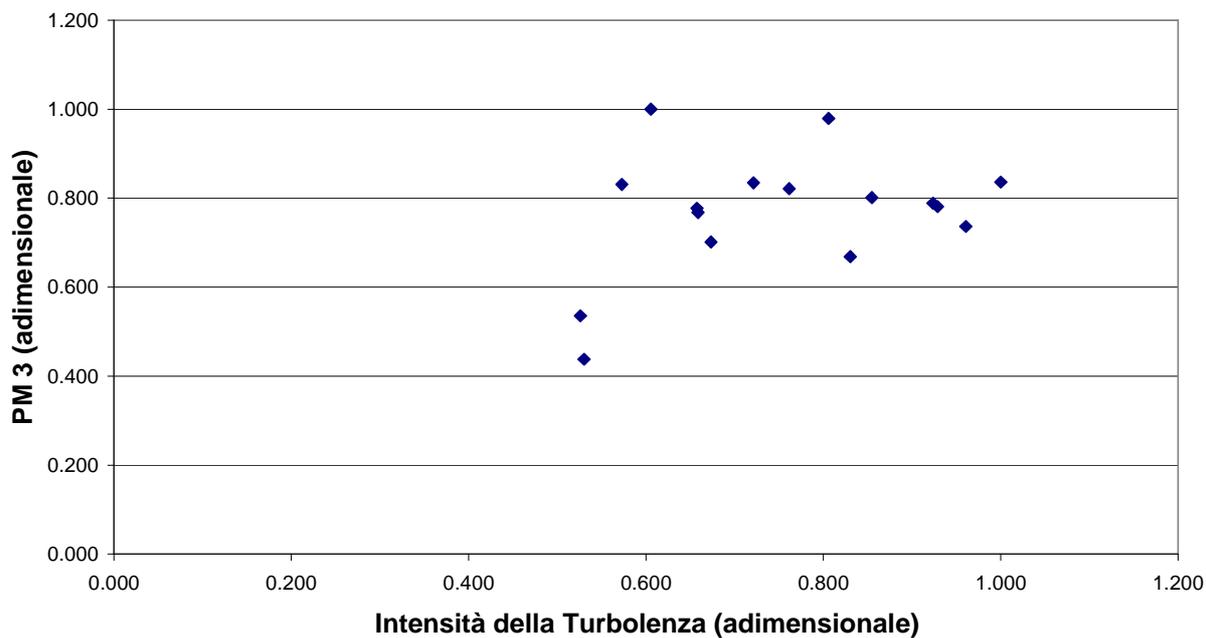
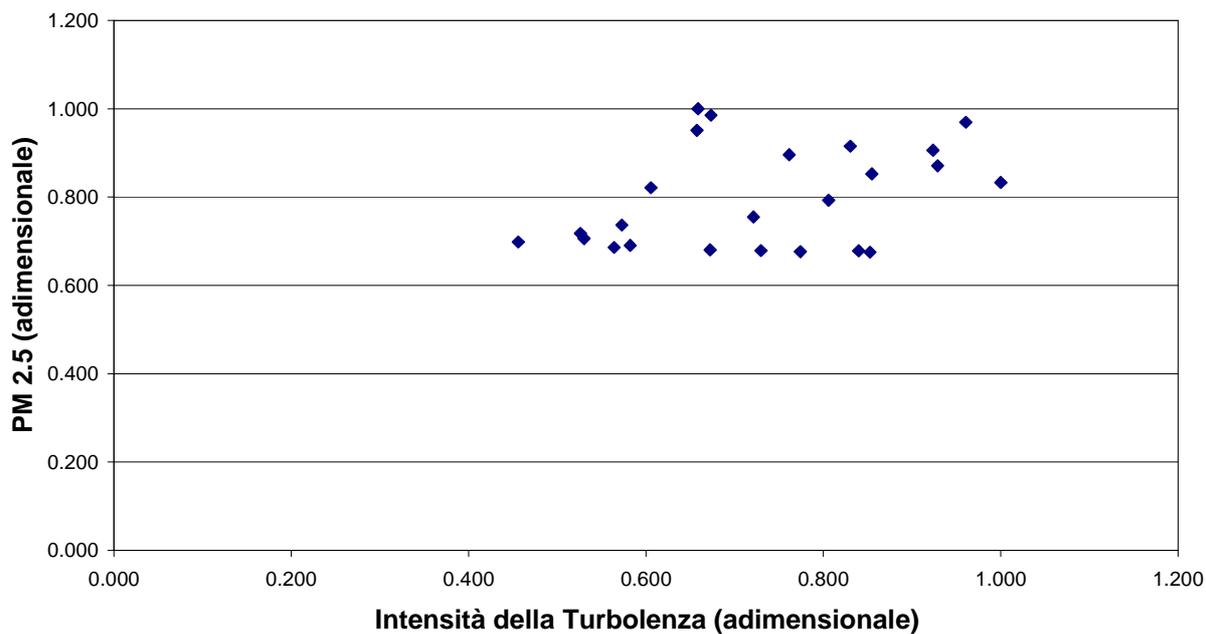


Fig. 8.113 e Fig. 8.114: Relazioni fra intensità della turbolenza (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale, in alto) e PM 3 (adimensionale, in basso) nella stazione di via Guerrazzi (Inverno)

L'analisi delle correlazioni fra intensità della turbolenza e il PM 2.5/3 (figura 8.113 e 8.114) non fornisce risultati apprezzabili e mostra un dato disperso per entrambi i campionatori.

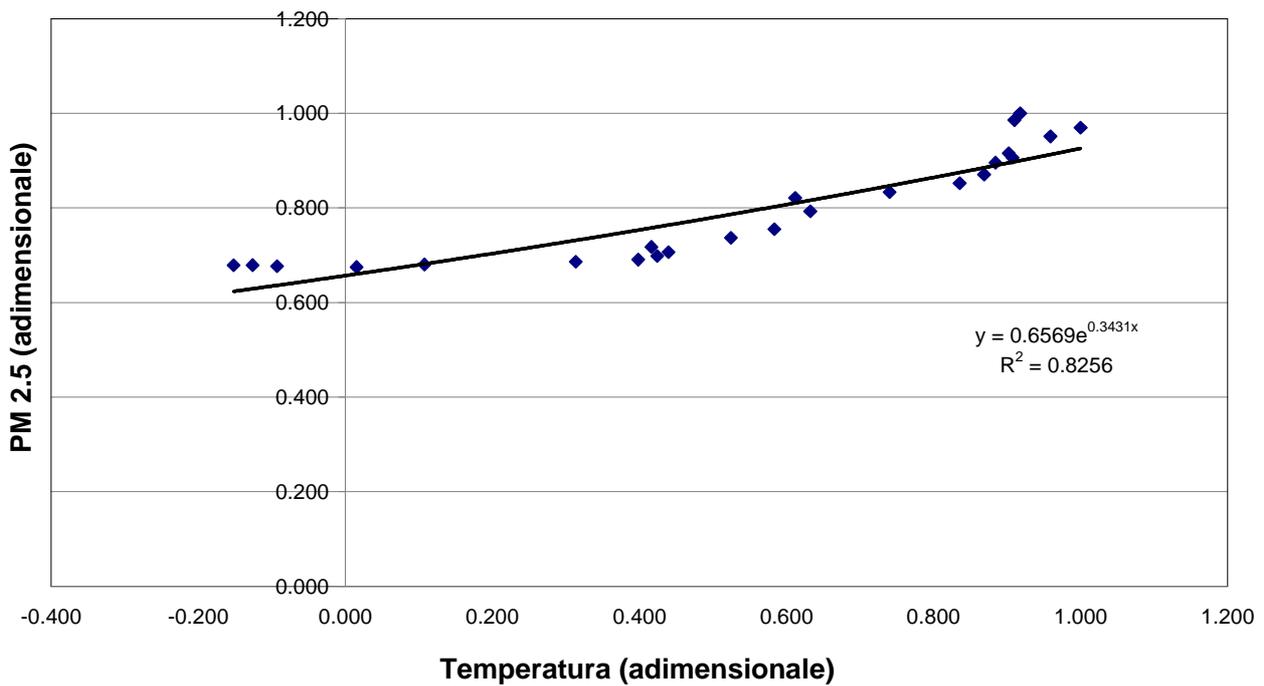


Fig. 8.115: Relazione fra temperatura (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione di via Guerrazzi (Inverno)

In questo caso (figura 8.115) è stata individuata una correlazione esponenziale con la temperatura. Normalmente ci si aspetterebbe una correlazione **negativa** e lineare con la temperatura (all'aumentare della temperatura, c'è un aumento della turbolenza per l'aumentata energia cinetica delle masse d'aria e quindi una maggiore dispersione degli inquinanti).

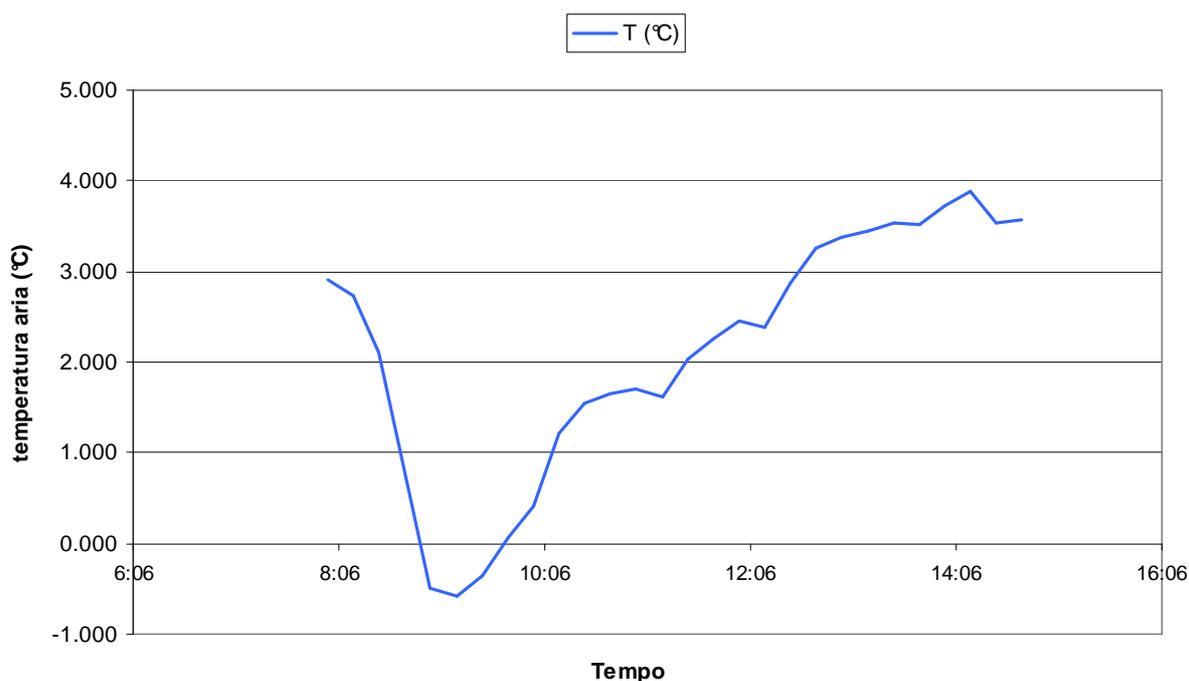


Fig. 8.116: Andamento della temperatura nel tempo nella stazione di via Guerrazzi (Inverno)

Osservando l'andamento della temperatura nel tempo (figura 8.116) e la correlazione sopra individuata abbiamo ipotizzato però che la correlazione evidenziata in questo caso sia dovuta alle temperature molto basse. L'ipotesi prevede che sotto un certo livello di temperatura il particolato vada incontro a fenomeni di condensazione (anche se l'umidità media del periodo di campionamento è di circa 58%) o di riduzione di energia cinetica (e quindi di risospensione) che cessano con l'incrementare della temperatura fino ad un certo livello. Se la temperatura continuasse ad incrementare ci aspetteremmo di vedere invece la correlazione negativa dovuta ad un aumento dell'energia cinetica delle masse d'aria.

In generale, però, è difficile dare una spiegazione non ambigua alle correlazioni con la temperatura: è vero che, con l'aumentare della temperatura, c'è una tendenza alla diminuzione del particolato (un fenomeno che abbiamo visto in estate, anche se non riportiamo per i motivi precedentemente descritti); ma è altrettanto vero che in ambiente urbano abbiamo una continua emissione di particolato e fenomeni di risospensione che possono essere dovuti al traffico e/o a fenomeni topologici. La temperatura potrebbe essere una forzante di un ordine di grandezza inferiore rispetto a questi altri fenomeni.

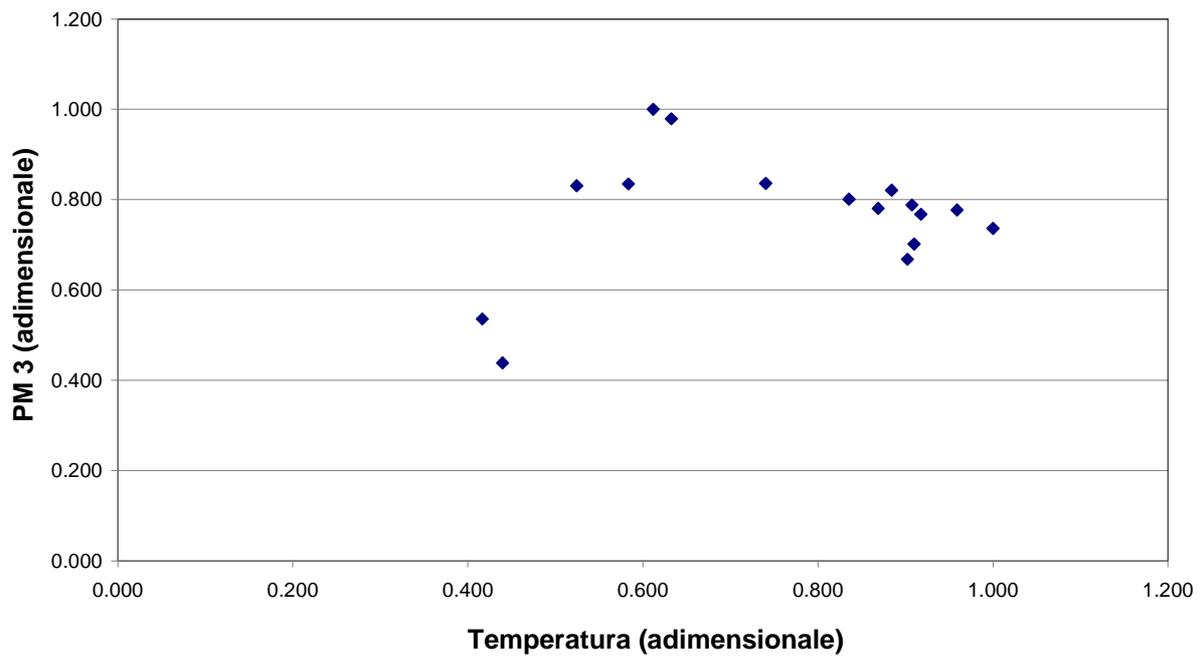


Fig. 8.117: Relazione fra temperatura (adimensionale) e PM 3 (adimensionale) nella stazione di via Guerrazzi (Inverno)

La difficoltà appena descritta viene rinforzata dall'assenza di una correlazione chiara nel PM 3 (figura 8.117).

8.6.7 Giardini Margherita – Stagione Estiva:

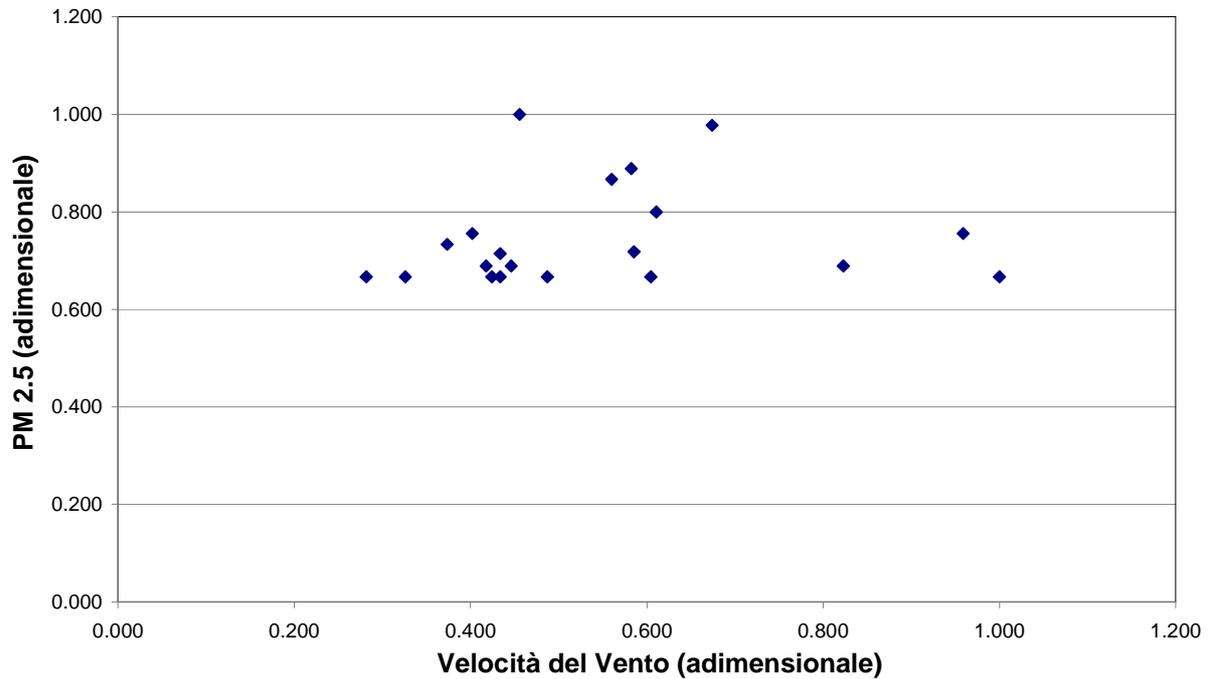


Fig. 8.118: Relazione fra velocità del vento (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione dei giardini Margherita (Estate)

I dati si trovano abbastanza dispersi nell'area del grafico (figura 8.118) e l'analisi di correlazione non permette di individuare rapporti significativi fra la velocità del vento e il PM 2.5. Nel caso della stagione estiva dei Giardini Margherita, ciò potrebbe essere dovuto all'assenza di ostacoli dai quattro lati ed alte velocità del vento (pari anche a 3 m/s) che potrebbero aver causato un'estrema diluizione del particolato e pertanto una difficoltà nel vedere eventuali relazioni. Questa è, però, solo un'ipotesi: dall'analisi dei dati possiamo solo dire che non esistono correlazioni fra velocità del vento e PM 2.5

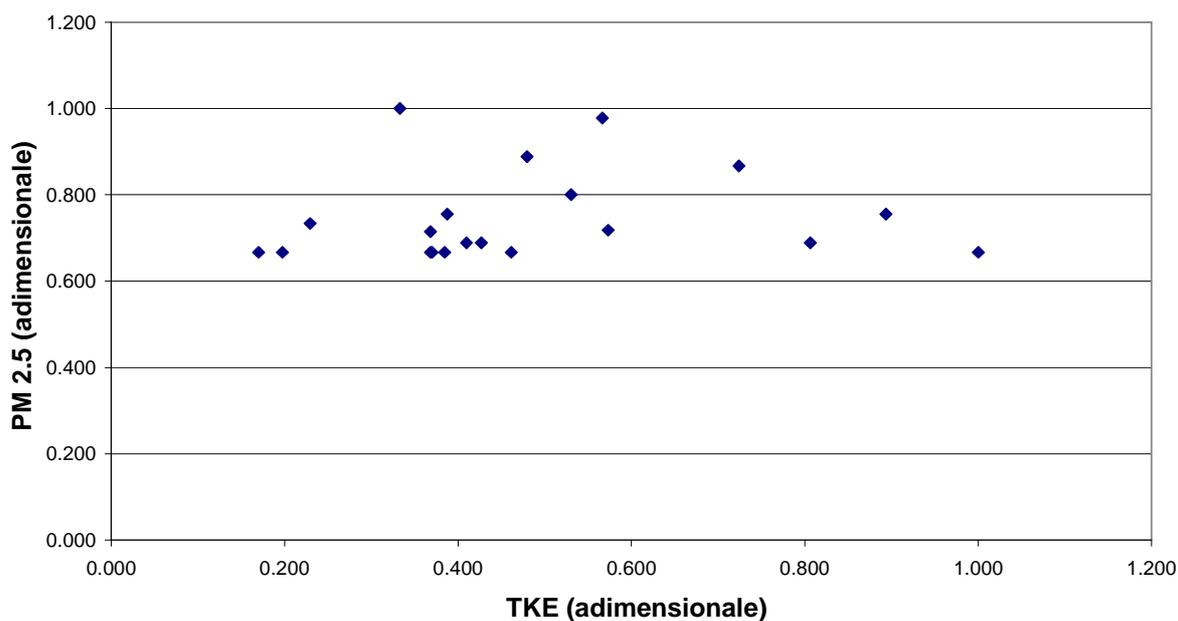


Fig. 8.119: Relazione fra energia cinetica turbolenta (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione dei giardini Margherita (Estate)

Il grafico relativo ai dati di energia cinetica turbolenta (figura 8.119) è coerente con quanto già visto per la velocità del vento: abbiamo un'ampia dispersione dei dati e un'assenza di correlazioni degne di nota.

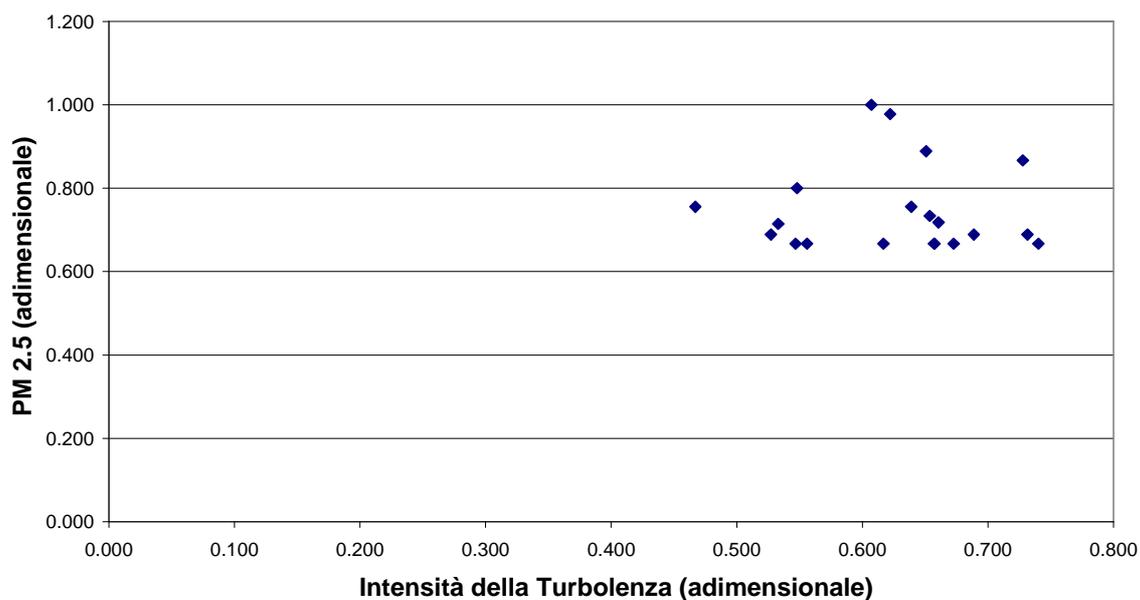


Fig. 8.120: Relazione fra intensità della turbolenza (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione dei giardini Margherita (Estate)

Rispetto alle due variabili precedenti, il grafico di intensità della turbolenza e particolato 2.5 (figura 8.120) mostra un agglomerato di dati compresso nel quadrante in alto a destra del grafico. Analogamente alle variabili già analizzate per la stagione estiva dei Giardini Margherita, non sono visibili particolari correlazioni.

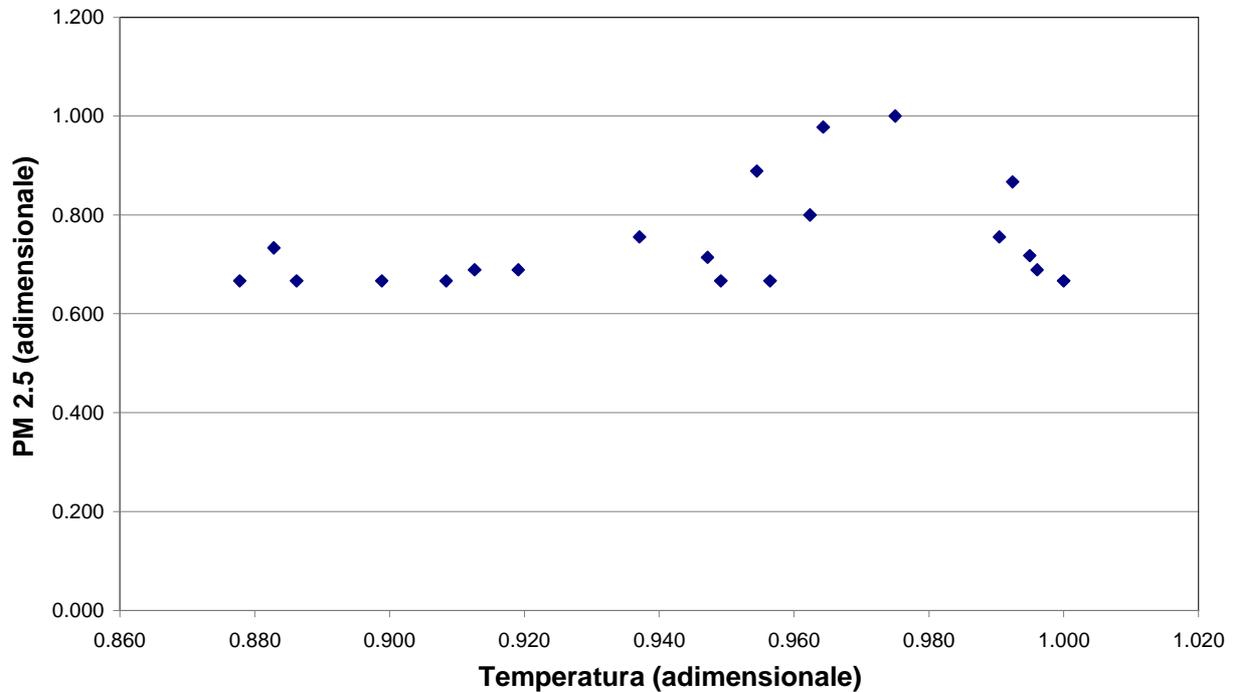


Fig. 8.121: Relazione fra temperatura (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione dei giardini Margherita

Lo *scatterplot* fra temperatura e PM 2.5 (figura 8.121) mostra una distribuzione dei dati meno agglomerata rispetto al grafico relativo all'intensità della turbolenza (figura 8.120), e torna ad essere più simile alle altre variabili analizzate. Non è, in ogni caso, possibile individuare particolari relazioni fra temperatura e PM 2.5

8.5.8 Giardini Margherita – Stagione Invernale:

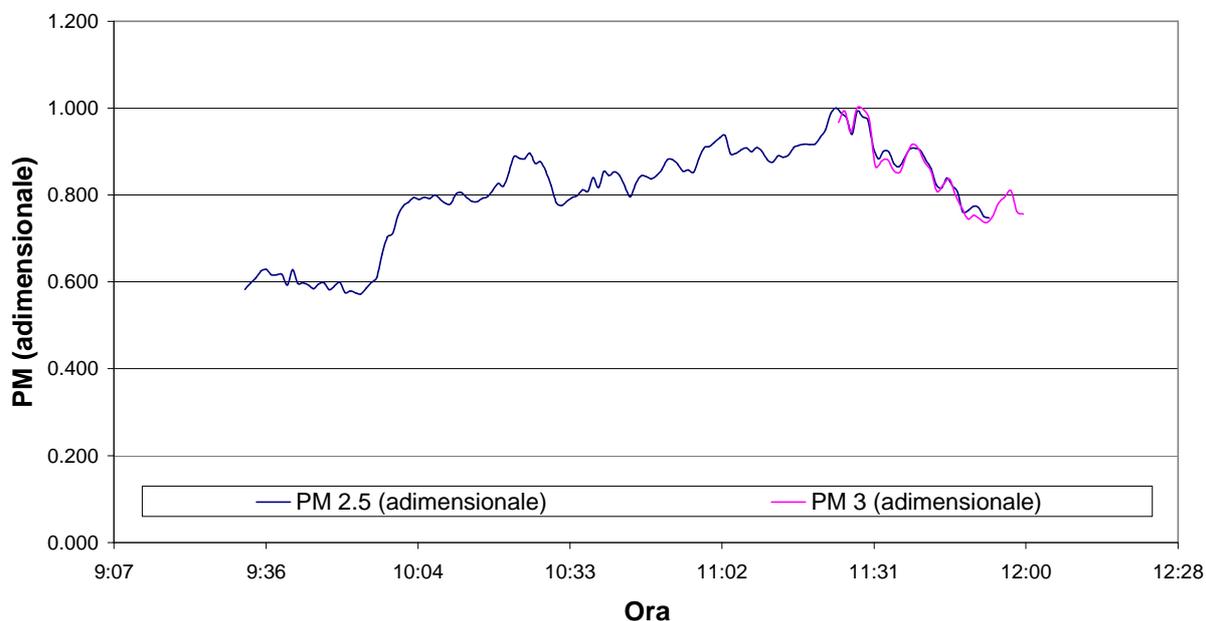


Fig. 8.122: Andamento nel tempo di PM 2.5 (adimensionale, misurato da DustTrak+CR10) e PM 3 (adimensionale, misurato dall'AeroTrak) nella stazione dei giardini Margherita (Inverno)

La stazione dei Giardini Margherita è stata campionata per meno tempo rispetto alle altre a causa di un repentino cambiamento nelle condizioni meteo (neve). Non è stato fatto un secondo campionamento in un altro momento per un motivo di “correttezza meteorologica”: l’atmosfera non è replicabile. L’unica accortezza possibile è cercare di effettuare i campionamenti in giornate vicine in modo che siano il più simili possibile da un punto di vista di condizioni sinottiche. La settimana in cui sono stati effettuati i campionamenti è stata l’unica possibile nel periodo Novembre – Gennaio a causa della forte persistenza di condizioni meteorologiche avverse (precipitazioni). Al di fuori di questo periodo le condizioni sinottiche tendono ad essere troppo diverse per considerare “simile” il campionamento (aumento delle ore di luce, aumento della temperatura, aumento dell’umidità relativa).

A causa delle basse temperature, inoltre, è stato possibile usare l’AeroTrak per un tempo molto basso e non si è riusciti a raccogliere una quantità di dati di PM 3 sufficiente per analizzare correlazioni in modo significativo e pertanto, per questa stazione, verranno riportati solo i dati relativi al PM 2.5. Li riteniamo comunque significativi vista anche la grande concordanza fra i due campionatori, come mostrato dal grafico precedente.

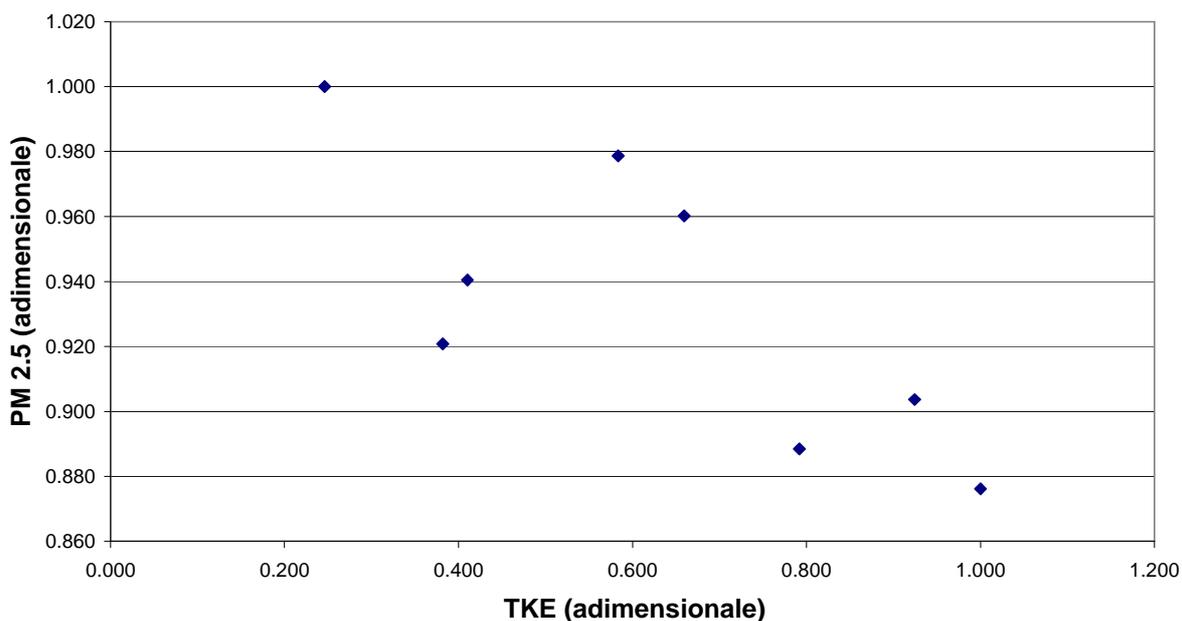
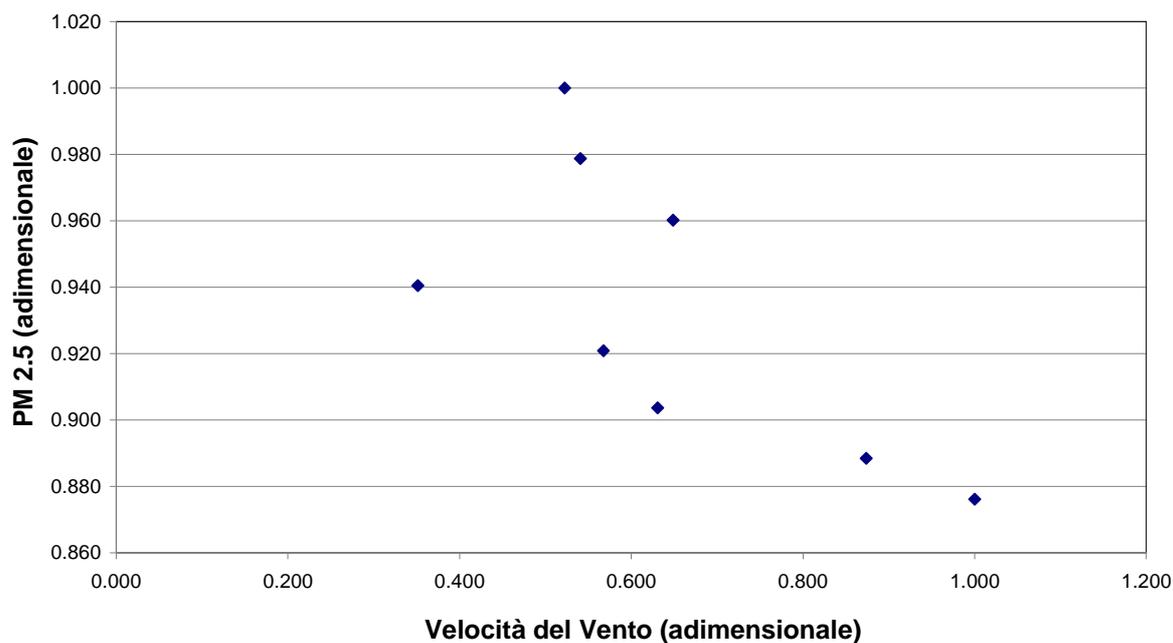


Fig. 8.123 e Fig. 8.124: Relazione fra velocità cinetica turbolenta (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) (in alto); e relazione fra energia cinetica turbolenta (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) (in basso) nella stazione dei giardini Margherita (Inverno)

Sebbene non si sia riusciti ad accumulare una buona quantità di dati durante la giornata di campionamento la distribuzione mostrata nelle figure 8.123 e 8.124 non mostra particolari

correlazioni né per la velocità del vento né per l'energia cinetica turbolenta e i dati si mostrano molto dispersi.

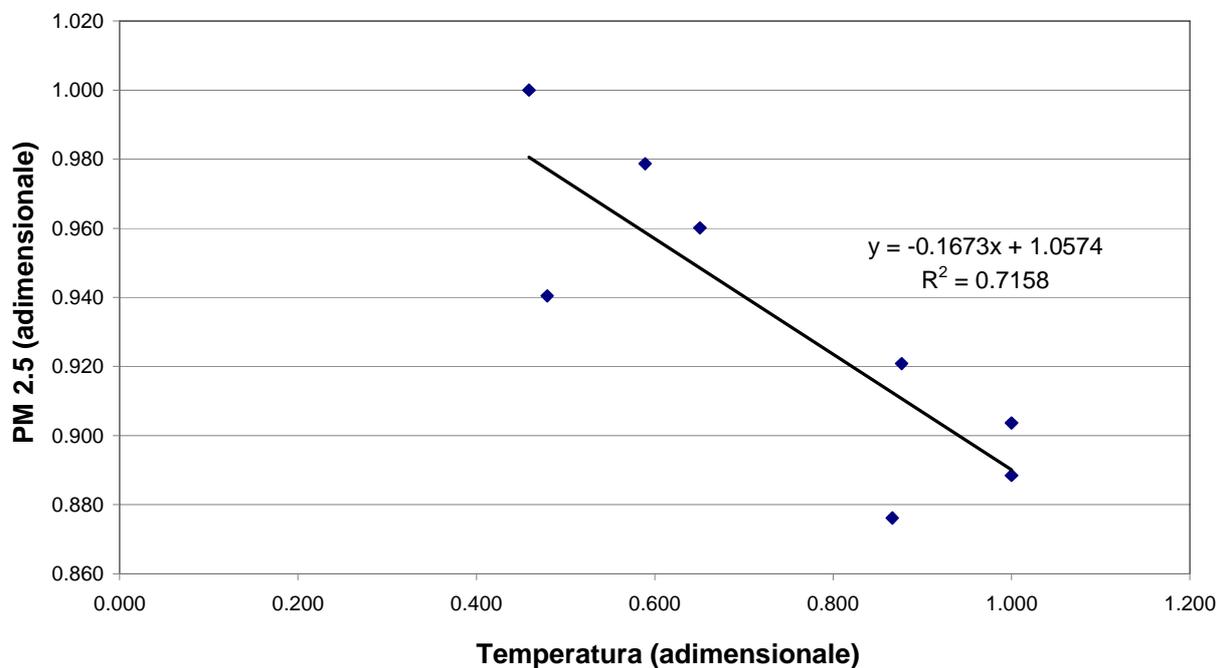
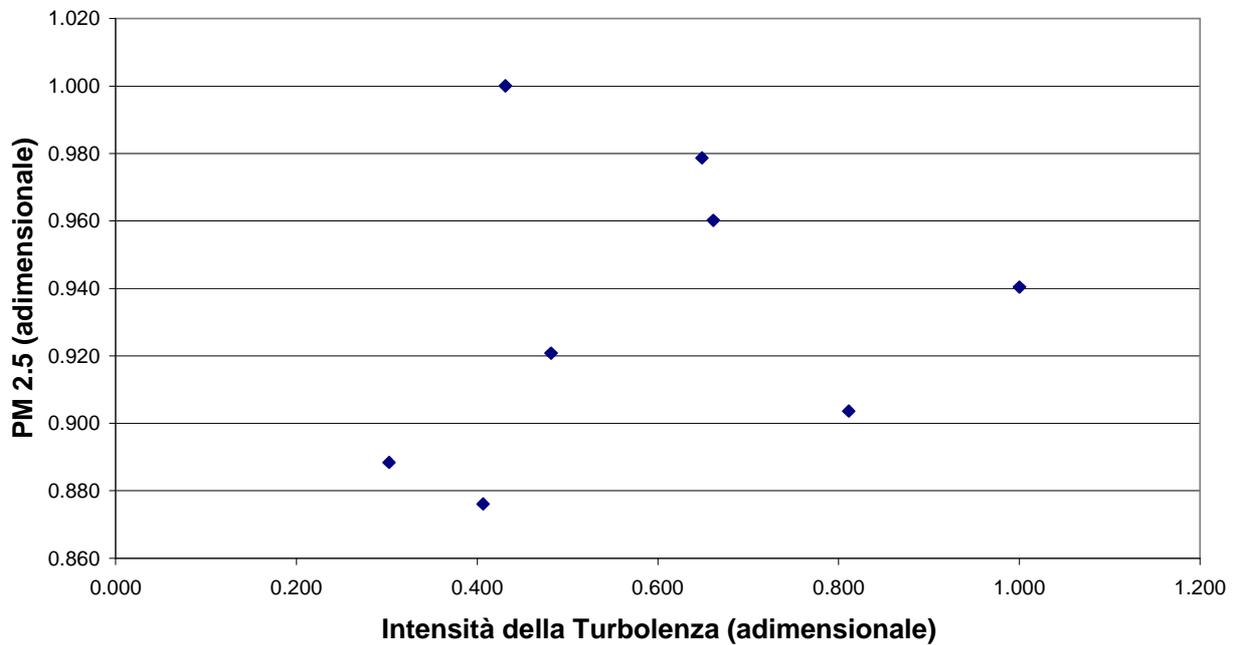


Fig. 8.125 e **Fig. 8.126**: Relazione fra intensità della turbolenza (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) (in alto); e relazione fra temperatura (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) (in basso) nella stazione dei giardini Margherita (Inverno).

Se l'intensità della turbolenza non mostra correlazioni apprezzabili col PM 2.5, sembra invece farlo la temperatura (figura 8.126). La relazione con la temperatura mostra qui una decrescita con l'abbassarsi della temperatura, probabilmente per l'intervento dei fattori d'immobilizzazione (e l'incipit di precipitazione nevosa che si è osservato in quella giornata) già descritti per Via Guerrazzi. Oltre ai *caveat* che sono già stati spiegati per la correlazione individuata in Guerrazzi, in questo caso c'è da tenere conto dell'esiguità dei dati a disposizione e quindi della possibile aleatorietà della relazione.

8.5.9 Periurbana CNR – Stagione Estiva:

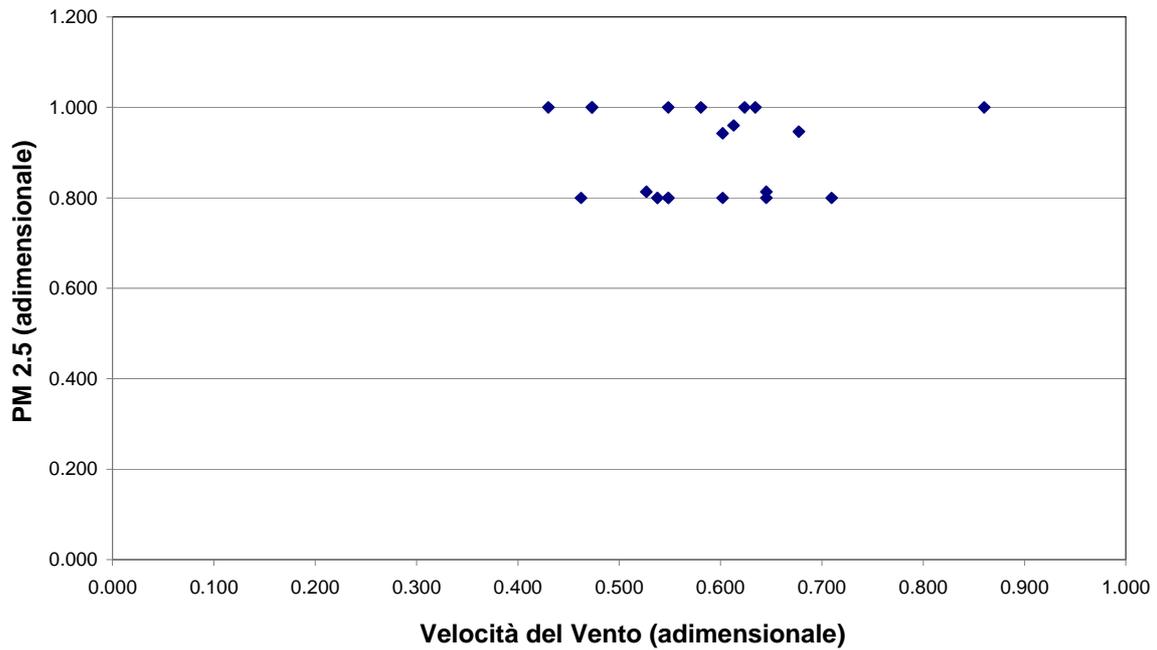


Fig. 8.127: Relazione fra velocità del vento (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione periurbana CNR (Estate)

I dati (figura 8.127) sono distribuiti in un blocco centrale che restituisce un indice di Pearson estremamente basso e mostra una completa assenza di correlazione fra la velocità del vento e il PM 2.5

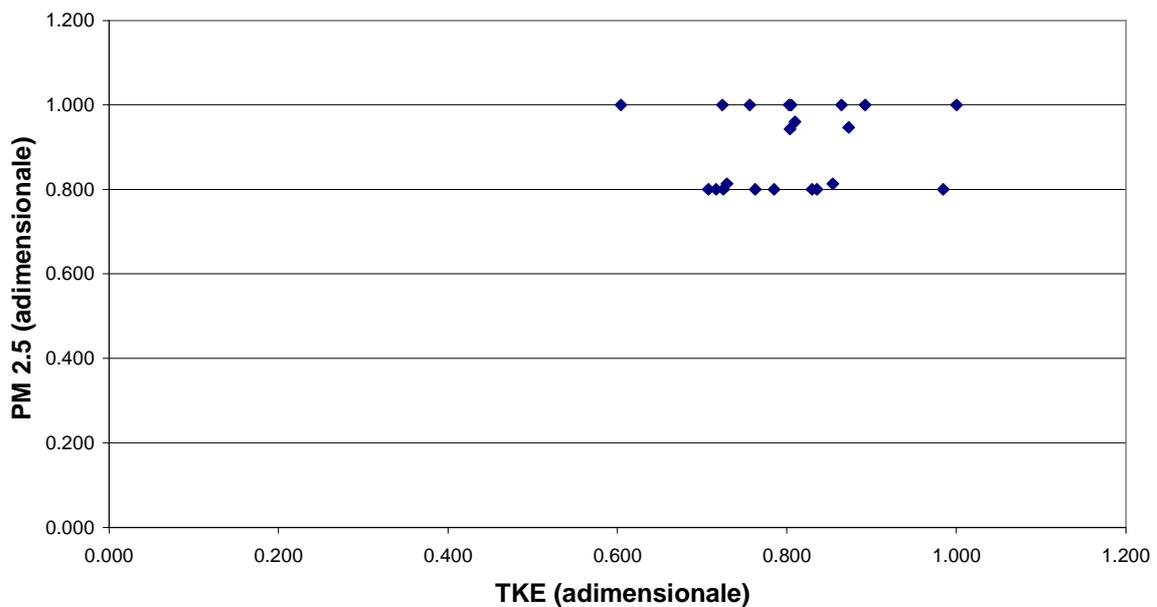


Fig. 8.128: Relazione fra energia cinetica turbolenta (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione periurbana CNR (Estate)

Coerentemente con il grafico di velocità del vento, l'analisi relativa all'energia cinetica turbolenta (fig. 8.128) mostra una distribuzione dei dati molto simile e un'analogha mancanza di correlazione.

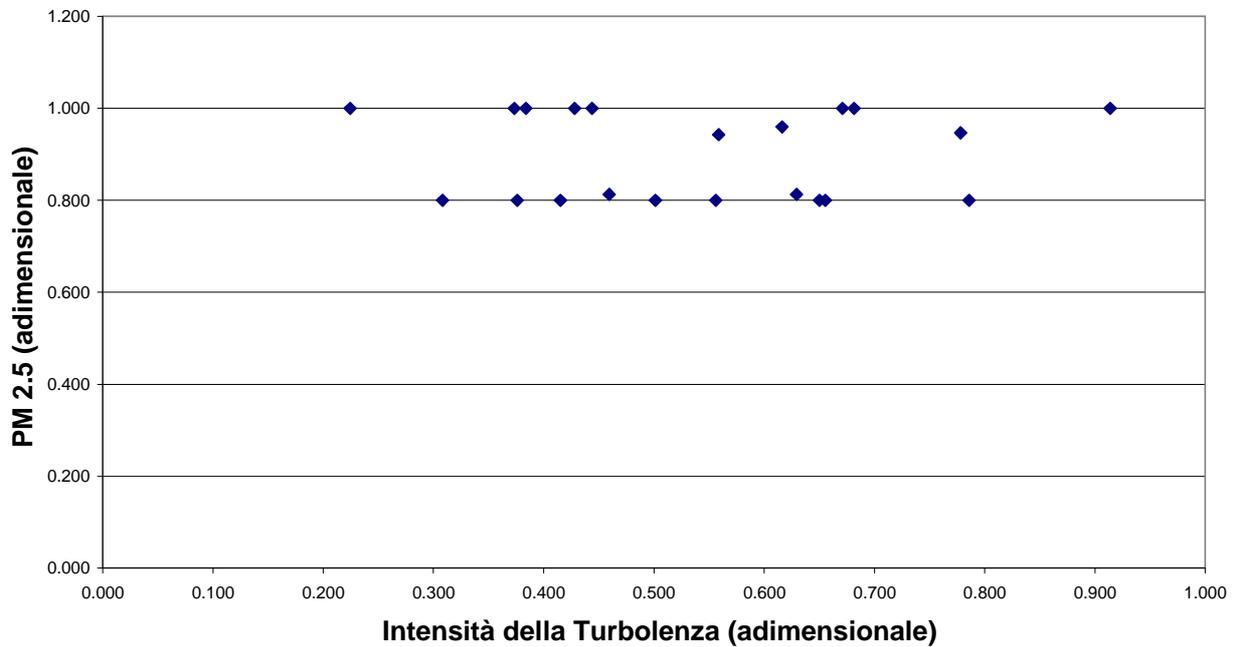


Fig. 8.129: Relazione fra intensità della turbolenza (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione periurbana CNR (Estate)

Sebbene siano distribuiti su una zona più ampia del grafico la dispersione dei dati nella figura 8.129 è relativamente simile a quella delle variabili precedenti e, come nei casi che lo precedono, non si trovano correlazioni significative fra intensità della turbolenza e particolato.

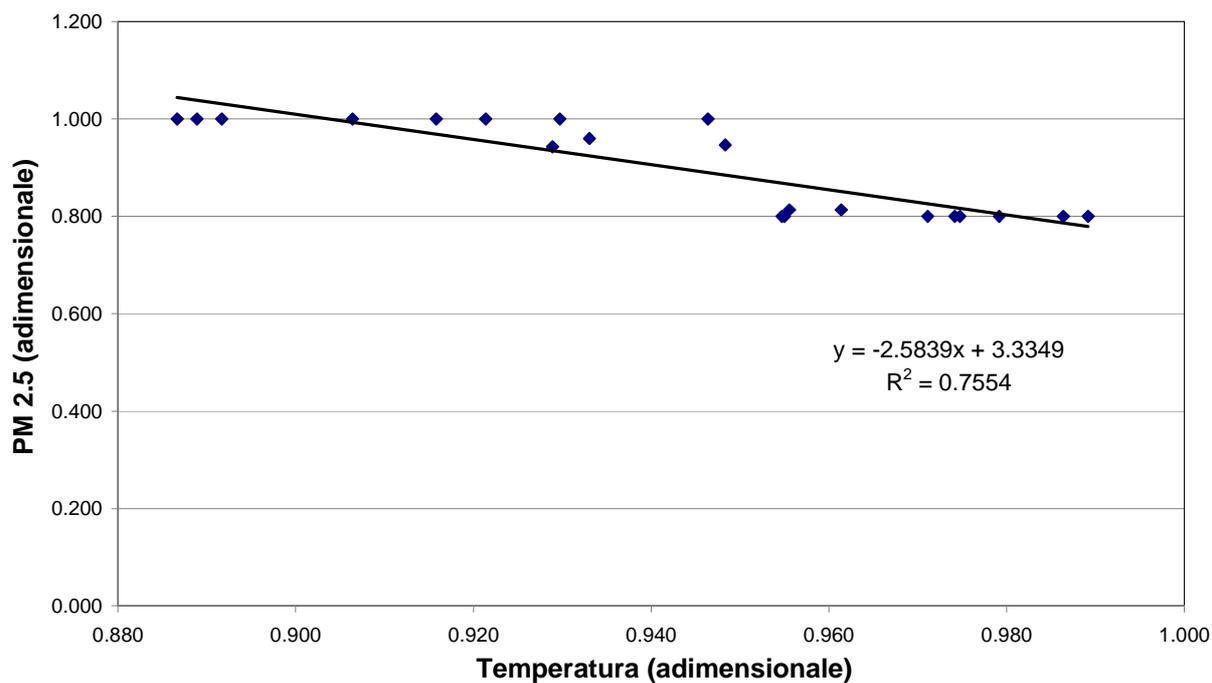


Fig. 8.130: Relazione fra temperatura (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione periurbana CNR (Estate)

Sebbene, come è già stato spiegato, le correlazioni con la temperatura presentino difficoltà di interpretazione è possibile vedere qui (figura 8.130) una relazione lineare negativa con la temperatura: l'interpretazione deriva dall'effetto della temperatura sul movimento delle masse d'aria (temperature più alte, aria più calda, maggior movimenti), ma non avendo correlazioni significative né con la velocità del vento, né con la TKE è difficile dare una concretizzazione a questa ipotesi.

8.5.10 Periurbana CNR – Stagione Invernale:

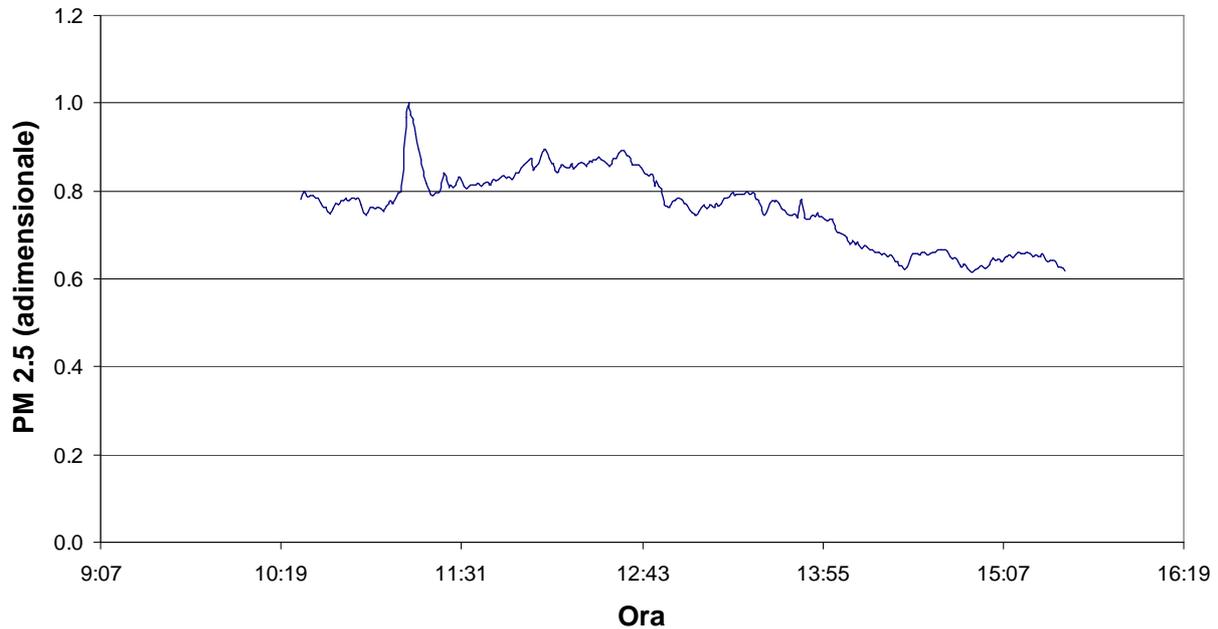


Fig. 8.131: Andamento nel tempo del PM 2.5 (misurato da DustTrak+CR10) nella stazione periurbana CNR (Inverno)

A causa delle basse temperature e dell'umidità in aumento (siamo sempre intorno alle condizioni sinottiche, ma la media di RH si è alzata fino al 60% rispetto al 50-55% dei giorni precedenti) è stato deciso di non utilizzare l'AeroTrak per evitare problemi di condensazione del particolato nella camera ottica. Visto l'accordo nei trend fra i due strumenti però, abbiamo ritenuto sufficiente l'uso del DustTrak.

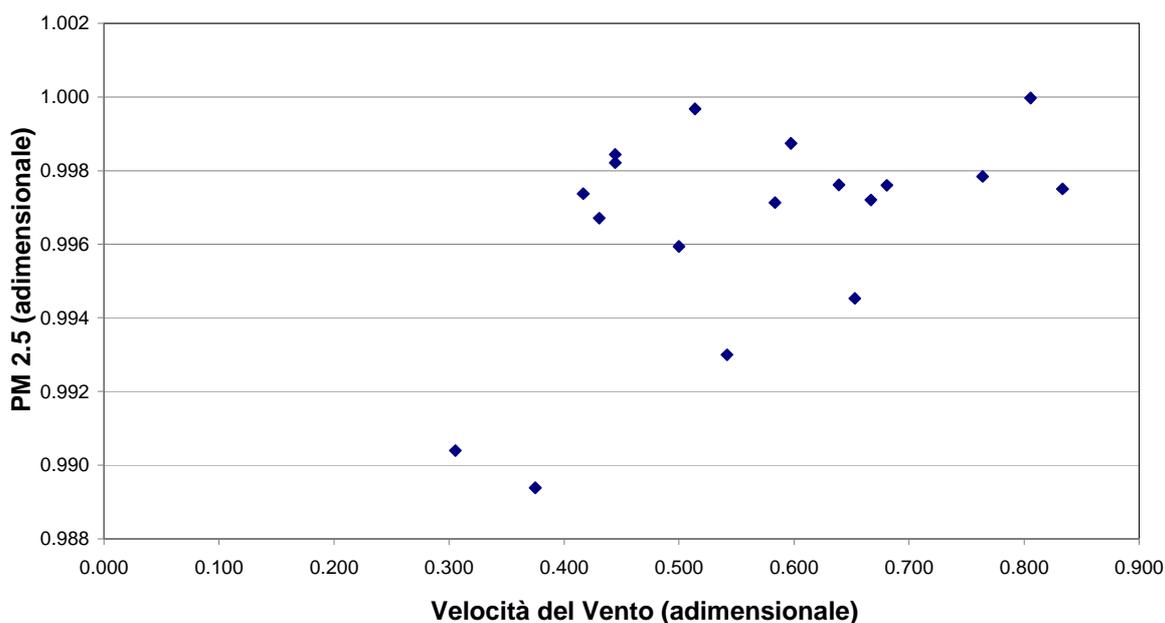


Fig. 8.132: Relazione fra velocità del vento (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione periurbana CNR (Inverno)

La stazione Periurbana CNR mostra una dispersione piuttosto ampia fra PM 2.5 e velocità del vento (figura 8.132) e pertanto non mostra particolari correlazioni fra questi due parametri.

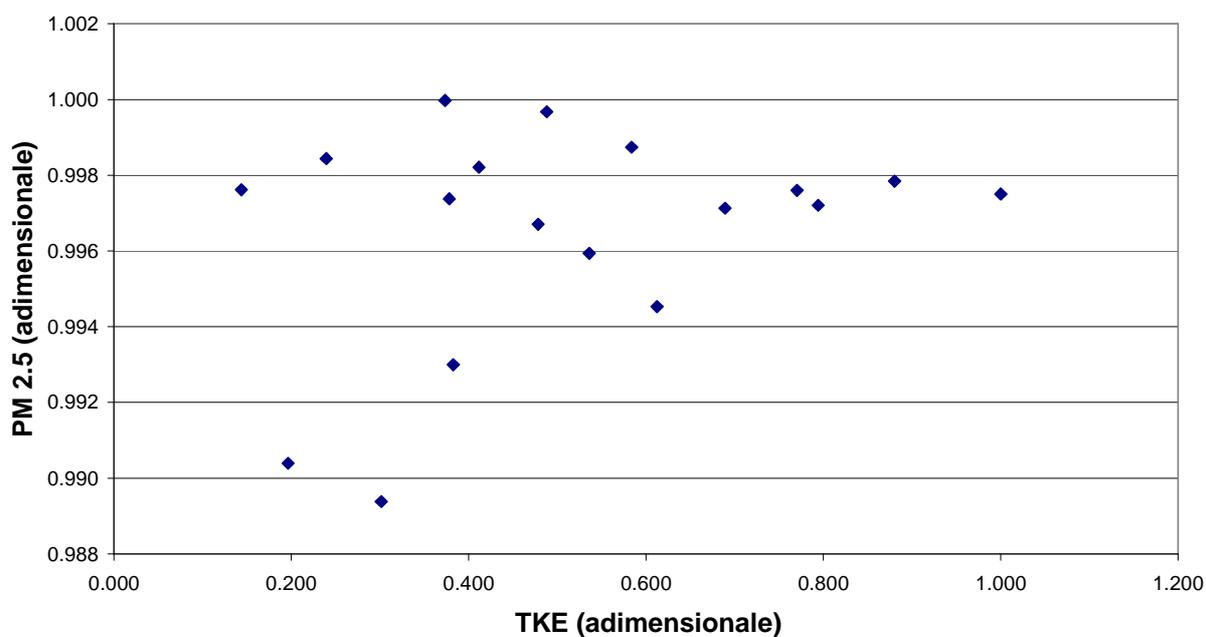


Fig. 8.133: Relazione fra energia cinetica turbolenta (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione periurbana CNR (Inverno)

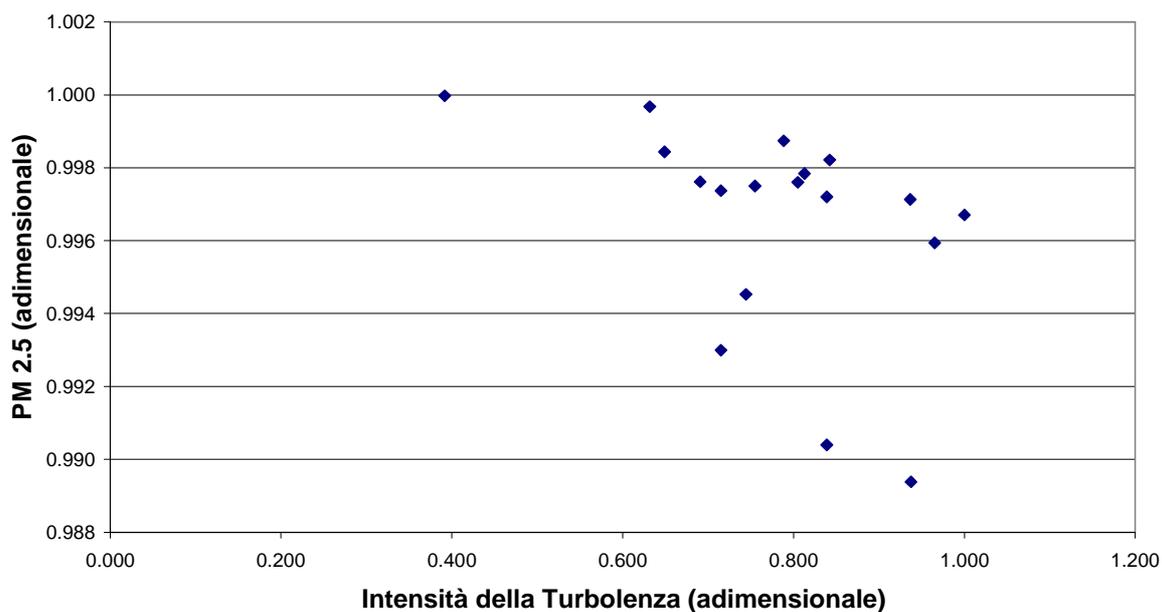


Fig. 8.134: Relazione fra intensità della turbolenza (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione periurbana CNR (Inverno)

Si vede un'ampia dispersione anche per quanto riguarda i grafici relativi a particolato ed energia cinetica turbolenta e particolato ed intensità della turbolenza (figura 8.133 e 8.134) e non si vedono andamenti significativi.

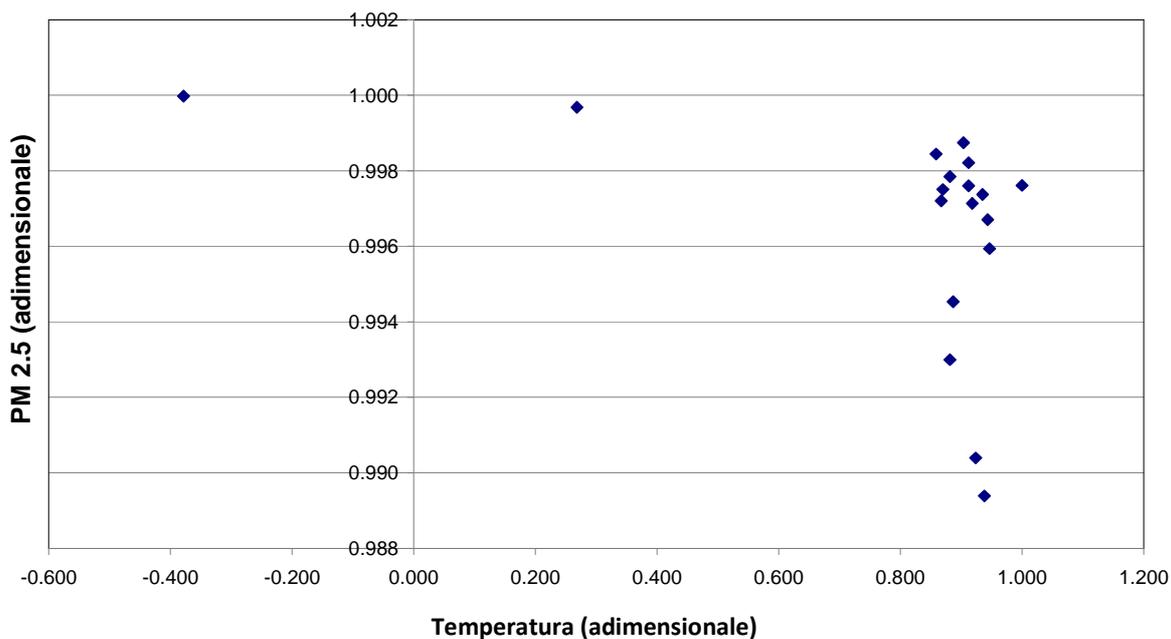


Fig. 8.135: Relazione fra temperatura (adimensionale) e PM 2.5 (adimensionale) nella stazione periurbana CNR (Inverno)

La relazione fra temperatura e particolato (figura 8.135) mostra un cluster di dati che non è utile al fine di individuare una qualche relazione.

8.6.11 Commento alle correlazioni

Sulla base dei grafici mostrati fino ad ora non è stato possibile individuare particolari correlazioni fra andamento del particolato e andamento delle principali forzanti relative alla sua distribuzione (velocità del vento, energia cinetica turbolenta, intensità della turbolenza e temperatura). Sebbene non statisticamente quantificabile la dispersione dei dati sembra comunque essere maggiore in stazioni che presentano assenza di ostacoli sui quattro lati (in particolar modo i Giardini Margherita). Le basse velocità del vento potrebbero aver influito sull'assenza di correlazioni (minore è la velocità del vento, tanto più l'aria tende a comportarsi come un fluido laminare piuttosto che turbolento), ma questo fa parte del regime anemologico Bolognese, come hanno dimostrato anche i dati climatologici. Pertanto le basse velocità del vento possono essere definite come un parametro costante della meteorologia dell'agglomerato Bolognese e, di conseguenza, se esse sono alla base dell'assenza delle correlazioni come ipotizzato, renderebbero una "costante" Bolognese anche l'assenza di correlazioni stessa.

Sulla base dell'ipotesi iniziale i dati da noi raccolti ci portano a rifiutarla e a negare la presenza di forti effetti topologici della città sugli andamenti di particolato. Ciò lascia presupporre, quindi, che le misurazioni fornite dalle centraline fisse dell'ARPA siano quindi significative per l'intero agglomerato bolognese, nonostante non caratterizzino i vari microambienti con punti di misura *ad hoc*. Ci teniamo comunque a sottolineare che l'informazione fornita al pubblico però, riguarda solo un singolo dato giornaliero e un numero di superamenti, ma ancora non si presuppone di fornire un dato relativo all'andamento giornaliero, in modo da individuare "ore critiche" della giornata che potrebbero essere evitate dalle fasce più deboli della popolazione.

Questa considerazione necessita comunque di ulteriori indagini che non è stato possibile condurre nell'arco di questa tesi. La strumentazione utilizzata è stata progettata e pianificata *ad hoc* e non è mai andata incontro ad una prova sul campo prima di questa esperienza e richiede pertanto ulteriori migliorie proprio sulla base di questo primo periodo di utilizzo.

Nel caso specifico sarebbe necessario approntare una strumentazione mobile che non richieda la sorveglianza di un addetto, in modo che sia possibile lasciarla campionare in continuo per ottenere una maggiore quantità di dati. Questo aspetto richiede però da un lato un grande sforzo progettuale per coniugare le esigenze di mobilità della strumentazione e messa in sicurezza (riparazione dalle

precipitazioni e da azioni vandaliche) e dall'altro uno sforzo burocratico per coniugare le esigenze della ricerca (messa in posizione della stazione di campionamento sul suolo pubblico, necessità di poter intervenire in giorni meteorologicamente utili) e le necessità burocratiche degli organi amministrativi che devono controllare il territorio urbano.

9. Conclusioni

La tesi partiva dall'ipotesi che fosse possibile, sulla base di quanto rintracciato in letteratura, individuare effetti topologici sugli andamenti di particolato atmosferico che potessero rendere non significative le misure fornite da ARPA per tutto l'agglomerato urbano di Bologna a causa, quindi, della presenza di effetti a microscala che avrebbero reso sostanzialmente differenti il sito di misurazione ARPA rispetto allo specifico sito campionato durante questa tesi.

Com'è già stato mostrato nella sezione di discussione e presentazione dei risultati, abbiamo rifiutato questa ipotesi sulla base dei dati da noi raccolti. Riteniamo importante questo risultato in quanto significa che la normativa attualmente vigente è efficace nel proteggere la salute del cittadino indipendentemente dalla sua posizione nell'agglomerato urbano. È stato inoltre possibile sottolineare anche quanta attenzione sia necessaria per ottenere misure significative anche nel microambiente: se il campionamento non viene pianificato correttamente si rischia di avere dati che non sono rappresentativi della condizione topologica sinottica, ma che risentono di fenomeni troppo ristretti non significativi per l'esposizione tipica nell'ambiente considerato.

Ovviamente si ritiene necessario approfondire i risultati ottenuti da questa tesi: la strumentazione da noi utilizzata è stata approntata ad hoc per indagare l'ipotesi di partenza e questo tipo di misurazioni in un contesto di città storica come Bologna non erano ancora state tentate. Ciò significa che la strumentazione (e il suo protocollo di utilizzo) è ancora passibile di migliorie e quelle più importanti dovrebbero riguardare l'estensione del periodo utile di campionamento eliminando l'esigenza del monitoraggio continuo dell'*array* strumentale da parte di un addetto. Tali migliorie non richiedono solo uno sforzo tecnico, ma anche un'interazione con l'Ente amministrativo per unire le esigenze di ricerca scientifica a quelle di controllo del territorio.

Indipendentemente dai risultati relativi all'ipotesi di partenza, questa tesi ha permesso di mettere in evidenza altri aspetti dell'ambiente urbano e dei problemi relativi a condurre ricerca sullo stesso.

Da un punto di vista scientifico è stato possibile comunque vedere la presenza di effetti della città su parametri quali regime anemologico e radiazione solare.

Il regime anemologico sinottico cittadino, com'è stato visto in via Guerrazzi, può essere alterato per la presenza di punti-canale che lo forzino in particolari direzioni. Parlare di regime anemologico cittadino sinottico, però, non è semplice: com'è stato visto confrontando i dati CLINO con i dati provenienti dagli anemometri Specola/Asinelli, è difficile parlare di una direzione prevalente del vento sulla città di Bologna. Questo aspetto è particolarmente interessante e dovrebbe essere tenuto in debito conto ogni volta che si prevede, per esempio, di fare la valutazione energetica di un edificio nell'agglomerato bolognese.

Per quanto riguarda la situazione radiativa Bologna si conferma, come tutti gli altri agglomerati urbani, come isola di calore e quindi con elevati livelli di onda lunga sia in ingresso che in uscita. L'analisi dei dati provenienti dai radiometri sia in estate che in inverno, ha permesso di evidenziare due particolari effetti:

- La grande sensibilità dell'irraggiamento effettivo anche a piccole variazioni delle condizioni di contorno (per esempio, il passaggio di un'ombra). Fenomeni di questo tipo lasciano presupporre che sia possibile mitigare gli effetti dovuti all'isola di calore anche in modo relativamente poco invasivo per la struttura cittadina attraverso il cambio di colore delle superfici, la creazione di zone d'ombra (possibilmente attraverso l'utilizzo di verde urbano) e il riconoscimento dei momenti più critici d'irraggiamento.
- La sensibilità dell'onda lunga alla temperatura: le differenze fra i W/m^2 misurati in estate e quelli misurati in inverno nella medesima stazione sono imputabili alla differenza di temperatura computata nell'equazione di corpo nero (σT^4)

Da un punto di vista gestionale è stata vista la difficoltà del ricercatore a muoversi sul territorio: gli Enti preposti al suo controllo non sembrano essere preparati a questi tipi di esigenze. Sintomo di questa difficoltà è stata, ad esempio, la necessità da parte di chi ha condotto questa tesi di dover ottenere un permesso dal Comune per utilizzare la strumentazione sul territorio, senza però trovare un apposito meccanismo burocratico. È stato solo grazie alla malleabilità dell'Ente amministrativo che si è riusciti ad effettuare queste misure nel rispetto della legge.

Una volta trovatisi sul territorio a condurre misure è risultato chiaro come non fosse possibile separare le attività di ricerca dal rapporto col pubblico interessato. Il ricercatore viene continuamente interrogato sulle sue attività e dev'essere pronto a spiegare il suo operato in maniera chiara e non passibile di fraintendimenti soprattutto vista la preoccupazione del pubblico quando si toccano argomenti che interessano la sua salute. Il pubblico interessato può, come è capitato nel corso di questa tesi, interessare anche la stampa ed il ricercatore dev'essere pronto ad interagire anche con questo tipo di evenienze.

Appendice I: Le relazioni fra Ricerca e Pubblico.

Com'è già stato detto nel corso della tesi, un aspetto che ha pervaso tutta la ricerca sul campo è stato il contatto con il pubblico. Questa breve appendice vuole semplicemente riassumere l'esperienza vissuta dal ricercatore e le tipologie di domande e di persone con cui è stato necessario interagire durante le fasi di campionamento.

Da un punto di vista delle caratteristiche generali le persone che si fermavano a chiedere informazioni erano principalmente maschi di età (apparente) compresa fra i 20 e oltre i 60 anni. Le donne interessate sono state in numero minore, ma presentavano, bene o male, lo stesso *range* di età. Questo indica che la curiosità verso la condizione anomala che interessa il territorio non è concentrata in particolare fasce di età della popolazione. Purtroppo non sono stati raccolti dati circa la residenza, quindi non è possibile valutare quanti interessati fossero effettivamente cittadini bolognesi e quindi quanta parte di questa curiosità potesse essere dovuta ad un interesse verso la "propria" città e quanta fosse invece curiosità "generale" verso l'incontro insolito.

La maggior parte delle persone che si è fermata a fare domande aveva già ipotizzato che le misure fossero a scopo ambientale e la loro attenzione era da subito focalizzata sull'inquinamento. La preoccupazione per lo stato di salute e quindi l'inquinamento dell'ambiente urbano, sembra essere diffusa in tutta la popolazione. Questa preoccupazione acquisisce sempre una connotazione negativa, in quanto si è sempre pronti ad assumere che la situazione sia "cattiva" e che, appena spiegati gli effetti di correlazione da noi ricercati, questi ultimi "ci siano sicuramente".

Un atteggiamento del genere deriva probabilmente anche dal *battage* mediatico che accompagna da ormai vari anni a questa parte i problemi legati all'ambiente. Molto spesso questa comunicazione è parziale e tendente al sensazionalismo.

Non sarebbe però giusto generalizzare quest'ultimo argomento, in quanto, proprio durante le campagne di misura c'è stato un incontro con la stampa locale. Il giornalista che si è interessato all'argomento, per quanto mostrasse di avere già un'idea di cosa volesse inserire nell'articolo, ha condotto un'intervista ampia e ha ascoltato con attenzione e interesse le spiegazioni relative alla campagna di campionamento, mostrando che esiste comunque un tipo di informazione ambientale che non punta esclusivamente al sensazionalismo e all'allarmismo, ma che è anche interessata a capire quali siano le problematiche che insistono effettivamente sulla città.

L'incontro con la stampa è risultato in un articolo di giornale pubblicato nella sezione locale del "Resto del Carlino" di Bologna (riportiamo di seguito l'articolo per intero). Questo ci ha permesso di notare un'altra cosa: il giorno dopo parte del pubblico interessato ha riconosciuto la ricerca da noi condotta come quella descritta nell'articolo, mostrando che, così come esiste una stampa interessata ai problemi del territorio esiste anche un gruppo di lettori altrettanto interessati.

Tutto questo ha evidenziato quanto sia importante la capacità di relazionarsi col pubblico e di fornire informazioni corrette, visto che ci si trova comunque di fronte ad un senso di sfiducia e di pessimismo nei confronti della situazione ambientale che non bisogna aggravare con affermazioni impulsive o esagerate.

L'inquinamento sotto i portici? «Si misura così»

La rilevazione di uno studente

SOTTO il portico storico di Corte Isolani, nel traffico di persone ed auto di Strada Maggiore, Federico Carotenuto sorveglia uno strano cubo di strumenti esplicitamente tecnologici, un 'albero di Natale' fitto di cavi, computer e sensori che attrae l'attenzione di molti. Per questo studente 25 enne dell'Università di Bologna, corso di laurea in Scienze ambientali, si tratta dell'oggetto di una tesi di laurea, dal titolo: «Misure di turbolenza del particolato atmosferico. Gli street canyon bolognesi».

Detta così, sembra inesplicabile. Se invece pensiamo alle occasioni in cui abbiamo osservato il termometro sui cruscotti delle nostre auto abbassarsi di qualche grado appena giunti fuori porta, allora siamo a buon punto per comprendere l'obiettivo di questa installazione.

LA LETTERATURA scientifica ci dice che il tessuto urbano può influenzare una notevole serie di parametri ambientali — spiega il laureando — L'irraggiamento solare riscalda i palazzi e l'asfalto, i venti si infiltrano tra le vie e il regime atmosferico cambia». L'equipe coordinata dall'Istituto di biometeorologia di Teodoro Georgiadis presso il Car bolognese e dalla sezione ravennate dell'Unibo, si propone di verificare se la tipologia urbana peculiare della nostra città fatta di portici e vicoli sinuosi, ha un effetto diret-

to sulla concentrazione di polveri sottili nell'aria che respiriamo. In particolare del fangigerato PM 2.5, così sottile da penetrare nei polmoni in profondità.

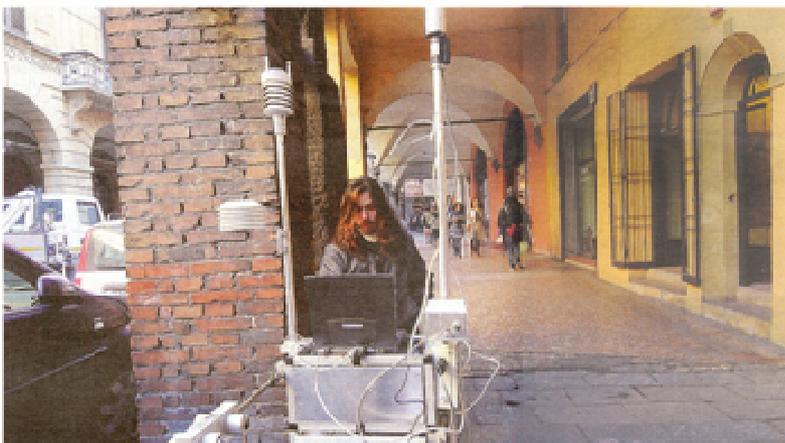
«SI È NOTATO che d'estate quando è più caldo le polveri si disperdono, mentre d'inverno specie quando c'è il sole si crea un 'isola di calore' proveniente dagli elementi urbani che col freddo dell'aria aumenta le particelle». In alcune zone tali particelle sembrano più movimentate che altrove, «in via Guerrazzi dove abbia-

TESI DI LAUREA
In Strada Maggiore Federico Carotenuto utilizza uno strano cubo di strumenti

mo sistemato un altro apparato di controllo, la geometria urbana fatta a 'canyon', può potenzialmente generare vortici di particelle sotto i portici», continua il giovane ricercatore.

Oltre a Strada Maggiore e via Guerrazzi, Carotenuto sta effettuando rilevazioni anche in piazza Santo Stefano, Giardini Margherita e nel cortile del Car di via Gobetti, tutte le mattine fino a venerdì. Se effettivamente riuscirà a dimostrare gli effetti della forma della città sulla qualità dell'ambiente, «non sarebbe azzardato pensare a provvedimenti amministrativi anti inquinamento differenziati, da zona a zona».

Daniela Passeri



Federico Carotenuto al lavoro con i suoi strumenti sotto il portico di Corte Isolani

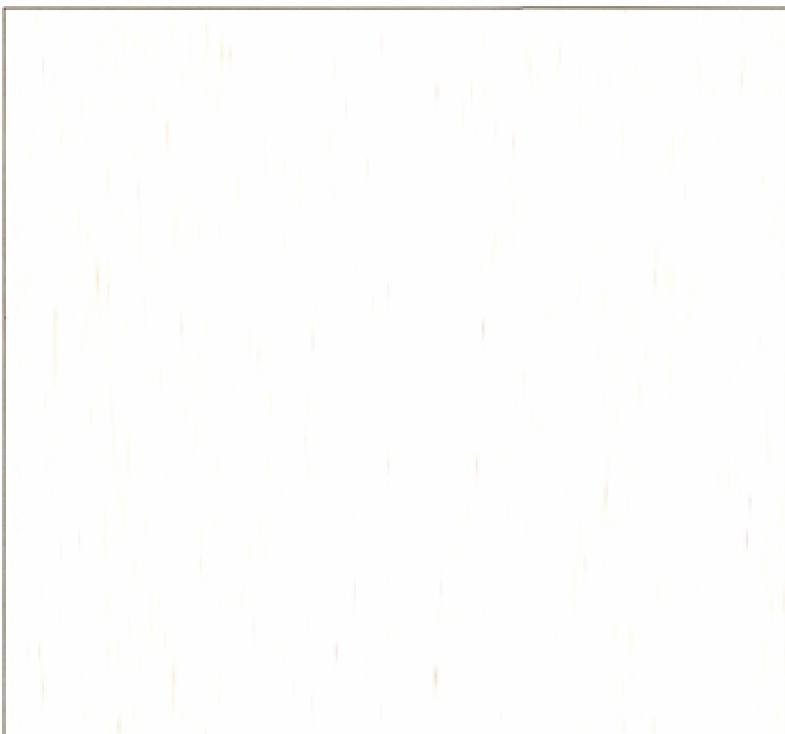


Fig. A1: Articolo relativo alle misure del *City Runner* pubblicato sul Resto del Carlino di Bologna in data 15/12/2010

Bibliografia

Abbey D.E., Nishino N., McDonnell W.F., Burchette R.J., Knutsen S.F., Beeson W.L., Yang J.X., 1999, “Long-Term Inhalable Particles and Other Air Pollutants Related to Mortality in Nonsmokers”, *American Journal of Respiratory Critical Care Medicine*, 159, 373-382

Akbari H., 2002, “Energy saving potentials and air quality benefits of urban heat island mitigation”, abridged and updated version of Akbari H., Pomerantz M. and Taha. H., 2001, “Cool surfaces and shade trees to reduce energy use and improve air quality in urban areas”, *Solar Energy*, 70, 295-310

Albrecht B. A., 1989, “Aerosols, cloud microphysics, and fractional cloudiness”, *Science*, 245, 1227–1230.

Arnfield A. J., 2003, “Two decades of urban climate research: A review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island”, *International Journal of Climatology*, 23, 1-26.

ARPA Emilia-Romagna, 2005, “Rapporto di Qualità Aria del comune di Reggio Emilia”, http://www.arpa.emr.it/dettaglio_documento.asp?id=477&idlivello=84.

ARPA Emilia-Romagna, 2009, “Rete Regionale di Monitoraggio della Qualità dell’Aria Provincia di Bologna Report dei Dati 2009”

Barozzi A. & Tagliaventi G., 1990, “Il Ritorno Alla Città, Seminario di studi sulla città di Bologna con Maurice Culot”, Ed. Franco Cosimo Panini

Batchvarova E. & Gryning S., 1990, “Applied Model for the Growth of the Daytime Mixed Layer”, *Boundary-Layer Meteorology*, 56, 261-274

Bellouin N., Boucher O., Haywood J., Reddy M.S., 2005, “Global estimates of aerosol direct radiative forcing from satellite measurements”, *Nature*, 438, 1138-1141

Bergonzoni F., 1989, “Venti Secoli di Città: Note di Storia Urbanistica Bolognese”, Ed. Nuova Casa Editrice Cappelli

Blanchard D. C & Woodcock A. H., 1957, "Bubble formation and modification in the sea and its meteorological significance", *Tellus*, 9, 145-152.

Bonafè G., 2006, "Microclima Urbano: impatto dell'urbanizzazione sulle condizioni climatiche locali e fattori di mitigazione",
http://www.arpa.emr.it/dettaglio_documento.asp?id=526&idlivello=64

Britter R.E. & Hanna S.R., 2003, "Flow and Dispersion in Urban Areas", *Annual Reviews of Fluid Mechanics*, 35, 469-496

Britter R.E. & Hanna S.R., 2003, "Flow and dispersion in urban areas", *Annual Review of Fluid Mechanics*, 35, 469-96

Brook R.D., Franklin B., Cascio W., Hong Y., Howard G., Lipsett M., Luepker R., Mittleman M., Samet J., Tager Jr., Tager I., 2004, "Air Pollution and Cardiovascular Disease: A Statement for Healthcare Professionals from the Expert Panel on Population and Prevention Science of the American Heart Association", *Circulation*, 109, 2655-2671

Brunekreef B. (Main author answers & rationale for PM), 2003, "Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide", Report on a WHO Working Group, World Health Organization.

Christoffersen T.S., Hjorth J., Horie O., Jensen N.R., Kotzias D., Molander L.L., Neeb P., Ruppert L., Winterhalter R., Virkulla A., Wirtz K., Larsen B., 1998, "Cis-Pinic acid, a possible precursor for organic aereosol formation from ozonolysis of alpha-pinene", *Atmospheric Environment*, 32, 1657-1661.

D'Alessandro A., Lucarelli F., Mandò P.A., Marcazzan G., Nava S., Prati P., Valli G., Vecchi R., Daigle C.C., Chalupa D.C., Gibb F.R., et al., 2003, "Ultrafine particle deposition in humans during rest and exercise.", *Inhal. Toxicol.*, 15, 539-552.

DePaul F.T. & Sheih C.M., 1986, "Measurements of wind velocities in a street canyon", *Atmospheric Environment*, 20(3), 455-459

Di Sabatino S., Kastner-Klein P., Berkowicz R., Britter R.E. e Fedorovich E., 2003a, “The modeling of turbulence from traffic in urban dispersion models – Part I: theoretical considerations”, *Environmental Fluid Mechanics*, 3, 129-2003

Di Sabatino S., Kastner-Klein P., Berkowicz R., Britter R.E. e Fedorovich E., 2003b, “The modeling of turbulence from traffic in urban dispersion models – Part II: evaluation against laboratory and full-scale concentration measurements in street canyons”, *Environmental Fluid Mechanics*, 3, 145-172

Edmonds J. & Smith S., 2006, “The technology of two degrees”, *Avoiding Dangerous Climate Change*, H. J. Schellnhuber et al., Eds., Cambridge University Press, 385-392.

Ferguson G. & Woodbury A. D., 2007, “Urban heat island in the subsurface”, *Geophysical Research Letters*, 34

Finlayson-Pitts B.J. & Pitts J.N., 1999, “Chemistry of the upper and lower atmosphere. Theory, experiments and applications.”, Academic Press.

Fonte dati Indice di Thom: http://www.arpa.emr.it/pubblicazioni/calore/generale_488.asp

Fonte dati meteorologici:

http://www.iperbole.bologna.it/iperbole/piancont/dati_statistici/Indici/Ambiente%20e%20territorio/index.htm

Galani A., Neofytou P., Venetsanos A., Bartzis J., Neville S., 2009, “Prediction and study of pollutants dispersion in a street canyon in London using computational fluid dynamics techniques”, *Global NEST Journal*, 11(4), 434-439

Garland L., 2008, “Heat Islands understanding and mitigating heat in urban areas”, Earthscan editore

Gay S.W. & Knowlton K.F., 2009, “Ammonia Emissions and Animal Agriculture”, Virginia Cooperative Extension, Publication 442-110.

Giugliano M., Lonati G., Butelli P., Romele L., Tardivo R., 2005, “Fine particulate (PM_{2.5}-PM₁) at urban sites with different traffic exposure”, *Atmospheric Environment*, 39, 2421-2431.

Gromke C. & Ruck B., 2007, “Trees in urban street canyons and their impact on the dispersion of automobile exhaust”, *Proceedings of the 6th International Conference on Urban Air Quality*, Cyprus

Harrison R.M., 2001, “Pollution: causes, effects and control”, Royal Society of Chemistry

Haywood J. & Boucher O., 2000, “Estimates of the direct and indirect radiative forcing due to troposphere aerosols: a review”, *Reviews of Geophysics*, 38(4), 513-543

Hoek G., Brunekreef B., Goldbohm S., Fischer P., A van de Brandt P., 2002, “Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study”, *Lancet*, 360, 1203-1209

Hong Y.C., Lee J.T., Kim H., Kwon H.J., 2002, “Air pollution: a new risk factor in ischemic stroke mortality.”, *Stroke*, 33, 2165–2169.

Hoydysh W.G. & Dabberdt W.F., 1994, “Concentration fields at urban intersections: fluid modelling studies”, *Atmospheric Environment*, 28 (11), 1849–1860.

Hunter L.J., Johnson G.T., Watson I.D., 1992, “An investigation of three-dimensional characteristics of flow regimes within the urban canyon”, *Atmospheric Environment*, 26B(4), 425–432.

Hunter L.J., Watson I.D., Johnson G.T., 1990/1991, “Modelling Air Flow Regimes in Urban Canyons”, *Energy and Buildings*, 15-16, 315-324

IPCC, 2001, “Third-Assessment Report on Climate Change 2001: The Scientific Basis”, http://www.grida.no/publications/other/ipcc_tar/

IPCC, 2007, “Fourth-Assessment Report on Climate Change 2007: The Physical Science Basis”, http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/contents.html

Jaenicke R., 1980, "Atmospheric aerosols and global climate", *Journal of Aerosol Science*, 11, 577–588.

Järvi L., 2009, "Turbulent vertical fluxes and air quality measured in urban air in Helsinki", *Report Series in Aerosol Science*, 103

Jeong S.J. & Andrews M.J., 2002, "Application of the k-epsilon turbulence model to the high Reynolds number skimming flow field of an urban street canyon", *Atmospheric Environment*, 36, 1137-1145

Johnson G.T. & Hunter L.J., 1999, "Some insights into typical urban canyon airflows", *Atmospheric Environment*, 33, 3991–3999.

Kastner-Klein P., 1999, "Experimentelle Untersuchung der strömungsmechanischen Transportvorgänge in Strassenschluchten", PhD thesis. Inst. Hydromech. Univ., Karlsruhe, Ger

Kastner-Klein P., Berkowicz R., Britter R., 2004, "The Influence of Street Architecture on Flow and Dispersion in Street Canyons", *Meteorology and Atmospheric Physics*, 87, 121-131

Kastner-Klein P., Berkowicz R., Britter R., 2004, "The influence of street architecture on flow and dispersion in street canyons", *Meteorology and Atmospheric Physics*, 87, 121–131.

Kim J.J. & Baik J.J., 2001, "Urban street-canyon flows with bottom heating", *Atmospheric Environment*, 35, 3395–3404.

Kim J.J. & Baik J.J., 2004, "A numerical study of the effects of ambient wind direction on flow and dispersion in urban street canyons using the RNG k- ϵ turbulence model", *Atmospheric Environment*, 38, 3039–3048.

Koch S., Wintehalter R., Uherek E., Kolloff A., Neef P., Moortgat G.K., 2000, "Formation of new particles in the gas-phase ozonolysis of monoterpenes", *Atmospheric Environment*, 34, 4031-4042.

Koppen W., 1936, "Das geographische System der Klimate" in *Handbuch der Klimatologie*, edited by: Koppen, W. and Geiger, G., 1. C. Gebr, Borntraeger, 1–44.

Kovar-Pankus A., Sini J.F., Syvory E., Czech M., Abdelqari A., Mestray P., Toy N., 2002, "Influence of geometry on the mean flow within urban street canyons – a comparison of wind tunnel experiments and numerical simulations", *Water Air Soil Pollution*, 2, 365-380.

Kulmala M. & Laaksonen A., 1990, "Binary nucleation of water-sulfuric acid system: Comparison of classical theories with different H₂SO₄ saturation vapor pressures", *Journal of Chemical Physics*, 93, 696-701.

Kulmala M., Pirjola L. & Mäkelä, J. M., 2000, "Stable sulphate clusters as a source of new atmospheric particles", *Nature*, 404, 66-69.

Kuttler W. & Wacker T.D., 2001, "Analyse der urbanen Luftqualität mittels mobiler Messungen (Analysis of urban air quality by mobile measurements)", *Österreichische Beiträge zu Meteorologie und Geophysik*, DACH-2001, 27 (399), 1-16

Leutwyler M. , Siegmann K., Monn C., 2002, "Suspended particulate matter in railway coaches", *Atmospheric Environment*, 36(1), 1-7

Lewis E. R. & Schwartz S. E., 2005, "Sea Salt Aerosol Production: Mechanisms, Methods, Measurements, and Models", American Geophysical Union, Washington, DC.

Logan W.P., 1953, "Mortality in the London fog incident, 1952.", *Lancet*, 1, 336–338

Maglia S., 2003, "Corso di Diritto Ambientale", Casa Editrice La Tribuna

Manahan E. Stanley, 2000, "Chimica dell'ambiente", Ed. Piccin.

Marcazzan G., Vaccaro S., Valli G., Vecchi R., 2001, "Characterisation of PM₁₀ and PM_{2.5} particulate matter in the ambient air of Milan (Italy)", *Atmospheric Environment*, 35, 4639-4650

Mariotti E., Iannantuoni M., 2007, "Il Nuovo diritto ambientale alla luce delle correzioni e integrazioni al d.lgs. 152/2006", Maggioli Editore

McDonnell W.F., Nishino-Ishikawa N., Petersen F.F., Chen L.H., Abbey D.E., 2000, "Relationships of mortality with the fine and coarse fractions of long-term ambient PM₁₀

concentrations in nonsmokers.”, *Journal of exposure analysis and environmental epidemiology*, 10, 427–436.

Mills M., 2004, “The Urban Canopy Layer Heat Island”, IAUC Teaching Resources, <http://www.urban-climate.org/>

Monahan E. C., Fairall C. W., Davidson K. L., e Jones-Boyle P., 1983, “Observed interrelationships amongst 10-m-elevation winds, oceanic whitecaps, and marine aerosols”, *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 109, 379-392.

Morabito M., 2003, “Caldo, freddo e indici biometeorologici”, *ARPA Rivista*, Marzo-Aprile 2, 30-32

Naishi L., Zungang Z., Liufei Z., 1998, “An Analytical Study on the Urban Boundary Layer”, *Advances in Atmospheric Sciences*, 15(2), 258-266

Nemery B., Hoet P.H., Nemmar A., 2001, “The Meuse Valley Fog of 1930: an air pollution disaster.”, *Lancet*, 357, 704–708

Nemmar A., Vanbilloen H., Hoylaerts M.F., Hoet P.H.M., Verbruggen A., Nemery B., 2001, “Passage of intratracheally instilled ultrafine particles from the lung into the systemic circulation in hamster.”, *American Journal of Respiratory Critical of Care Medicine*, 164, 1665–1668.

Nemmar A., Vanbilloen H., Hoylaerts M.F., Vanquickenborne M.D., Dinsdale D., Thomeer M., Hoylaerts M.F., Vanbilloen H., Mortelmans L., Nemery B., 2002, “Passage of inhaled particles into the blood circulation in humans.”, *Circulation*, 105, 411–414

Oberdörster G., 2000, “Acute Pulmonary Effects of Ultrafine Particles in Rats and Mice”, HEI.

Oberdörster G., Sharp Z., Atudorei V., Elder A., Gelein R., Kreyling W., Cox C., 2004, “Translocation of Inhaled Ultrafine Particles to the Brain”, *Inhalation Toxicology*, 16(6-7), 437-445

Oberdorster G., Sharp Z., Atudorei V., Elder A., Gelein R., Lunts A., Kreyling W., Cox C., 2002, "Extrapulmonary translocation of ultrafine carbon particles following whole-body inhalation exposure of rats.", *Journal of Toxicology and Environmental Health Association*, 65, 1531–1543

Odum J.R., Hoffman T., Bowman F., Collin D., Flagan R.C, Seinfeld J. H., 1996, "Gas/particle partitioning and secondary organic aerosol yields.", *Environmental Science and Technology*, 30, 2580-2585.

Odum J.R., Jungkamp T.P.W., Griffin R.J., Flagan R.C., Seinfeld J.H., 1997a, "The atmospheric aerosol-formation potential of whole gasoline vapour.", *Science*, 276, 96-99.

Odum, J.R., Jungkamp T.P.W., Griffin R.J., Flagan R.C., Seinfeld J.H., 1997b, "Aromatics, reformulated gasoline, and atmospheric aerosol.", *Environmental Science and Technology*, 31, 1890-1897

Oke T. R., 2004, "Initial guidance to obtain representative meteorological observations at urban sites. Instruments and observing methods", Report No. 81, World Meteorological Organization (WMO)

Oke T.R., 1987, "Boundary Layer Climates", London: Methuen, 54

Oke T.R., 1988, "Street design and urban canopy layer climate", *Energy and Buildings*, 11, 103–113.

Oke T.R., 1995, "The heat island of the urban boundary layer: characteristics, causes and effects", *Wind Climate in Cities*, a cura di Cermak J.E. et al., Kluwer Academic Publishers.

Osczevski R. & Bluestein M., 2001, Meeting della Jag/Ti a Toronto, www.nws.noaa.gov.

Pavageau M., Rafailidis S., Schatzmann M., 1996, "A comprehensive experimental databank for the verification of urban car emission dispersion models", *Fourth Workshop on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes*, Ostende, 2, 443–450.

Peel M.C., Finlayson B.L., McMahon T.A., 2007, “Updated world map of the Koppen-Geiger climate classification”, *Hydrology and Earth System Sciences*, 11, 1633-1644

Pincus R. & Baker M., 1994, “Precipitation, solar absorption, and albedo susceptibility in marine boundary layer clouds”, *Nature*, 372, 250–252

Pomerantz M., Pon B., Akbari H., and Chang S.-C., 2000, “The Effect of Pavements’ Temperatures On Air Temperatures in Large Cities”, eetd.lbl.gov/heatisland/pubs/2000/43442rep.pdf

Pope C.A., Burnett R.T., Thun M.J., Calle E.E., Krewski D., Ito K., Thurston G.D., 2002, “Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution.”, *Journal of the American medical association*, 287, 1132–1141

Poschl U., 2005, “Atmospheric Aerosols: Composition, Transformation, Climate and Health Effects”, *Angew. Chem. Int. Ed.* 2005, 44, 7520 – 7540

Poulida O., Schwikowski M., Baltensperger U., Staehelin J. Gäggeler, H. W., 1998, “Scavenging of atmospheric constituents in mixed phase clouds at the high-alpine site Jungfraujoeh”, *Atmospheric Environment*, 32, 3985–4000

Prospero J., Charlson R. J., Mohnen V., Jaenicke R., Delany A. C., Moyers J., Zoller W., Ruhn K., 1983, “The atmospheric aerosol system: An overview”, *Rev. Geophys. and Space Physics*, 21, 1607–1629.

Provincia di Bologna, 2007, “Tutta l’aria del 2007”,
<http://www.provincia.bologna.it/ambiente/Engine/RAServeFile.php/f/Pubblicazioni/tuttalariadel2007.pdf>

Raupach M.R., Antonia R.A., Rajagopalan S., 1991, “Rough-wall turbulent boundary layers”, *Applied Mechanics Reviews*, 44, 1-25

Rotach M.W., 1999, “On the influence of the urban roughness sublayer on turbulence and dispersion”, *Atmospheric Environment*, 33, 4001-4008

Roth M., 2000, "Review of atmospheric turbulence over cities", *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 126, 941-990.

Scharlau K., 1950, "Einführung eines Schwülemasstabes und Abgrenzung von Schwülezeiten durch Isohygrothermen", *Erdkunde*, 4, 188-201.

Schwartz S. E., Charlson R. J., Kahn R. A., Ogren J. A., Rodhe H., 2010, "Why Hasn't Earth Warmed as Much as Expected?", *Journal of Climate*, 23, 2453-2464.

Seinfeld J.H. & Pandis S.N., 2006, "Atmospheric Chemistry and Physics, From Air Pollution to Climate Change (Second Edition)", Wiley Publishing.

Sini J.F., Anquetin S., Mestayer P.G., 1996, "Pollutant dispersion and thermal effects in urban street canyons. *Atmospheric Environment*" 30 (15), 2659–2677.

Siple P.A. & Passel C.F., 1945, "Measurements of dry atmospheric cooling in subfreezing temperatures", *Proceedings of American Philosophical Society*, 89, 177-199.

Slinn W. G. N., Hasse, L., Hicks B. B., Hogan A. W., Lai D., Liss P. S., Munnich K. O., Sehmel G.A., and Vittori O., 1978, "Some aspects of the transfer of atmospheric trace constituents past the air-sea interface", *Atmospheric Environment*, 12, 2055-2087.

Sozzi R. & Favaron M., 1996, "Sonic anemometry and thermometry: theoretical basis and data processing software", *Environmental Software*, 11(4), 259-270

Sozzi R., Georgiadis T., Valentini M., 2002, "Introduzione alla turbolenza atmosferica, concetti, stime, misure", Pitagora Editrice Bologna

Sozzi R., Ticconi L., Bove B., Deserti M., Lollobrigida F., Clemente M., De Maria R., 2003, "La micrometeorologia e la dispersione degli inquinanti", a cura di APAT

Stephen M., 2004, "La Terra. Ritratto di un pianeta.", Ed. Zanichelli

Sutton M.A., Pitcairn C.E.R., and Fowler D., 1993, “The exchange of ammonia between the atmosphere and plant communities”, *Advances in Ecological Research*, 24, 301-393.

Theurer W., 1999, “Typical building arrangements for urban air pollution modeling”, *Atmospheric Environment*, 33, 4057–4066.

Thom E.C. & Bosen J.F., 1959, “The discomfort index”, *Weatherwise*, 12, 57-60.

Tittarelli A., Borgini A., Bertoldi M., De Saeger E., Ruprecht A., Stefanoni R., Tagliabue G., Contiero P. e Crosignani P., 2008, “Estimation of particle mass concentration in ambient air using a particle counter”, *Atmospheric Environment*, 36, 8543-8548

Tsai S.S., Goggins W.B., Chiu H.F., et al., 2003, “Evidence for an association between air pollution and daily stroke admissions in Kaohsiung, Taiwan.”, *Stroke*, 34, 2612–2616.

Twomey S., 1974, “Pollution and the planetary albedo”, *Atmospheric Environment*, 8, 1251–1256

Van Dingenen R., Raes F., Putaud J.P., Baltensperger U., Charron A., Facchini M., Decesari S., Fuzzi S., Gehrig R., Hansson H.C., Harrison R.M., Hüglin C., Jones A.M., Laj P., Lorbeer G., Maenhaut W., Palmgren F., Querol X., Rodriguez S., Schneider J., Brink H.T., Tunved P., Tørseth K., Wehner B., Weingartner E., Wedensohler A., Wahlin P., 2004, “A European aerosol phenomenology—1: physical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe”, *Atmospheric Environment*, 38, 2561–2577.

Vardoulakis S., Fusger B.E.A., Pericleus K., Gonzalez-Fiesca N., 2003, “Modelling air quality in street canyons: a review”, *Atmospheric Environment*, 37, 155-182

Weber S., Kuttler W., Weber K., 2006, “Flow characteristics and particle mass and number concentration variability within a busy urban street canyon”, *Atmospheric Environment*, 40, 7565-7578

Whitby K. T., and Cantrell B., 1976, “Fine particles”, *Proceedings of the International Conference on Environmental Sensing and Assessment*, Las Vegas, NV, Institute of Electrical and Electronic Engineers.

Zhu Y., Hinds W. C., Kim S., Shen S., e Sioutas C., 2002, “Study of ultrafine particles near a major highway with heavy-duty diesel traffic”, *Atmospheric Environment* 36, 4323-4335.

Zucchiatti A., 2003, “Hourly Elemental composition and sources identification of fine and *coarse* PM10 particulate matter in four Italian towns”, *Journal of Aerosol Science*, 34, 243-259

Ringraziamenti

Molti e doverosi sono i ringraziamenti da fare per questa tesi che, fra pianificazione, attuazione e scrittura ha richiesto molti mesi di lavoro:

Innanzitutto vorrei ringraziare il gruppo di lavoro dell'Ibimet che mi ha permesso di condurre questa esperienza: il mio correlatore, il dottor Teodoro Georgiadis, la dottoressa Marianna Nardino, il dottor Maurizio Barazutti, la dottoressa Federica Rossi e la collaborazione di Gabriele Bertoldi. Vorrei ringraziare anche gli altri membri dell'istituto che, per quanto non direttamente coinvolti nel lavoro, si sono dimostrati essenziali nella *review* dei risultati della tesi e, quindi, per la sua stesura.

Vorrei ringraziare, ovviamente, la mia relatrice, la professoressa Laura Tositti per avermi permesso di entrare in contatto con questa realtà di lavoro e ricerca e per essere stata un supporto continuo, sia materiale che intellettuale.

Vorrei ringraziare il dottor Vanes Poluzzi e il dottor Giovanni Bonafè, dell'ARPA Emilia-Romagna, per aver fornito un'assistenza insostituibile nella fase di pianificazione della tesi e dell'analisi dei risultati.

Dovuti ringraziamenti vanno anche a tutto il *team* degli uffici del Quartiere Santo Stefano che si sono mostrati sempre molto disponibili verso le mie esigenze burocratiche poco ortodosse e senza i quali non avrei potuto effettuare i campionamenti sul territorio.

Da ringraziare è anche il dottor Aedo Marri, strumentista TECORA, che è stato una preziosa assistenza nella stesura della parte relativa a Materiali e Metodi della mia tesi.

Grandi ringraziamenti vanno anche alla mia famiglia, per aver fornito un supporto costante, materiale, intellettuale e morale durante tutta la stesura della tesi e anche oltre.

Vorrei ringraziare tutto il gruppo di amici che hanno condiviso con me la vita e l'esperienza universitaria in questi ultimi anni e che sono stati una fonte fondamentale di supporto e "decompressione" durante tutto il periodo di lavoro, perché, come avevano già detto i Beatles, "vado avanti con un piccolo aiuto dagli amici".

Infine vorrei ringraziare in maniera speciale una ragazza che, anche se ora è lontana, mi ha fatto vivere alcuni fra i momenti più magici della mia vita.

Per tutti quelli che ho dimenticato nella frenesia del lavoro di stesura vorrei comunque lanciare un "grazie" per tutto quello che hanno fatto.