

VARIABILITÀ SPAZIO-TEMPORALE DELL'AMMONIACA NELL'ATMOSFERA IN LOMBARDIA

Giovanni Lonati^{1*}, Riccardo Fabio Mosca²

¹Politecnico di Milano, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Milano.

²Golder Associates S.r.l., Torino.

Sommario – La variabilità spatio-temporale della presenza di ammoniaca in atmosfera in Lombardia è stata valutata analizzando i dati delle misure in continuo effettuate dalla Rete di Rilevamento della Qualità dell'Aria (RRQA) di ARPA Lombardia a partire dal 2007 in stazioni rappresentative di tre differenti ambiti territoriali: urbano, rurale e montano. I dati di concentrazione sono stati elaborati congiuntamente con quelli descrittivi del regime anemologico locale per evidenziare l'associazione tra i livelli di concentrazione e la provenienza delle masse d'aria al fine di determinare l'origine dell'ammoniaca nei siti situati a distanza dalle fonti primarie, essenzialmente costituite dalle attività agricole e zootecniche. I livelli medi annui di concentrazione osservati nelle stazioni urbane e rurali sono in sostanziale accordo con i dati di letteratura, peraltro limitati e fortemente influenzati dalle tecniche di misura utilizzate. Le dinamiche temporali delle concentrazioni appaiono difficilmente generalizzabili e molto legate alle caratteristiche peculiari dei siti di misura, in particolare per quanto riguarda le stazioni più esposte alle emissioni delle attività agricole, le cui pratiche stagionali determinano emissioni responsabili di forti variazioni delle presenze atmosferiche di ammoniaca. Nelle aree della fascia centro-settentrionale della regione, invece, le condizioni meteorologiche di circolazione atmosferica giocano apparentemente un ruolo più importante, con livelli di concentrazione più elevati quando le brezze trasportano masse d'aria più ricche di ammoniaca dalle zone meridionali ad alta intensità emissiva della Pianura Padana.

Parole chiave: inquinamento atmosferico, ammoniaca, Pianura Padana.

SPATIAL AND TEMPORAL VARIABILITY OF ATMOSPHERIC AMMONIA IN LOMBARDY

Abstract – The spatial and temporal variability of atmospheric ammonia in Lombardy has been evaluated by analyzing the continuous measurement data from the ARPA Lombardia Air Quality Monitoring Network (RRQA) starting from 2007 at stations representative of three different territorial areas (urban, rural, and mountain area). The concentration data were elaborated jointly with those describing the local anemological regime to highlight the association between the concentration levels and the origin of the air masses in order to determine the origin of the ammonia in the sites located at a distance from the sources primary, essentially consisting of agricultural and zootechnical activities. The average annual levels of concentration observed at urban and rural stations

are in substantial agreement with literature data, which are however limited and strongly influenced by the measurement techniques used. The temporal dynamics of the concentrations appear difficult to generalize and very tied to the features of the measurement sites, in particular with regard to the stations most exposed to emissions of agricultural activities, whose seasonal practices determine emissions responsible for strong variations in the atmospheric presence of ammonia. In the central-northern areas of the region, on the other hand, weather conditions of atmospheric circulation seem to play a more important role, with higher levels of concentration when the breezes transport more ammonia-rich air masses from the Southern areas with high emissive intensity of the Po Valley.

Keywords: atmospheric pollution, ammonia, Po valley.

Ricevuto il 22-11-2018. Correzioni richieste il 9-1-2019. Accettazione il 21-1-2019.

1. INTRODUZIONE

L'interesse per la presenza di ammoniaca in atmosfera è legato al suo ruolo fondamentale nei processi di acidificazione degli ecosistemi e di eutrofizzazione delle acque originati dalla sua deposizione sugli ambienti sensibili (Zhang et al., 2012; Bobbink et al., 1998). Inoltre, l'ammoniaca rappresenta il principale composto basico in grado di neutralizzare gas acidi atmosferici, come l'acido solforico e l'acido nitrico, e in questo senso, è un precursore del materiale particolato inorganico secondario, di cui sono ben noti gli effetti nocivi sull'ambiente e sulla salute umana (Schlesinger and Cassee, 2003; Erisman and Schaap, 2004; Sutton et al., 2009). Simulazioni modellistiche (Heald et al., 2012; Schiferl et al., 2014) e campagne di rilevamento (Gong et al., 2013) hanno confermato il ruolo determinante dell'ammoniaca nella formazione dell'aerosol secondario inorganico, con effetti negativi tanto sul clima quanto sulla qualità dell'aria (Erisman et al., 2013; Paulot and Jacob, 2014). Ciononostante, l'ammoniaca rimane, nel ciclo dell'azoto, un composto reattivo che solo recentemente ha cominciato a ricevere attenzione, pur non essendo oggetto dei limiti di qualità dell'aria e soggetto a limiti emissivi in atmosfera solo per pochissime sorgenti, quali i processi di trattamento termico dei rifiuti.

* Per contatti: Piazza Leonardo da Vinci 32, 20133 Milano. Tel. 02.23996430; Fax 02.23996499. giovanni.lonati@polimi.it.

A livello globale le attività agricole e zootecniche rappresentano la maggior e quasi esclusiva sorgente di ammoniaca: più dell'82% delle emissioni di ammoniaca negli Stati Uniti è da imputare al settore agricolo (US EPA National Emission Inventory, 2014) con una tendenza in crescita per l'effetto congiunto dell'incremento del numero di allevamenti e dell'utilizzo di fertilizzanti azotati. A livello europeo, dove il settore agricolo è responsabile di più del 94% delle emissioni (EEA, 2017), le limitazioni all'uso di fertilizzanti sintetici azotati ed il miglioramento delle pratiche nella gestione dei reflui animali hanno invece determinato una lieve diminuzione delle emissioni di ammoniaca in atmosfera. Per contro, una delle cause potenziali dell'incremento della concentrazione di ammoniaca è da ricondurre alla progressiva diminuzione dei gas acidificanti presenti in atmosfera, in particolare di SO_2 , che la cui neutralizzazione costituisce un importante percorso di rimozione dell'ammoniaca.

A causa delle sfavorevoli condizioni morfologiche e meteorologiche e dell'elevata densità di sorgenti emissive, la pianura padana è uno dei territori europei che presenta le maggiori criticità per i valori degli indici di qualità dell'aria in generale ed anche per i livelli di concentrazione di ammoniaca, facendone uno dei principali hot-spot di ammoniaca a livello mondiale (Figura 1). In partico-

lare, poiché anche in Lombardia le emissioni di ammoniaca derivano quasi esclusivamente dall'agricoltura (Figura 2), tale criticità si manifesta soprattutto nella porzione più meridionale della regione Lombardia, per gli elevati livelli emissivi determinati dalle locali attività agricole e di allevamento (Figura 3).

Proprio con riferimento alla regione Lombardia, dove da una decina d'anni la rete di monitoraggio della qualità dell'aria rileva con continuità le concentrazioni dell'ammoniaca atmosferica, questo lavoro ne analizza la variabilità spaziale e l'evoluzione temporale, nonché la relazione tra le concentrazioni osservate e le caratteristiche del regime anemologico locale (velocità e direzione del vento) per investigare la localizzazione delle sorgenti che determinano gli impatti più consistenti sulla qualità dell'aria.

2. MATERIALI E METODI

La rete regionale ARPA di monitoraggio della qualità dell'aria ha iniziato ad acquisire in continuo dati per l'ammoniaca atmosferica in quattro stazioni nel 2007. Progressivamente la rete si è estesa ed attualmente la misura viene effettuata in 11 stazioni, distribuite nelle diverse zone del territorio regionale individuate ai fini della valutazione del-

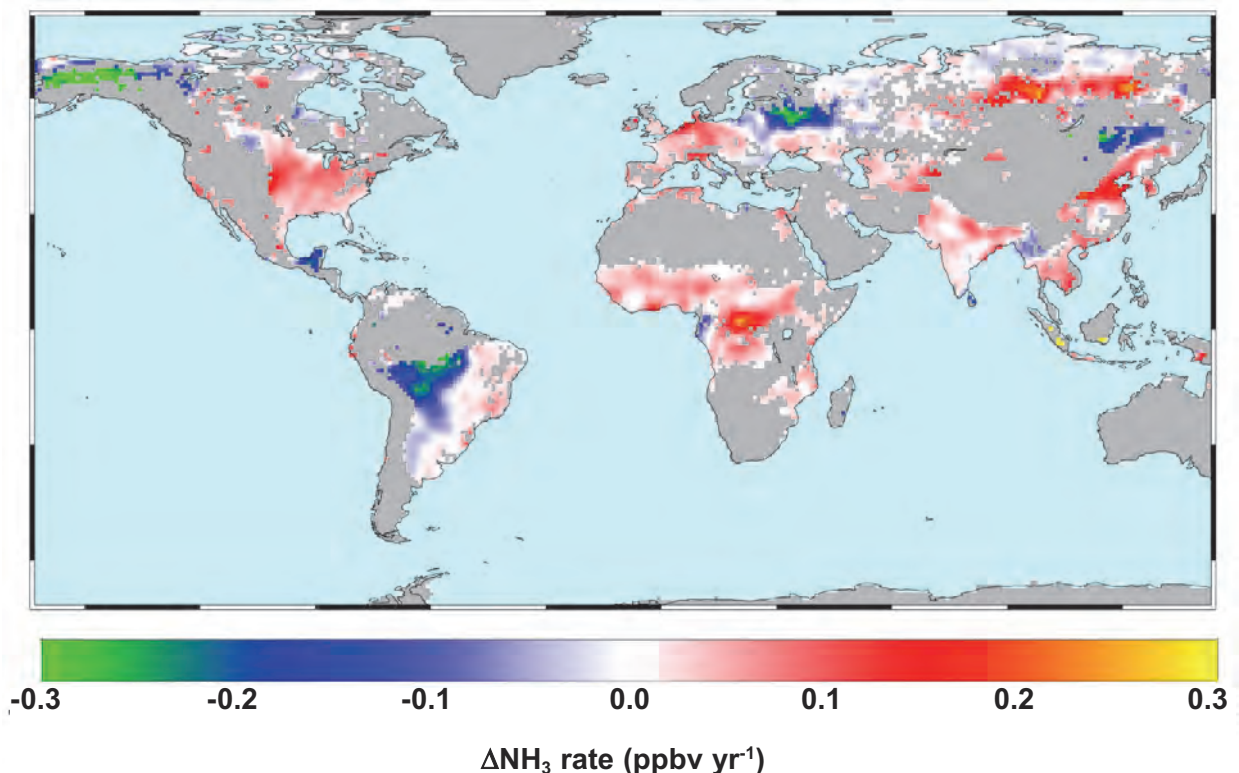


Figura 1 – Variazione delle emissioni di ammoniaca nel periodo 2002-2016 stimata mediante misure satellitari AIRS (Atmospheric Infrared Sounder, NASA)

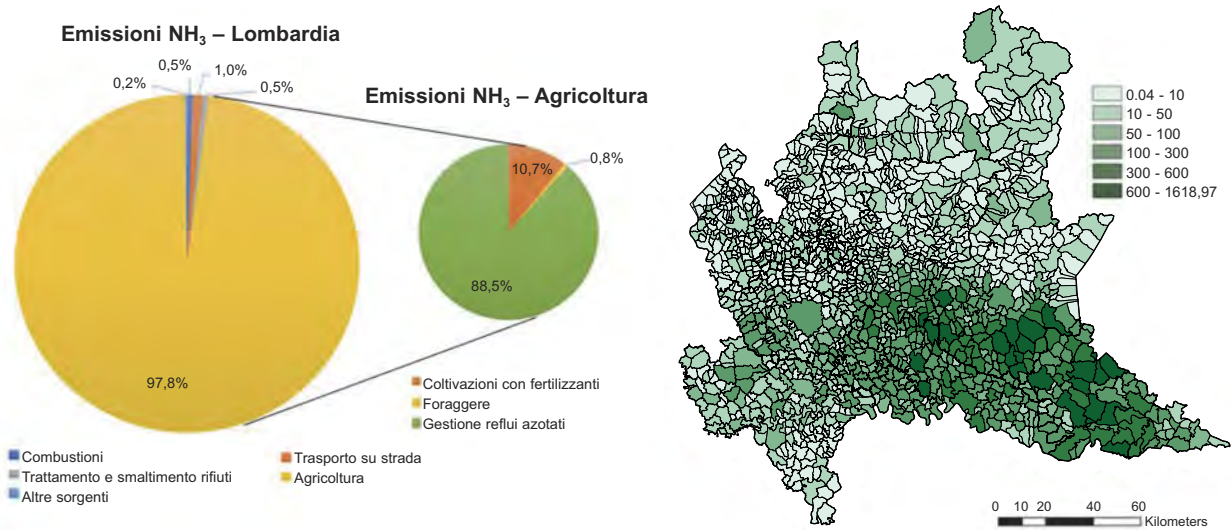


Figura 2 – Ripartizione percentuale e distribuzione spaziale delle emissioni di ammoniaca (t/anno) in Lombardia (Dati INEMAR 2014)

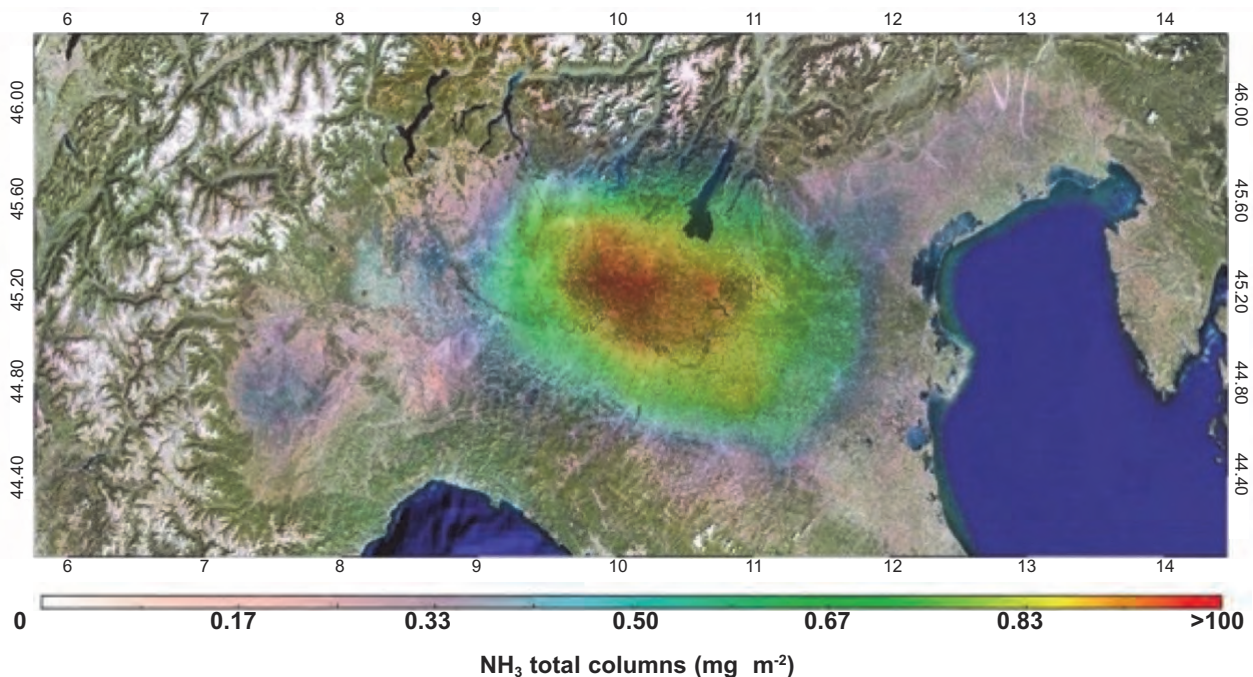


Figura 3 – Distribuzione spaziale delle concentrazioni medie di ammoniaca nel nord Italia da misure satellitari IASI (Infrared Atmospheric Sounding Interferometer, satellite MetOp) del 2008 (Clarisse et al., 2009)

la qualità dell'aria (Figura 4 e Tabella 1), con una disponibilità annua di dati generalmente molto buona (Materiale supplementare Tabella S1). Gli strumenti utilizzati per la misura in continuo, con risoluzione oraria, delle concentrazioni di ammoniaca utilizzano la tecnica della chemiluminescenza e ne determinano i valori per via indiretta. Infatti, la tecnica prevede un processo sequenziale con la trasformazione catalitica in NO di tutti i composti azotati ($\text{NO} + \text{NO}_2 + \text{NH}_3$) presenti nel campione d'aria prelevato e la misura dell'azoto

totale N_t (come NO). Disponendo delle contestuali misure di NO e NO_2 (sempre come NO) è possibile ricavare per differenza la concentrazione di ammoniaca presente nel campione, anche tenendo conto dell'efficienza del convertitore catalitico dell'ammoniaca in NO. La determinazione analitica è comunque complessa e la misura finale di ammoniaca può risultare inaccurata tanto per le criticità della tecnica della chemiluminescenza (Villena et al., 2012; Dunlea et al., 2007) quanto in relazione alle efficienze di conversione catalitica dei vari

composti, in particolare nell'ossidazione da NH_3 a NO (Capiaghi et al., 2014).

Nelle valutazioni sviluppate in questo lavoro le stazioni ARPA del territorio lombardo sono state raggruppate in 3 ambiti (cittadino, rurale e montano) seguendo lo stesso criterio adottato dalla regione Lombardia per la zonizzazione. In particolare, l'ambito cittadino comprende le due stazioni di Cremona e quelle dell'agglomerato di Milano (Milano e Monza) e la stazione di Pavia. Le stazioni di Cremona sono poste in via Fatebenefratelli, nella zona nord-est della città, ed in via Gerre Borghi, in prossimità delle rive del Po e potenzialmente più esposta alle emissioni generate nelle campagne circostanti; la stazione di Monza-Parco è situata nel cuore del parco della città, e pertanto non esposta direttamente a fonti di emissione; la stazione di Milano-Pascal si trova nella zona universitaria, adiacente ad una strada chiusa al traffico adibita a parcheggio per il Politecnico di Milano, ed è rappresentativa di una situazione di fondo urbano, la stazione di Pavia-Folperti si trova alle porte del parco cittadino a nord del centro abitato. Le stazioni comprese nell'ambito rurale si trovano tutte nella fascia meridionale della regione. In particolare, le stazioni di Corte de' Cortesi e di Bertonico sono collocate in un contesto territoriale che le espone alle emissioni di attività agricole e zootecniche. Infatti, la stazione di Corte de' Cortesi è in posizione abbastanza isolata e lontana da strade e attività industriali, ma nelle immediate vicinanze di un allevamento di suini; la stazione di Bertonico si trova in un contesto in cui l'attività prevalente è quella agricola, con la presenza di aziende agricole con produzione di cereali e foraggi ed allevamenti, sia di bovini da carne e da latte, sia di suini. Per la stazione di Piadena, è stata attiva soltanto per due anni tra il 2013 ed il 2014. L'ambito montano comprende la stazione di Moggio in Valsassina, in provincia di Lecco al confine con la provincia di Bergamo, situata in un'area pianeggiante a circa 1200 m di altezza in ambito prealpino dove non ci sono fonti emittive significative di ammoniaca. Tuttavia, il sito di misura può essere investito dalla circolazione di masse d'aria provenienti dalla pianura antropizzata, posta a sud, che si incanalano nella valle e raggiungono questa località. Anche la stazione di Colico, situata nell'ultimo paese lungo la sponda orientale del lago di Como, non è direttamente esposta a sorgenti di ammoniaca ma può essere interessata da fenomeni di trasporto di inquinanti emessi nella fascia di pianura per la ciclica circolazione di masse d'aria che risalgono il lago di Como.



Figura 4 – Localizzazione delle stazioni di misura dell'ammoniaca (pallino rosso) e meteorologiche vento (quadrato azzurro)

Per investigare la relazione tra le concentrazioni osservate di ammoniaca e le caratteristiche del regime anemologico locale, quando non siano contestualmente disponibili i dati di qualità dell'aria e meteorologici, sono stati utilizzati i dati di velocità e direzione del vento misurati nelle stazioni meteorologiche più vicine a quelle di misura dell'ammoniaca, come evidenziato in Figura 4 e riassunto nella Tabella S2.

3. RISULTATI

3.1. Andamento temporale delle concentrazioni

Gli intervalli di variazione delle concentrazioni medie annue di ammoniaca nelle stazioni di misura della Lombardia sono riassunti in Tabella 2. Nelle stazioni di ambito cittadino i valori minimi si attestano tra $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e quelli massimi tra $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $13,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con la sola eccezione della stazione di Pavia-Folperti che ha registrato un massimo di $18,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le stazioni di ambito cittadino, situate in siti urbani di fondo e non direttamente esposte alle emissioni di attività agricole, mostrano concentrazioni decisamente più basse di quelle riscontrate nelle stazioni rurali, ed in particolare delle due stazioni (Corte de' Cortesi e Bertonico) localizzate in aree a forte vocazione agricola e zootecnica. In queste due stazioni, infatti, le concentrazioni medie annue variano infatti da un minimo di $21,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ad un massimo di $81,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mentre nelle altre stazioni dell'ambito rurale (in particolare Schiveno-

Tabella 1 – Caratteristiche stazioni di rilevamento dell'ammoniaca della rete regionale. (Zona QA: zonizzazione regionale per la stima della qualità dell'aria; Zona A: pianura ad elevata urbanizzazione; Aggl. MI: agglomerato di Milano; Zona B: pianura; Zona C: montagna)

Ambito	Sigla e nome stazione	Zona QA	Quota (m s.l.m.)	Disponibilità dati
Cittadino	S1-CR Fatebenefratelli	A	43	dal 15/2/11
	S2-CR Gerre Borghi		36	dal 1/1/12
	S3-Monza Parco (MB)	Aggl. MI	181	dal 1/1/13
	S4-MI Pascal		122	dal 30/3/07
	S5-PV Folperti	A	77	dal 20/11/13
Rurale	S6-Corte de' Cortesi (CR)	B	57	dal 22/11/06
	S7-Piadena (CR)		30	dal 9/7/13 al 28/3/14
	S8-Bertonico (LO)		65	dal 4/3/09
	S9-Schivenoglia (MN)		12	dal 24/10/13
	S10-Sannazzaro (PV)		87	dal 24/10/13
Montano	S11-Colico (LC)	C	229	dal 20/11/13
	S12-Moggio (LC)		1194	dal 17/3/07

glia e Sannazzaro de' Burgondi) i livelli sono più simili a quelli delle stazioni cittadine, variando tra un minimo di $4,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ad un massimo di $15,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$; i valori rilevati a Piadena nei due soli anni di funzionamento ($17,7$ - $23,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) indicano una situazione simile a quella di Bertonico. I valori osservati nella stazione di Corte de' Cortesi ($41,5$ - $81,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$), praticamente doppi rispetto a quelli di Bertonico ($21,9 - 35,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$), rendono del tutto evidente l'impatto sulla qualità dell'aria dell'allevamento di suini situato a meno di 100 m dalla stazione stessa, che pertanto non può essere considerata rappresentativa di un'area a generica vocazione rurale bensì dell'impatto locale delle emissioni di ammoniaca di una tipologia ben specifica di attività antropica. Per contro, i valori osservati nelle stazioni di Schivenoglia e Sannazzaro de' Burgondi lasciano supporre che, nonostante la loro localizzazione in zone rurali della pianura lombarda, esse si trovino in zone meno direttamente influenzate da produzione agricola interessata da emissioni di ammoniaca. Le due stazioni dell'ambito montano presentano le concentrazioni medie annue più basse, comprese tra $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $5,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con i valori massimi sostanzialmente analoghi ai valori minimi delle stazioni urbane. In virtù della loro posizione geografica, i valori misurati possono pertanto ritenersi rappresentativi della presenza di fondo di ammoniaca in atmosfera. Più precisamente, i valori misurati presso la stazione di Moggio, situata in quota, in una zona non densamente popolata e lontana da sorgenti emissive locali, sono rappresenta-

tivi dei valori di fondo "in quota" e risultano ancora più bassi di quelli di fondo del bacino padano. I valori di Moggio si allineano a quelli rappresentativi delle concentrazioni di fondo del bacino padano quando lo strato limite atmosferico si estende verticalmente a quote più alte del livello della stazione stessa.

L'analisi dell'evoluzione temporale delle concentrazioni medie annue nelle stazioni rurali mostra andamenti irregolari, con l'alternarsi di brevi periodi caratterizzati da evidenti incrementi e diminuzioni dei valori. A Corte de' Cortesi si osserva un progressivo aumento da circa $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a circa $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ tra il 2007 ed il 2012, seguito da una forte diminuzione fino circa $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nel 2014 (livello già registrato nel 2008, peraltro) e da valori simili ma in lieve crescita nei due anni successivi; a Bertonico, l'andamento rispecchia quello di Corte de' Cortesi tra il 2009 ed il 2011, mostrando tuttavia una diminuzione già nel 2012, seguita da un costante aumento negli anni successivi che ha portato il valore medio annuo da circa $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a circa $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figura S1). Nelle stazioni cittadine e nelle altre stazioni di ambito rurale gli andamenti rimangono irregolari e talvolta opposti ma con oscillazioni molto più contenute; in generale, per le aree urbane le concentrazioni annue si attestano mediamente attorno a $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un andamento temporale sostanzialmente stabile (Figura S1). Un andamento complessivamente decrescente nel periodo 2007-2016 si osserva invece per la stazione di ambito montano di Moggio.

I livelli medi annui di ammoniaca misurati nelle stazioni considerate in questo studio sono riportati in Figura 5 in confronto con dati di letteratura riportati per diversi siti, sebbene tale confronto abbia valore puramente indicativo in quanto metodi di misura, risoluzione temporale e frequenza delle misure possono differire anche sensibilmente. Ciononostante, soprattutto nel caso delle stazioni urbane della Lombardia, i valori sono in linea con quelli di siti analoghi, compresi tra $5,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di Seoul in Corea del Sud (Phan et al., 2013) e $15,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di Pechino in Cina (Meng et al., 2011). Un sostanziale accordo si osserva anche per i siti rurali, eccezion fatta per la stazione di Corte de' Cortesi, della cui peculiarità si è già discusso. Infatti, così come in questo studio, in letteratura si trovano valori relativamente bassi, dell'ordine di $4\text{-}6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Wang et al., 2015; Zbieranowski and Aherne 2013; Meng et al., 2011) come a Schivenoglia e Sannazzaro de' Burgondi, e valori più alti, dell'ordine di $14\text{-}22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Erisman et al., 2001, Shen et al., 2011) come a Bertonico e Piadena.

Nel contesto generale di sostanziale analogia tra i livelli di concentrazione medi annui per le stazioni di ambito cittadino ed alcune di ambito rurale l'analisi della variabilità temporale, tanto su base stagionale quanto su base oraria nel corso della giornata, porta a risultati difficilmente generalizzabili e molto legati alle caratteristiche peculiari dei siti di misura. I valori delle concentrazioni medie stagionali nelle stazioni urbane (ed anche nelle stazioni rurali di Schivenoglia, S9 e Sannazzaro de' Burgondi S10) mostrano variazioni contenute, dell'ordine di

Tabella 2 – Intervalli delle concentrazioni medie annue di ammoniaca

Ambito	Stazione	Media annua ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Cittadino	S1-CR Fatebenefratelli	4,4 – 10,7
	S2-CR Gerre Borghi	8,2 – 13,2
	S3-Monza Parco (MB)	6 – 13,4
	S4-MI Pascal	5,8 – 12,6
	S5-PV Folperti	8,1 – 18,3
Rurale	S6-Corte de' Cortesi (CR)	41,5 – 81,7
	S7-Piadena (CR)	17,7 – 23,5
	S8-Bertonico (LO)	21,9 – 35,8
	S9-Schivenoglia (MN)	11,3 – 15,5
	S10-Sannazzaro (PV)	4,8 – 7,6
Montano	S11-Colico (LC)	0,4 – 5,8
	S12-Moggio (LC)	0,4 – 4,1

alcuni $\mu\text{g}/\text{m}^3$, senza tuttavia seguire un comune schema temporale. Ad esempio, i valori massimi si osservano in alcuni casi in primavera (S3-Monza Parco, S4-Milano Pascal e S9-Schivenoglia), in estate o in autunno nelle due stazioni di Cremona, in inverno a Pavia (S5) e Sannazzaro de' Burgondi (S10). Nelle stazioni di ambito rurale più esposte alle emissioni delle attività agricole, le variazioni stagionali sono più elevate, dell'ordine di $4\text{-}6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ma anche dell'ordine di $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nel caso della stazione di Corte de' Cortesi (S6). Tendenzialmente, i valori più elevati si registrano in estate ed autunno per effetto delle diverse pratiche stagionali, quali ad

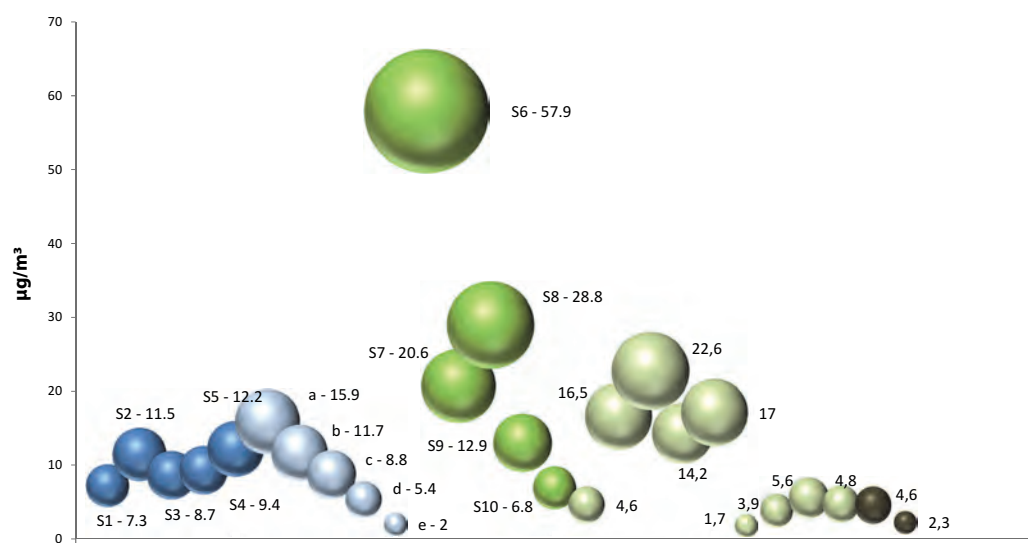


Figura 5 – Valori delle concentrazioni medie annuali nelle stazioni della Lombardia e dati di letteratura: ambito cittadino (blu), ambito rurale (verde), ambito montano (marrone). (Dati di letteratura a: Cina – Pechino, b: Nord Cina, c: Paesi Bassi, d: Corea del Sud – Seul, e: Canada – Toronto, f: Canada – Alberta, g: Irlanda, h: USA – Nord Carolina, i: Canada Ontario)

Tabella 3 – Concentrazioni medie stagionali di ammoniaca calcolate sulla base delle intere serie di dati disponibili (Primavera: Mar-Mag; Estate: Giu-Ago; Autunno: Set-Nov; Inverno Dic-Feb)

Stagione	Urbano					Rurale					Montano	
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12
Primavera	6,6	10,6	10,6	10,5	10,0	49,0	20,9	26,9	13,6	6,5	4,5	2,7
Estate	8,7	11,9	6,5	9,4	8,1	74,1	20,1	30,7	10,8	5,5	2,9	3,1
Autunno	7,0	13,0	7,5	8,9	8,3	60,6	26,1	30,6	12,9	7,4	5,4	1,4
Inverno	6,4	9,6	8,6	8,3	10,5	42,7	16,6	24,6	12,8	7,8	5,2	1,0

esempio lo spandimento di liquami, che provocano emissioni concentrate in brevi periodi di tempo con conseguenti forti variazioni delle presenze atmosferiche locali di ammoniaca.

L'analisi più dettagliata dell'andamento temporale su base mensile evidenzia uno schema simile per le due stazioni rappresentative dell'ambito rurale, fatta salva la sensibile diversità nei valori assoluti di concentrazione, che si ritrova anche nelle due stazioni cittadine di Cremona, città localizzata in

una zona a forte vocazione agricola, ma che non si riconosce invece nelle stazioni di Milano-Pascal e di Monza-Parco (Figura 6). In tutti i casi, comunque, le concentrazioni medie giornaliere presentano notevoli fluttuazioni, di difficile interpretazione, attorno ai valori medi mensili.

Anche gli andamenti giornalieri delle concentrazioni medie orarie presentano caratteristiche abbastanza variabili tra i diversi ambiti di localizzazione delle stazioni, così come all'interno di uno stesso am-

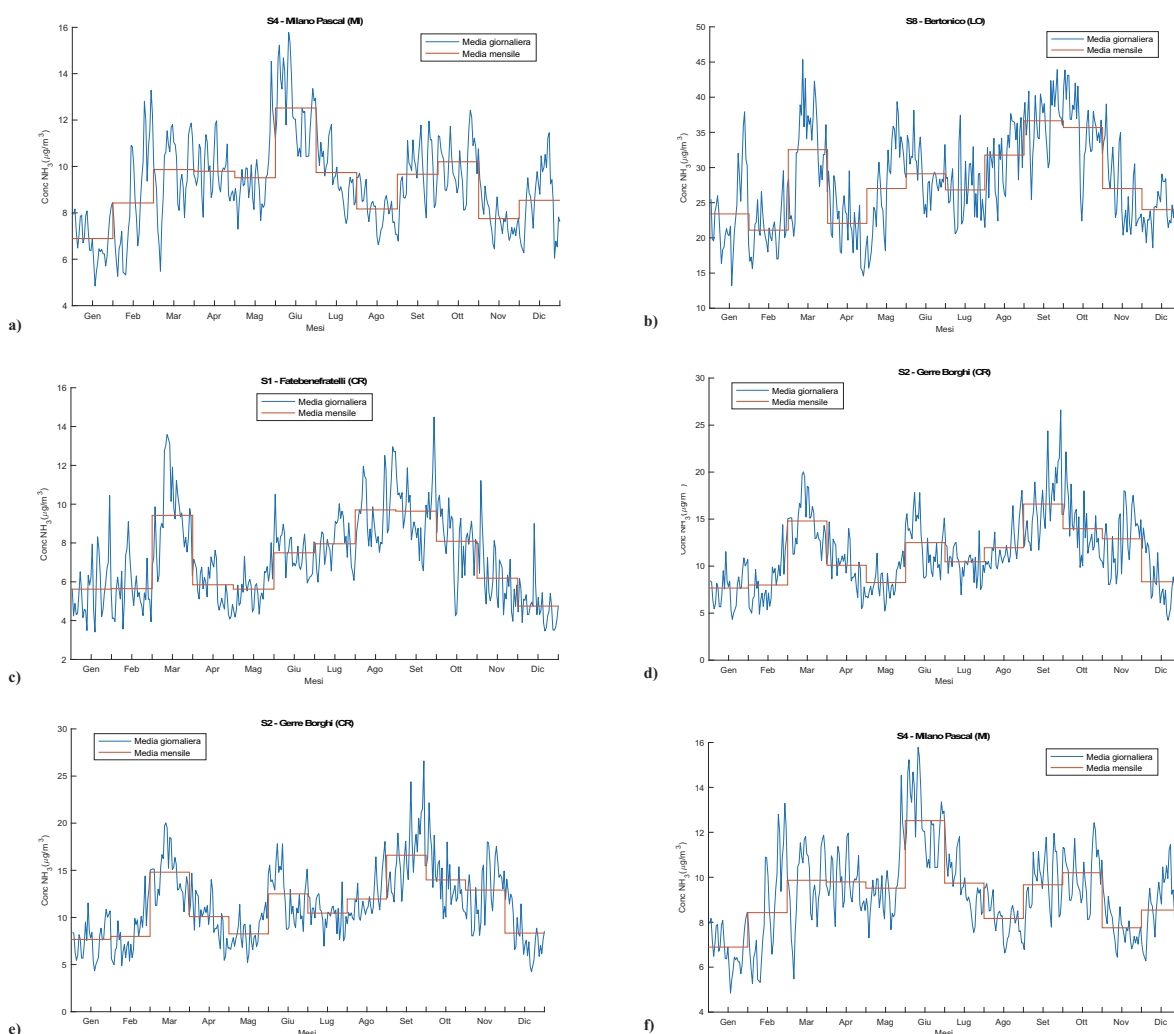


Figura 6 – Andamento medio mensile (linea rossa) e medio giornaliero (linea blu) nei siti di Corte de' Cortesi (a), Bertonico (b), Cremona-via Fatebenefratelli (c), Cremona-Gerre Borghi (d), Milano-Pascal (e), Monza-Parco (f)

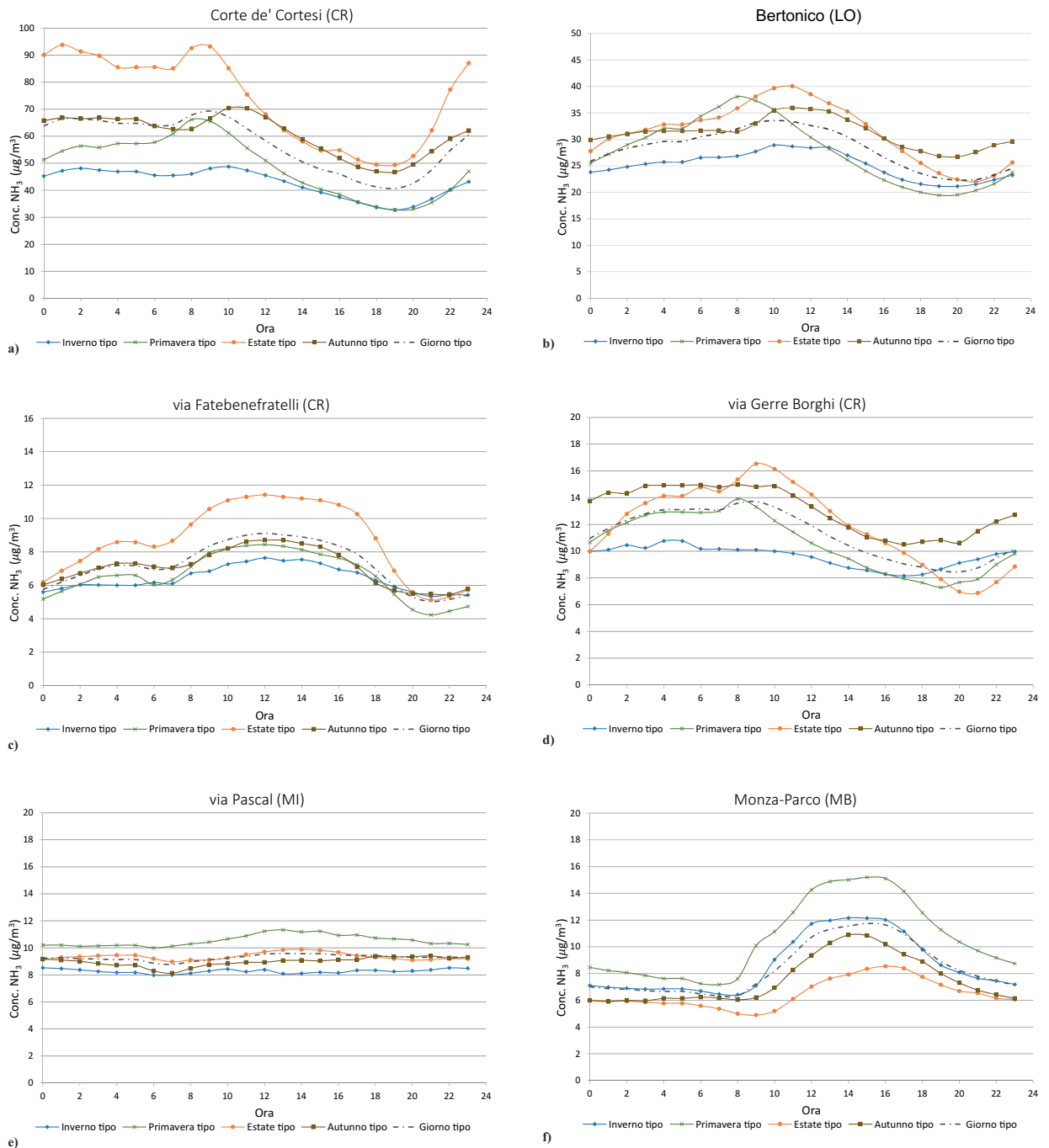


Figura 7 – Andamento giornaliero-tipo su base annuale e stagionale nei siti di Corte de' Cortesi (a), Bertonico (b), Cremona-via Fatebenefratelli (c), Cremona-Gerre Borghi (d), Milano-Pascal (e), Monza-Parco (f)

bito. Nelle stazioni di ambito rurale, ad esempio, l'evoluzione giornaliera delle concentrazioni pare essenzialmente regolata dalla dinamica dello strato rimescolato, con valori elevati fino alla tarda mattinata il loro progressivo abbassamento nel pomeriggio e la successiva risalita nelle ore serali a Corte de' Cortesi (Figura 7a); tuttavia, tale schema si ritrova solo parzialmente in quella di Bertonico (Figura 7b), dove si assiste al progressivo aumento delle concentrazioni, per raggiungere il massimo giornaliero nella medio-tarda mattinata, con un'escur-

sione dei valori più o meno marcata in relazione alla stagione. La variabilità nell'andamento giornaliero risulta ancor più evidente per le stazioni di ambito cittadino, per le quali si osservano profili temporali "a campana" (Figura 7c, 7f), profili più simili a quelli dell'ambito rurale (Figura 7d) o profili praticamente piatti (Figura 7e), tutti profondamente diversi dal tipico andamento con un picco mattutino ed uno serale che caratterizza gli inquinanti emessi dalle sorgenti attive in ambito urbano. Gli andamenti osservati in ambito cittadino, che tendono a mante-

nere la stessa struttura in tutte le stagioni e presentano, comunque, escursioni tra minimi e massimi decisamente più contenute rispetto alle stazioni di ambito rurale, indicano l'assenza di sorgenti locali e testimoniamo la complessità della dinamica temporale dell'ammoniaca in atmosfera, regolata tanto dall'evoluzione dello strato rimescolato quanto dai fenomeni di trasporto dalle aree meridionali della regione e dai processi di trasformazione chimico-fisica che coinvolgono l'ammoniaca in atmosfera.

3.2. Analisi bivariata

La relazione tra i livelli di concentrazione di ammoniaca e le caratteristiche del regime anemologico locale è stata investigata tramite rappresentazioni grafiche ottenute elaborando i dati orari di concentrazione e di direzione e velocità del vento contestualmente osservati nelle stazioni di misura o in stazioni prossime in cui sono disponibili entrambe le misure (Tabella S2). In tali rappresentazioni, costituite da grafici polari (*polar plot* nella terminologia anglosassone), l'angolo rispetto all'asse y rappresenta la direzione di provenienza del vento rispetto al Nord, la distanza dal centro la velocità del vento, il colore il valore medio della concentrazione di ammoniaca rilevata in tali condizioni di vento (Carslaw and Ropkins, 2012). In pratica, la mappa cromatica così ottenuta consente di associare i livelli di concentrazione osservati a determinate condizioni di ventosità, fornendo così indicazioni sulla localizzazione e distanza rispetto al punto di misura delle sorgenti di emissione che influenzano la qualità dell'aria. Queste rappresentazioni possono così rendere conto tanto della presenza di singole sorgenti (ad es. grandi complessi industriali), evidenziando le situazioni in cui queste si trovano sovrapposto al punto di misura, quanto la presenza di sorgenti diffuse ed omogeneamente distribuite attorno al punto di misura (ad es. riscaldamento domestico in aree urbane), per le quali non si apprezza, invece, un'univoca associazione tra livelli elevati di concentrazione e direzione del vento.

Quest'ultimo caso vale per l'analisi bivariata di questo studio, con mappe cromatiche che in generale, non segnalano un ruolo determinante del vento ma piuttosto confermano il carattere diffuso delle emissioni di ammoniaca. Tuttavia, le mappe evidenziano alcune peculiarità delle diverse stazioni di misura. Per la stazione di Corte de' Cortesi, ad esempio, oltre alla già citata sensibile variabilità stagionale delle concentrazioni, i valori più alti in corrispondenza di venti di debole intensità indicano la presenza di

una rilevante sorgente emissiva locale, per l'appunto costituita dall'allevamento di suini. Inoltre, la sostanziale simmetria circolare della mappa rispecchia la localizzazione della stazione di misura in un punto circondato da terreni agricoli (Figura 7); una considerazione analoga vale per la stazione di Bertoni (Figura S2), dove viene però a mancare l'effetto della sorgente locale responsabile dei valori massimi rappresentati in Figura 7. Anche le mappe relative alla stazione urbana di Milano-Pascal mostrano una simmetria circolare in corrispondenza di venti deboli (Figura 8), ma evidenziano, indipendentemente dalla stagione, i valori più bassi di concentrazione quando il vento spira da Nord-Nord Ovest con velocità superiori a 4 m/s, condizioni che corrispondono agli episodi di föhn, peraltro rari su base annua (7-10 eventi), che portano verso la città masse d'aria pulite, abbassando i livelli di concentrazione di tutti gli inquinanti (Mira-Salama et al., 2008). Un'altra peculiarità della stazione di Milano-Pascal è costituita dagli elevati valori di concentrazione associati a venti di media intensità da Est- Est Sud Est nella stagione autunnale, ad indicare fenomeni di trasporto dalla porzione meridionale della regione, dove i livelli di concentrazione sono particolarmente consistenti, verso la fascia pedemontana. La presenza di tali fenomeni di trasporto trova conferma anche per la stazione di Moggio in estate quando, in occasione di venti provenienti da Sud Ovest si osservano concentrazioni più elevate rispetto ai valori usualmente inferiori a 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figura 9). Come già osservato per altri inquinanti (Dosio et al., 2002), le masse d'aria in movimento verso Nord si incanalano lungo il ramo di Lecco del lago di Como, e da qui verso la Valsassina, portando con sé l'ammoniaca emessa dalle attività agricole nella zona di pianura. In inverno, tale fenomeno non risulta evidente ed apparentemente si osserva, invece, una separazione tra le masse d'aria che insistono sulla pianura e quelle dell'area montana, favorita anche dai frequenti fenomeni di inversione termica.

I grafici polari, pur mettendo in evidenza una certa associazione tra livelli elevati di concentrazione e direzione del vento, non forniscono indicazioni sulla frequenza con cui tali associazioni si manifestano, che può essere meglio apprezzata tramite le rose dei venti condizionali, riportate in Figura 11 per i valori di concentrazione oraria di ammoniaca superiori al 90° percentile delle intere serie di dati. Queste ulteriori elaborazioni confermano la presenza di fenomeni di trasporto di masse d'aria ricche di ammoniaca dalla parte meridionale della regione verso le aree più settentrionali, mostrando che nelle due sta-

S6-Corte dè Cortesi (CR)

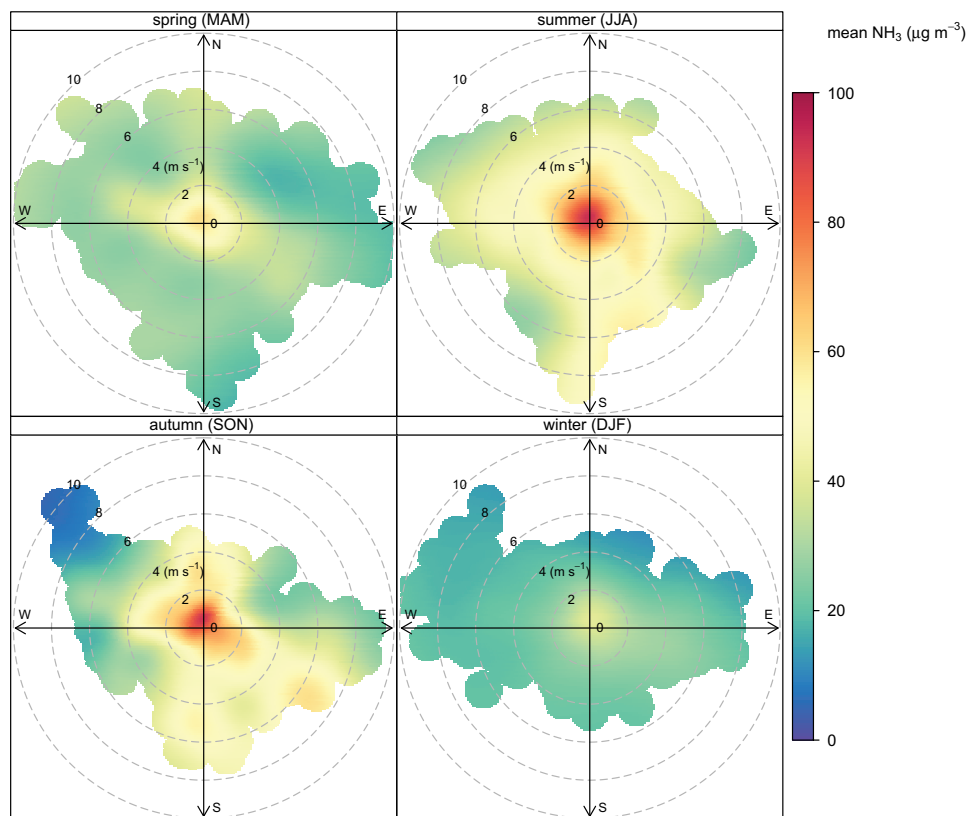


Figura 8 – Grafici polari stagionali per la stazione di Corte de' Cortesi (CR)

S4-Milano Pascal (MI)

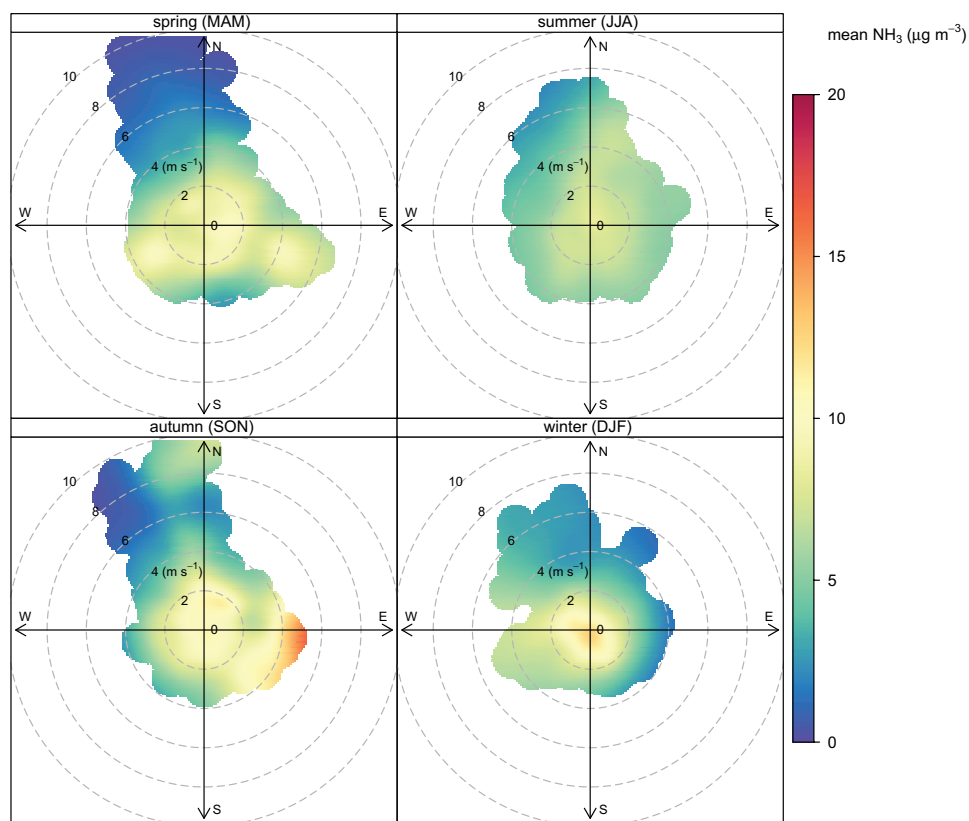


Figura 9 – Grafici polari stagionali per la stazione di Milano-Pascal

S12-Moggio (LC)

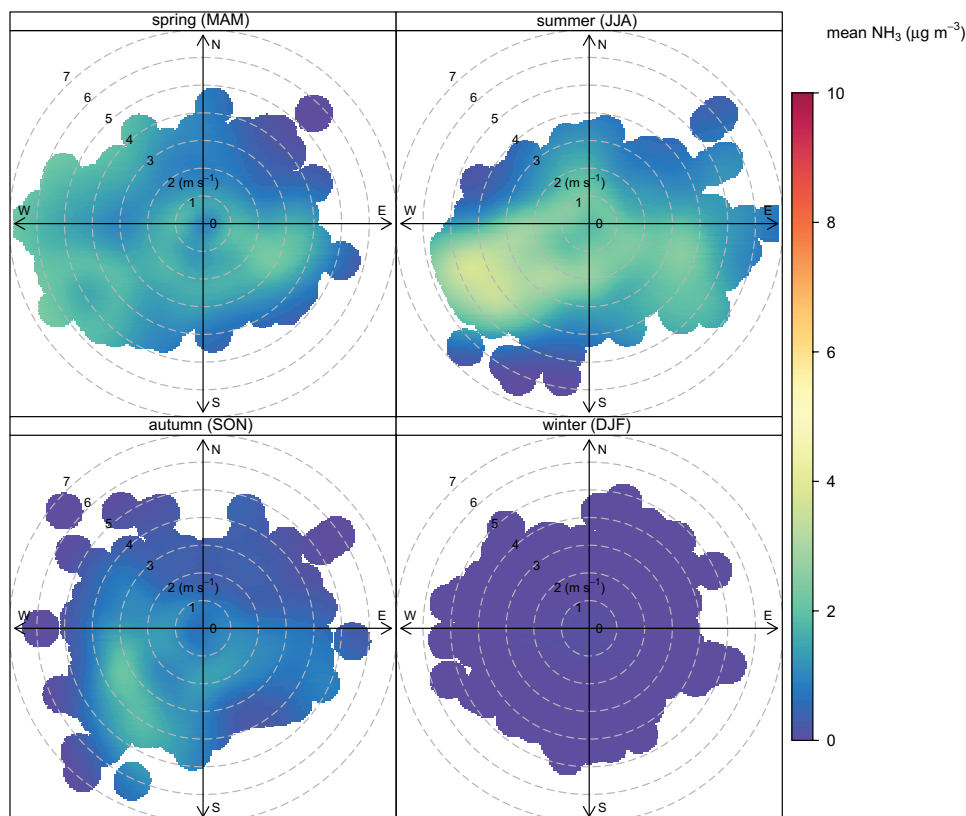


Figura 10 – Grafici polari stagionali per la stazione di Moggio (LC)

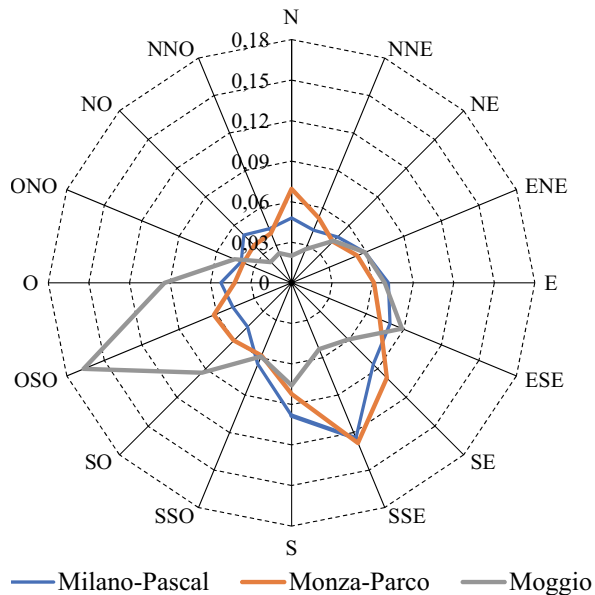


Figura 11 – Rose dei venti condizionali (concentrazioni orarie > 90° percentile) per le stazioni di Milano-Pascal, Monza-Parco, Moggio

zioni di Milano-Pascal e Monza-Parco le concentrazioni più elevate si osservano più frequentemente in corrispondenza di venti provenienti dal quadrante meridionale Est, mentre nel caso di Moggio dalle direzioni attorno ad Ovest-Sud Ovest.

4. CONCLUSIONI

La misura continua della presenza atmosferica di ammoniaca non è pratica comune nelle reti di rilevamento della qualità dell'aria perché questo inquinante non è soggetto a limiti di qualità dell'aria. Ciononostante, in Lombardia il monitoraggio dell'ammoniaca ha avuto inizio nel 2007 ed è attualmente effettuato in una dozzina di stazioni rappresentative degli ambiti territoriali urbano, rurale e montano. L'analisi delle serie storiche ha evidenziato una marcata variabilità spazio-temporale delle concentrazioni nel territorio regionale, con i livelli più alti nelle zone rurali (medie annue dell'ordine di 20-80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) e quelli più bassi nelle stazioni di ambito montano (medie annue minori di 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Nelle stazioni di ambito urbano le concentrazioni osservate si attestano su valori medi annui attorno a 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ con un andamento temporale sostanzialmente stabile negli ultimi anni e sono in sostanziale accordo con i dati di letteratura, peraltro limitati e fortemente influenzati dalle tecniche di misura utilizzate.

Le dinamiche temporali delle concentrazioni appaiono difficilmente generalizzabili e molto legate alle caratteristiche peculiari dei siti di misura, in par-

ticolare per quanto riguarda le stazioni rurali più direttamente esposte alle emissioni delle attività agricole, le cui pratiche stagionali determinano emissioni responsabili di forti variazioni delle presenze atmosferiche di ammoniaca, soprattutto all'inizio della primavera e dell'autunno. Tale variabilità, seppur attenuata, si riscontra anche nelle stazioni di ambito urbano, ad indicare il ruolo assolutamente dominante per l'ammoniaca delle emissioni del comparto agricolo e zootecnico, già evidenziato dagli inventari delle emissioni. Inoltre, l'elaborazione congiunta dei dati di concentrazione e di quelli descrittivi del regime anemologico locale ha evidenziato l'associazione tra i livelli di concentrazione e la provenienza delle masse d'aria, mostrando che i valori di concentrazione più elevati in ambito urbano si verificano quando le brezze trasportano masse d'aria ricche di ammoniaca dalle zone meridionali ad alta intensità emissiva della pianura Padana.

5. RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Bobbink R., Hornung M., Roelofs J.G.M. (1998) The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology*, 86, 717-738.
- Capiaghi V., Pirovano G., Colombi C., Lonati G., Riva G.M., Toppetti A., Gianelle V., Balzarini A. (2014) Ricostruzione modellistica dell'ammoniaca atmosferica in Pianura Padana, Atti PM2014 – Sesto convegno sul particolato atmosferico, Genova, 20-23 Maggio 2014.
- Carslaw D.C., Ropkins K., (2012) Openair – an R package for air quality data analysis. *Environmental Modelling & Software*, 27-28, 52-61.
- Clarisse L., Clerbaux C., Dentener F., Hurtmans D., Coheur P.-F. (2009) Global ammonia distribution derived from infrared satellite observations, *Nature Geoscience* 2, 479-483.
- Dosio A., Galmarini S., Graziani G. (2002) Simulation of the circulation and related photochemical ozone dispersion in the Po plains (Northern Italy): Comparison with the observations of a measuring campaign, *Journal of Geophysical Research*, 107, D18, 8189.
- Dunlea E.J. et al. (2007) Evaluation of nitrogen dioxide chemiluminescence monitors in a polluted urban environment, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7, 2691-2704.
- EEA (2017) European Union emission inventory report 1990–2015 under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP). European Environmental Agency, Copenhagen.
- Erismann J.W., Otjes R., Hensen A., Jongejan P., van den Bulk P., Khlystov A., Möls H., Slanina S. (2001) Instrument development and application in studies and monitoring of ambient ammonia, *Atmospheric Environment* 35, 1913-1922.
- Erismann J.W., Schaap M. (2004) The need for ammonia abatement with respect to secondary PM reductions in Europe, *Environmental Pollution*, 129, 159-163.
- Erismann J.W., Bleeker A., Galloway J., Sutton M. (2007) Reduced nitrogen in ecology and the environment, *Environmental Pollution*, 150, 140-149.
- Erismann J.W., Galloway J.N., Seitzinger S., Bleeker A., Dise N.B., Petrescu R., Leach A.M., de Vries W. (2013) Consequences of human modification of the global nitrogen cycle, *Philosophical Transactions of The Royal Society*, 368, 20130116.
- Gong L., Lewicki R., Griffin R.J., Tittel F.K., Lonsdale C.R., Stevens R.G., Pierce J.R., Malloy Q.G.J., Travis S.A., Bobmanuel L.M., Lefer B.L., Flynn J.H. (2013) Role of atmospheric ammonia in particulate matter formation in Houston during summertime, *Atmospheric Environment*, 77, 893-900.
- Heald C.L., Collett Jr. J.L., Lee T., Benedict K.B., Schwandner F.M., Li Y., Clarisse L., Hurtmans D.R., Van Damme M., Clerbaux C., Coheur P.-F., Philip S., Martin R.V., Pye H.O.T. (2012) Atmospheric ammonia and particulate inorganic nitrogen over the United States, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12, 10295-10312.
- Meng Z.Y., Lin W.L., Jiang X.M., Yan P., Wang Y., Zhang Y.M., Jia X.F., Yu X.L. (2011) Characteristics of atmospheric ammonia over Beijing, China, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11, 6139-6151.
- Mira-Salama D., Van Dingenen R., Gruening C., Putaud J.-P., Cavalli F., Cavalli P., Erdmann N., Dell'Acqua A., Dos Santos S., Hjorth J., Raes F., Jensen N.R. (2008) Using Föhn conditions to characterize urban and regional sources of particles. *Atmospheric Research* 90, 159-169.
- Paulot F., Jacob D.J. (2014) Hidden cost of U.S. agricultural exports: Particulate matter from ammonia emissions, *Environmental Science and Technology*, 48, 903–908.
- Phan N.-T., Kim K.-H., Shon Z.-H., Jeon E.-C., Jung K., Kim N.-J. 2013. Analysis of ammonia variation in the urban atmosphere, *Atmospheric Environment* 65, 177-185.
- Schiferl L.D., Heald C.L., Nowak J.B., Holloway J.S., Neuman J.A., Bahreini R., Pollack I.B., Ryerson T.B., Wiedinmyer C., Murphy J.G. (2014) An investigation of ammonia and inorganic particulate matter in California during the CalNex campaign, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 119, 1883–1902.
- Schlesinger R.B., Cassee F. (2003) Atmospheric secondary inorganic particulate matter: the toxicological perspective as a basis for health effects risk assessment, *Inhalation Toxicology* 15, 197-235.
- Shen J., Liu X., Zhang Y., Fangmeier A., Goulding K., Zhang F. (2011) Atmospheric ammonia and particulate ammonium from agricultural sources in the North China Plain, *Atmospheric Environment* 45, 2011, 5033-5041.
- Sutton M.A., Reis S., Baker S.M.H. (2009) *Atmospheric Ammonia. Detecting Emission Changes and Environmental Impacts*. Springer, 464 pp.
- US EPA (2014) US National Emission Inventory. Accessibile all'indirizzo: www.epa.gov/air-emissions-inventories/2014-national-emissions-inventory-nei-data
- Villena I., Bejan R., Kurtenbach P., Wiesen P., Kleffmann J. (2012) Interferences of commercial NO₂ instruments in the urban atmosphere and in a smog chamber, *Atmospheric Measurement Techniques*, 5, 149-159.
- Zbieranowski A.L., Aherne J. (2013) Ambient concentrations of atmospheric ammonia, nitrogen dioxide and nitric acid in an intensive agricultural region, *Atmospheric Environment* 70, 289-299.
- Zhang L., Jacob D.J., Knipping E.M., Kumar N., Munger J.W., Carouge C.C., van Donkelaar A., Wang Y.X., Chen D. (2012) Nitrogen deposition to the United States: Distribution, sources, and processes, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12, 4539-4544.

MATERIALE SUPPLEMENTARE

Materiale supplementare è disponibile gratuitamente all'indirizzo www.ingegneriadellambiente.net.



INGEGNERIA DELL'AMBIENTE

per il 2018 è sostenuta da:



 INGENGERIA
DELL'AMBIENTE



N. 4/2018



ecopneus
il futuro dei pneumatici fuori uso, oggi



www.ingegneriadellambiente.net

