

APPLICAZIONE DELLA MODELLISTICA INVERSA PER LA STIMA DEL FLUSSO EMISSIVO DI AMMONIACA IN AMBITO ZOOTECNICO

Elisabetta Angelino^{1,*}, Giulia Malvestiti¹, Alessandro Marongiu¹, Giuseppe Fossati¹, Edoardo Peroni¹

¹ARPA LOMBARDIA, U.O. Modellistica Qualità dell'Aria e Inventari

Sommario

La modellistica inversa è una tecnica largamente utilizzata in ambito scientifico per l'individuazione delle sorgenti di emissione di composti climalteranti e per la creazione di inventari di emissioni di tipo "top-down". Nel presente lavoro, tale metodologia è stata implementata con l'obiettivo di stimare i flussi di emissione di ammoniaca (NH₃) derivanti dalle sorgenti emmissive caratterizzanti il settore zootecnico, quali le aree di stabulazione, stoccaggio e spandimento degli effluenti da allevamento. Nello studio sono state analizzate due aziende agricole, ospitanti bovini e suini, situate in Regione Lombardia, utilizzando come modello di dispersione degli inquinanti in atmosfera il software Aermod (EPA, 2018): un modello stazionario a pennacchio di tipo gaussiano in cui la concentrazione è simulata con un pennacchio in continuo. I flussi di emissione di ammoniaca sono stati stimati tramite regressione ai minimi quadrati tra le concentrazioni di NH₃ fornite in output da Aermod e le concentrazioni dello stesso inquinante misurate durante le campagne di monitoraggio

condotte da ARPA Lombardia presso le aziende agricole in esame.

I flussi emissivi di ammoniaca, che sono stati ottenuti, sono risultati confrontabili con quelli riportati nella letteratura scientifica: in particolare, la modellistica inversa ha consentito di individuare emissioni più elevate nel caso di distribuzione dei reflui zootecnici tramite spandimento superficiale rispetto alla tecnica di interrimento, come documentato in *Guidance document on preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources* (UN-ECE, 2014). I flussi ottenuti sono risultati, inoltre, confrontabili con quelli calcolati a partire dai fattori di emissione dell'inventario delle emissioni di Regione Lombardia e dal BAT-Tool, software sviluppato nell'ambito del progetto LIFE-PREPAIR per il calcolo delle emissioni di NH₃ dagli allevamenti intensivi di suini e avicoli.

Parole chiave: *modellistica inversa, Aermod, ammoniaca, reflui zootecnici, allevamento.*

APPLICATION OF REVERSE MODELLING TO EVALUATION OF AMMONIA EMISSION FLOW IN THE AGRICULTURAL SECTOR

Abstract

Reverse modelling consists in the use of a local dispersion model to calibrate the value of emissions produced by specific sources or to determine the value of emission factors that can also be used in other contexts. It is a procedure widely applied in scientific literature, in particular for the identification of emission sources of greenhouse gases and for the creation of top-down emission inventories. The main steps to carry out reverse modelling require the definition of some information, such as meteorological data, geographical data related to

emissive sources and their hypothetical emission flows, that are given in input to an air quality dispersion model. The model calculates pollutant concentration in air due to the emissive sources and then a regression between measured concentrations and those estimated by the model is applied in order to optimize emission flows' values. The aim of this study is the implementation of reverse modelling to estimate ammonia (NH₃) emission flows from housing, storage and slurry application, the typical sources related to the agricultural sector. In this work, two farms located in Lombardia Region are analyzed; they deal with livestock (cattle and pigs) and cultivation of surrounding fields by applying different technologies such as band spreading on soil surface and injection. Since reverse modelling requires an air quality dispersion model, Aermod, a

* Per contatti: Via Rosellini 17, 20214 Milano.
E-mail: e.angelino@arpalombardia.it

Ricevuto il 8-11-2022. Modifiche sostanziali richieste il 23-12-2022.
Accettazione il 24-3-2022.

gaussian steady-state plume model that incorporates air dispersion based on planetary boundary layer turbulence structure, is used: in this model pollutant concentration is simulated as a continuous plume. Ammonia emission flows are then calculated through linear regression between the concentrations of NH_3 simulated by Aermid, and field measurements of the same pollutant carried out by ARPA Lombardia (Regional Environmental Protection Agency) in the farms analyzed during slurry application. The results obtained from the implementation of reverse modelling show the consistency of the procedure: ammonia emission flows are comparable with values reported by scientific literature and with results obtained by the implementation of other methodologies. First, reverse modelling confirms the difference in terms of ammonia emission between the different techniques of spreading since emission flows related to band spreading on the soil surface are higher than the ones estimated during injection: for example, by considering slurry application carried out in May 2018 in the cattle farm, Aermid estimates an ammonia concentration of $232 \mu\text{g m}^{-3}$ and of $40,2 \mu\text{g m}^{-3}$ respectively for band spreading and injection. These results comply with data reported by UN-ECE (2014) in *Guidance document on preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources*. Emission flows estimated

by linear regression are also comparable with the ones calculated from emission factors defined in the emission inventory of Lombardia region since values of the same order of size are provided by both the methodologies for the main agricultural sources. BAT-tool model (CRPA, 2019), a software developed by LIFE-PRPAIR (Progetto PREPAIR – LIFE15 IPE IT013, <https://www.lifeprepair.eu/>) project, whose aim is the assessment of NH_3 emissions from intensive pigs and poultry livestock, also calculate ammonia losses comparable to ones got by reverse modelling. Nevertheless, reverse modelling concentrations are more similar to measured data because this procedure is representative of farms analyzed and of the period of slurry application, whereas emission inventory and BAT-Tool model estimate the annual mean concentrations. The results of this study show the consistency of reverse modelling procedure, whose main critical issue is overfitting; moreover, if the number of sources is much higher than the number of observations, then the air quality dispersion model cannot easily allocate emissions to specific sources.

Keyword: *reverse modelling, emission inventory, Aermid, emission flow, ammonia, manure management, livestock.*

1. Introduzione

La modellistica inversa, o reverse modelling, consiste nell'utilizzo di un modello di dispersione per calibrare la stima delle emissioni prodotte da una o più specifiche sorgenti o per determinare un fattore di emissione che possa poi essere utilizzato per generalizzare tale stima ad altri contesti territoriali.

L'utilizzo della modellistica inversa ai fini dell'individuazione delle sorgenti di emissione di composti climateranti e della creazione di inventari di emissioni di tipo "top-down" (ossia creati a partire dalle osservazioni atmosferiche di gas serra) è una metodologia largamente utilizzata in ambito scientifico. L'approccio è, infatti, raccomandato, ad esempio, nell'ambito del programma WMO IG3IS – Integrated Global Greenhouse Gas Information System (© 2020 World Meteorological Organization (WMO), <https://ig3is.wmo.int/en>) oltre che in ambito IPCC, per verificare in modo indipendente gli inventari nazionali basati su dati statistici (bottom-up) trasmessi dalle Parti della Convenzione sui Cambiamenti Climatici. Questa tecnica, a partire da campi di emissioni "a priori" (tipicamente gli stessi inventari nazionali o prodotti nell'ambito di iniziative scientifiche, es. EDGAR – Emissions Database for Global Atmospheric Research (© European Union, 1995-2021, edgar.jrc.ec.europa.eu/), combina le osservazioni atmosferiche dei composti di interesse con uno (o più) modelli di trasporto atmosferico in congiunzione con un metodo di inversione, al fine di allocare e quantificare spazialmen-

te le emissioni di tali composti. Attualmente, tre governi nazionali (Svizzera, UK ed Australia) includono le stime "top-down" di alcuni gas serra delle emissioni nelle comunicazioni nazionali alla UNFCCC. In particolare, tali metodologie appaiono particolarmente robuste per i composti atmosferici (gas e particolato atmosferico) con un tempo di vita in atmosfera sufficientemente lungo da poter descrivere un trasporto di qualche giorno; questo comprende i principali gas ad effetto serra come CO_2 , CH_4 , N_2O ed i gas fluorurati HFCs, SF_6 , PFCs.

Nel presente studio, la tecnica di modellazione inversa è stata utilizzata per stimare il flusso di emissione di ammoniaca derivante dalle sorgenti emmissive che tipicamente caratterizzano un'azienda agricola (aree di stabulazione, aree di stoccaggio, aree di spandimento) a partire dai dati di concentrazione dell'inquinante misurati in campo.

Il settore agricolo influisce in modo significativo sulle emissioni di ammoniaca in atmosfera: l'inventario delle emissioni di Regione Lombardia nel 2017 (INEMAR, 2020), attribuisce il 97% delle emissioni regionali di tale inquinante ad attività dell'ambito zootecnico e di fertilizzazione anche con l'uso di fertilizzanti sintetici. La gestione dei reflui azotati nel settore zootecnico, sempre secondo le stime di INEMAR, in Lombardia ammonterebbe all'86% delle emissioni totali di ammoniaca nel 2017. L'ammoniaca, con gli ossidi di azoto, contribuisce in modo significativo alla formazione di $\text{PM}_{2,5}$ secondario (Angelino et al., 2013). Lo schema in Figura 1 defini-

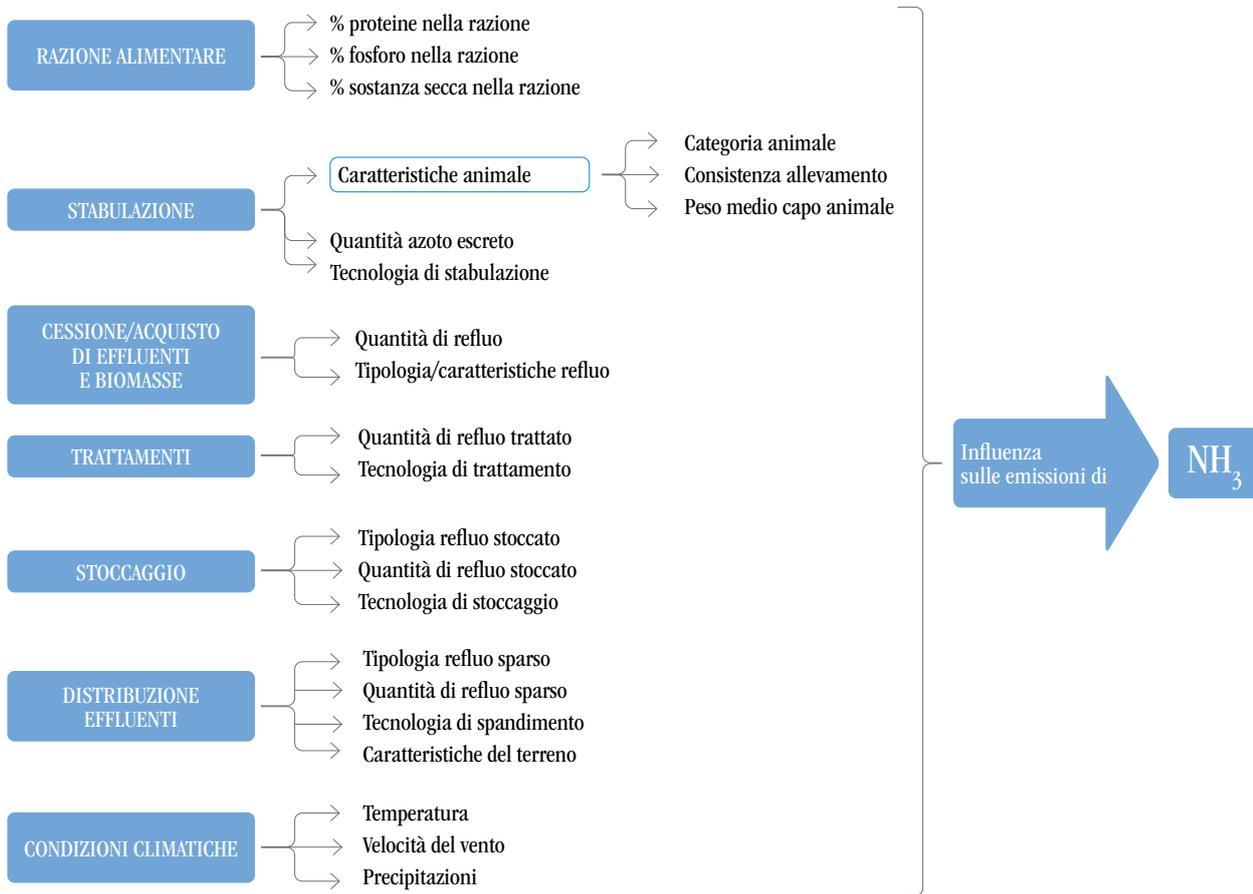


Figura 1. Principali variabili che influenzano le emissioni di NH_3 in ambito zootecnico; elaborazioni sulla base della documentazione dei modelli di calcolo e studi specifici.

scie le principali variabili che influenzano la quantità di NH_3 rilasciata dalle sorgenti zootecniche, tra le quali le tecnologie di stabulazione, stoccaggio e spandimento degli effluenti da allevamento. Parte di queste variabili sono considerate negli strumenti di calcolo delle emissioni di ammoniaca a livello aziendale, quali il software ERICA (ERICA, 2005) e il software BAT-Tool, sviluppato nell'ambito del progetto LIFE-PREPAIR o identificate in specifici studi ed approfondimenti (Pezzolo et al., 2015).

2. Materiali e metodi

2.1. Metodologia

Le sorgenti di emissione di un'azienda agricola sono, prevalentemente, sorgenti a cielo aperto, che emettono ammoniaca con una portata variabile anche in

funzione delle condizioni meteorologiche, geografiche e della tipologia del terreno.

Nel presente studio, per la stima del flusso emissivo di ammoniaca è stata adattata la metodologia prevista dalla norma europea (recepita anche in Italia) UNI EN 15445 – Emissioni da fughe e diffuse relative ai settori industriali-*Determinazione di sorgenti di polveri da fughe mediante metodo RDM (modello di dispersione inversa)* che specifica un metodo basato sul modello di dispersione inversa (reverse dispersion modelling) per determinare le emissioni di polveri diffuse da aree industriali con sorgenti multiple (UNI, 2008). La procedura per l'applicazione di tale metodo è schematizzata in Figura 2. Come modello di dispersione degli inquinanti in atmosfera, è stato utilizzato il modello Aermod.

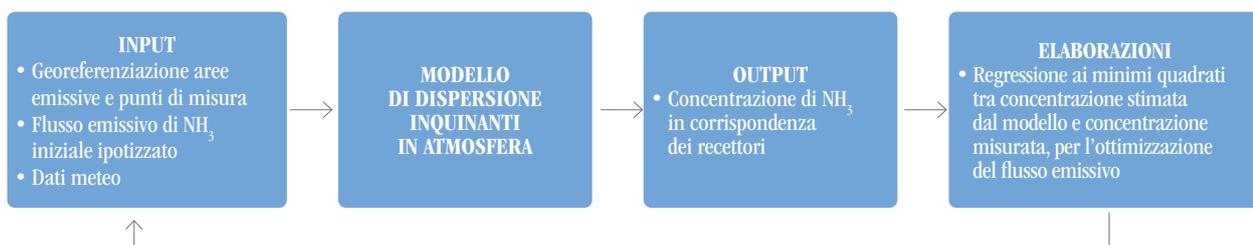


Figura 2. Schema della procedura di reverse modelling.

2.1.1. AERMOD

AERMOD è un modello di dispersione stazionario a pennacchio di tipo gaussiano fra quelli di riferimento dell'agenzia statunitense per la protezione dell'ambiente (US-EPA) (<https://www.epa.gov/scram/air-quality-dispersion-modeling-preferred-and-recommended-models#aermod>), che permette di calcolare le concentrazioni di inquinante sia in prossimità della superficie sia a quote elevate, ed è particolarmente idoneo in caso di terreni ad orografia semplice.

I dati che devono essere forniti in input al modello AERMOD, oltre a parametri di configurazione delle opzioni da eventualmente attivare nella simulazione e data e ora di inizio e fine simulazione, riguardano i seguenti gruppi di informazioni:

- le sorgenti di emissione che possono essere di tipo diffusivo-areale, volumetrico o lineare;
- caratteristiche del dominio (quota, celle etc.);
- posizione dei recettori;
- i campi meteorologici.

Le sorgenti emissive sono definite dal flusso di emissione di ammoniaca ($\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$), inizialmente ipotizzato, e dalle indicazioni che ne permettono la georeferenziazione quali, per esempio, la modalità di schematizzazione geometrica e le coordinate dei relativi vertici. Tali informazioni variano a seconda della tipologia di sorgente, come dettagliato in *User's Guide for the AMS/EPA Regulatory Model (AERMOD)* (EPA, 2018). Il valore del flusso di emissione, che sarà determinato tramite regressione ai minimi quadrati, viene, in un primo momento, inizializzato sulla base dei valori riportati nella letteratura scientifica.

La posizione dei recettori è determinata sulla base di un grigliato cartesiano definito dalle coordinate (x,y) dell'origine degli assi, dal numero di recettori in x e y e dalla distanza tra i recettori sui due assi. È possibile, inoltre, definire recettori discreti, individuati tramite le loro coordinate (x,y), che nel presen-

te studio sono stati posti in corrispondenza dei punti di misura della campagna di monitoraggio.

Per quanto riguarda le informazioni meteorologiche, i campi meteorologici da cui sono stati estratti i dati, poi tradotti nel formato compatibile con AERMOD, sono quelli prodotti quotidianamente dal sistema modellistico diagnostico di qualità dell'aria in uso presso la U.O. Modellistica della Qualità dell'Aria e Inventari di ARPA Lombardia. Tale sistema modellistico è applicato ad un dominio tridimensionale di calcolo rappresentato da 13 livelli verticali, estesi da 10 a 6000 m di quota e da strati orizzontali, di lati 236 km x 244 km centrati sulla Regione Lombardia (Figura 3), costituito da un grigliato di celle di 1 km di lato ed estensione 1 km². Per la costruzione dei file meteorologici il sistema si interfaccia al database di ARPA Lombardia che raccoglie i dati delle reti di qualità dell'aria e meteo-idrologica. L'input meteorologico (vento, temperatura, umidità, pressione e parametri che descrivono la turbolenza atmosferica) viene, quindi, costruito assimilando ai campi prodotti dello European Centre for Medium-Range Weather Forecast (ECMWF), trattati come profili verticali per ciascun punto della griglia modello, i dati raccolti su base oraria da un sottoinsieme di stazioni delle reti locali e dai radiosondaggi fini di Linate mediante modello mass-consistent Swift (Silibello et al., 2007). I parametri di turbolenza atmosferica sono poi stimati con il processore SurfPRO (Silibello et al., 2007). Di fatto, quindi, i campi meteorologici sono prodotti assimilando i risultati del modello meteorologico ai dati misurati nel giorno specifico a cui tali campi si riferiscono.

AERMOD restituisce in output, per ogni punto recettore, la concentrazione oraria e la concentrazione media di NH₃ sull'intervallo di tempo scelto dall'utente.

2.1.2. Regressione ai minimi quadrati

A partire dagli output di concentrazione oraria stimati da AERMOD, i flussi di emissione di ammoniaca,

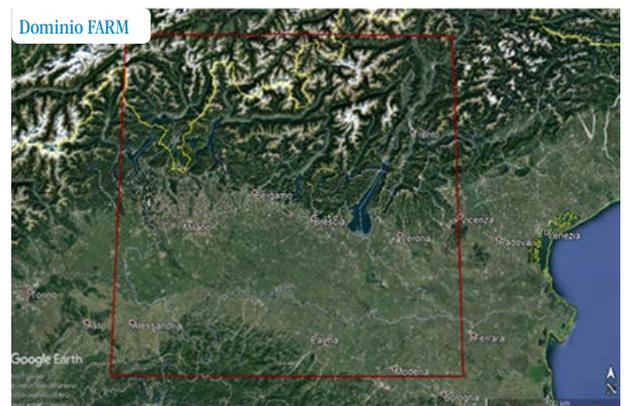


Figura 3. Dominio delle simulazioni del sistema modellistico.

il cui valore è stato inizialmente ipotizzato, sono stati stimati tramite regressione ai minimi quadrati. In particolare:

- per ogni recettore r -esimo e per ogni sorgente emissiva i , è stata calcolata la concentrazione media di NH_3 sul periodo di simulazione C_{Sri_hp} , a partire dalla concentrazione oraria restituita in output dal modello. Tale valore dipende dal flusso di emissione inizialmente ipotizzato e fornito in input al modello FE_{i_hp} ;
- è stata calcolata la concentrazione nel recettore r -esimo dovuta alla sorgente i -esima C_{Sri} , che dipende dal valore del flusso di emissione della sorgente i -esima FE_i , inizialmente posto pari al flusso emissivo ipotizzato FE_{i_hp} e da ottimizzare, secondo la seguente uguaglianza;

$$C_{Sri} = \frac{C_{Sri_hp} * FE_i}{FE_{i_hp}} \quad (\text{Eq. 1})$$

- per ogni recettore discreto (posizionato in corrispondenza delle stazioni di misura) è stato sommato il contributo emissivo di ogni sorgente i individuata;

$$C_{Sr} = \sum_i C_{Sri} \quad (\text{Eq. 2})$$

- infine, il flusso emissivo di ogni sorgente FE_i è stato stimato tramite regressione ai minimi quadrati tra la concentrazione simulata (C_{Sr}) e quella misurata (C_{Mr}) in corrispondenza di ogni recettore discreto;

$$FE_i = \min_r \sum (C_{Sr} - C_{Mr})^2 \quad (\text{Eq. 3})$$

- nei casi in cui la sorgente emissiva è risultata suddivisa in sotto-sorgenti, il relativo flusso emissivo medio è stato calcolato rapportando il flusso totale alla superficie totale dell'area di spandimento.

$$FE = \frac{\sum_i FE_i * A_i}{\sum_i A_i} \quad (\text{Eq. 4})$$

2.1.3. Windtrax

L'applicazione del modello Aermol è stata confrontata con l'implementazione del modello Windtrax, definito come un modello a particelle (Flesch et al., 2005 e Crenna, 2016). Windtrax è un modello di dispersione degli inquinanti che simula il trasporto di gas nello strato superficiale dell'atmosfera e può essere usato per calcolare sia il tasso di emissione da una fonte emissiva, sia la concentrazione di inquinante in recettori discreti posti nelle vicinanze della sorgente, cioè sia in modalità diretta sia in modalità inversa. Il software può essere applicato se la superficie intorno alle sorgenti e ai sensori può essere

considerata piana e priva di ostacoli e se la massima distanza tra di essi è di un chilometro.

In Windtrax non è stato possibile implementare un campo di vento variabile nel tempo. Dal momento che i parametri meteorologici forniti dalle misure sono su base oraria, per la stima del flusso di emissione sono state condotte tante simulazioni quante le ore di spandimento, ottenendo, in questo modo, un flusso emissivo per ogni ora di distribuzione dell'effluente. Il flusso emissivo è stato, successivamente, stimato tramite la procedura di reverse modelling e tramite regressione ai minimi quadrati tra la concentrazione simulata dal modello e la concentrazione oraria fornita in output da Aermol, dal momento che le misure di concentrazione di ammoniaca non erano disponibili su base oraria.

2.2. Casi di studio

La procedura di reverse modelling descritta nel paragrafo precedente è stata applicata a due realtà zootecniche situate in regione Lombardia.

Nella prima azienda agricola, che ospita capi bovini, la principale sorgente di emissione di ammoniaca è costituita dalle aree di campo oggetto di spandimento di reflui zootecnici; la modellistica inversa è stata, pertanto, applicata con l'obiettivo di stimare il flusso emissivo derivante dall'attività di distribuzione degli effluenti da allevamento.

La seconda attività, che ospita capi suini, è inserita, invece, in un contesto più complesso caratterizzato da una pluralità e diversità di fonti emissive che non possono essere trascurate. In questo caso la procedura di reverse modelling è stata utilizzata per calcolare il flusso di emissione derivante dalle diverse sorgenti individuate.

Entrambe le aziende agricole sono state oggetto di campagne di monitoraggio, condotte da ARPA Lombardia durante la pratica di spandimento degli effluenti da allevamento, al fine di misurare le concentrazioni di NH_3 tramite l'utilizzo di un laboratorio mobile e di campionatori passivi, posti in prossimità o in corrispondenza dei campi interessati dallo spandimento (D'Angelo et al., 2020). Durante le misure, i campionatori passivi sono stati installati nell'intervallo di tempo di qualche ora in cui è avvenuta la distribuzione dei reflui e dalla loro analisi è stato possibile ottenere la concentrazione media di ammoniaca sul periodo di esposizione delle fiale. Il laboratorio mobile, invece, è stato installato per periodi di qualche settimana a cavallo delle ore di spandimento degli effluenti a campo e ha restituito in output la concentrazione di ammoniaca media su dieci minuti.

2.2.1. Azienda agricola di bovini

Per l'azienda agricola di bovini sono stati analizzati quattro scenari, in corrispondenza dei momenti di spandimento condotti nel maggio e nel settembre 2018

con due diverse tecniche: la distribuzione superficiale e la distribuzione tramite interrimento a solchi chiusi di refluo bovino (Angelino et al. 2020).

Le attività hanno riguardato porzioni di campo diverse, con punti di misura diversi, a seconda della tecnica di spandimento adottata e in funzione della stagione primaverile/autunnale. Nelle Figure 5-8 sono rappresentati le aree di spandimento e i recettori discreti posti in corrispondenza dei punti di misura nei quattro scenari analizzati. Si sottolinea che, al fine di migliorare le prestazioni del modello, la superficie complessiva oggetto di spandimento è stata suddivisa in sotto-porzioni considerate come singole sorgenti emissive.

L'azienda agricola è stata oggetto di una campagna di monitoraggio per la misura della concentrazione di ammoniacale in corrispondenza dei quattro scenari di distribuzione degli effluenti da allevamento. Prima dello spandimento, le misure hanno rilevato valori di concentrazione di fondo di NH_3 sopravvento al sito pari a circa $28,3 \mu\text{g m}^{-3}$ calcolati come media sulle tre ore (ARPA Lombardia, 2019).

Azienda agricola suini

Per l'azienda agricola ospitante suini è stata implementata un'unica simulazione nel periodo di rilevamento delle concentrazioni di ammoniacale, condotto

nel marzo 2019 durante lo spandimento di reflui zootecnici tramite tecnica di interrimento. Prima dello spandimento, le misure hanno rilevato valori di concentrazioni di NH_3 variabili tra $16,1 \mu\text{g m}^{-3}$ e $147,3 \mu\text{g m}^{-3}$ (D'Angelo et al., 2020).

Nell'area in cui è ubicata l'azienda sono state individuate diverse sorgenti emissive riconducibili all'attività in esame, alle aziende agricole poste nelle vicinanze e al contesto territoriale. In particolare, le principali fonti di emissione di cui si è tenuto conto nelle simulazioni modellistiche, rappresentate in Figura 9, sono:

- due aree di stabulazione per bovini (B1 e B2);
- un'area di stabulazione per suini (P1);
- tre aree di stoccaggio liquami e palabili (S1, S2 e S3);
- un'area di campo oggetto di spandimento di effluenti da allevamento suino (D1);
- due sorgenti lineari (L1 e L2), ciascuna delle quali suddivisa in tre sotto-sorgenti, corrispondenti all'autostrada (a sud) e alla strada provinciale (a est).

3. Risultati e discussione

In Tabella 1 sono riportati i flussi di emissione di ammoniacale, risultati dall'applicazione della modellistica inversa, corrispondenti ai livelli di concentrazione misurati durante le campagne di monitoraggio. L'accuratezza dei risultati è mostrata dal coefficiente

Tabella 1. Flussi di emissione stimati tramite procedura di reverse modelling per le sorgenti emissive individuate nelle aziende agricole oggetto di studio.

Scenario	Azienda	Sorgente emissiva	Flusso di emissione [$\mu\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$]	R2	Pendenza retta di regressione	Scarto quadratico medio	Bias
Scenario 1	Azienda bovini	Area di campo spandimento interrato – maggio 2018	40,20	0,63	0,63	22,91	1%
Scenario 2	Azienda bovini	Area di campo spandimento superficiale – maggio 2018	232,00	0,73	0,83	319,31	33%
Scenario 3	Azienda bovini	Area di campo spandimento interrato – settembre 2018	62,90	0,98	0,98	39,18	7%
Scenario 4	Azienda bovini	Area di campo spandimento superficiale – settembre 2018	110,00	0,65	0,76	464,7	34%
Scenario 5	Azienda suini	Area stabulazione bovini B1	80,64	0,81	1,04	24,97	-2%
	Azienda suini	Area stabulazione bovini B2	186,4				
	Azienda suini	Area stabulazione suini P1	74,44				
	Azienda suini	Area stoccaggio S1	75,38				
	Azienda suini	Area stoccaggio S2	26,24				
	Azienda suini	Area stoccaggio S3	37,64				
	Azienda suini	Area di campo spandimento interrato D1	3,57				
	Azienda suini	Strada provinciale L1 – tratto 1	16,67				
	Azienda suini	Strada provinciale L1 – tratto 2	0,00				
	Azienda suini	Strada provinciale L1 – tratto 3	898,12				
	Azienda suini	Autostrada L2 – tratto 1	32,22				
Azienda suini	Autostrada L2 – tratto 2	63,44					
Azienda suini	Autostrada L2 – tratto 3	0,00					

di determinazione R^2 , che rappresenta la proporzione tra la variabilità dei dati e la correttezza del modello. R^2 varia tra 0 e 1 e maggiore è il suo valore, più il modello interpola correttamente i dati misu-

radi. Generalmente, si ritiene che il modello abbia un buon adattamento ai dati sperimentali per valori di R^2 maggiori di 0,6. I risultati sono riportati per i diversi scenari analizzati:

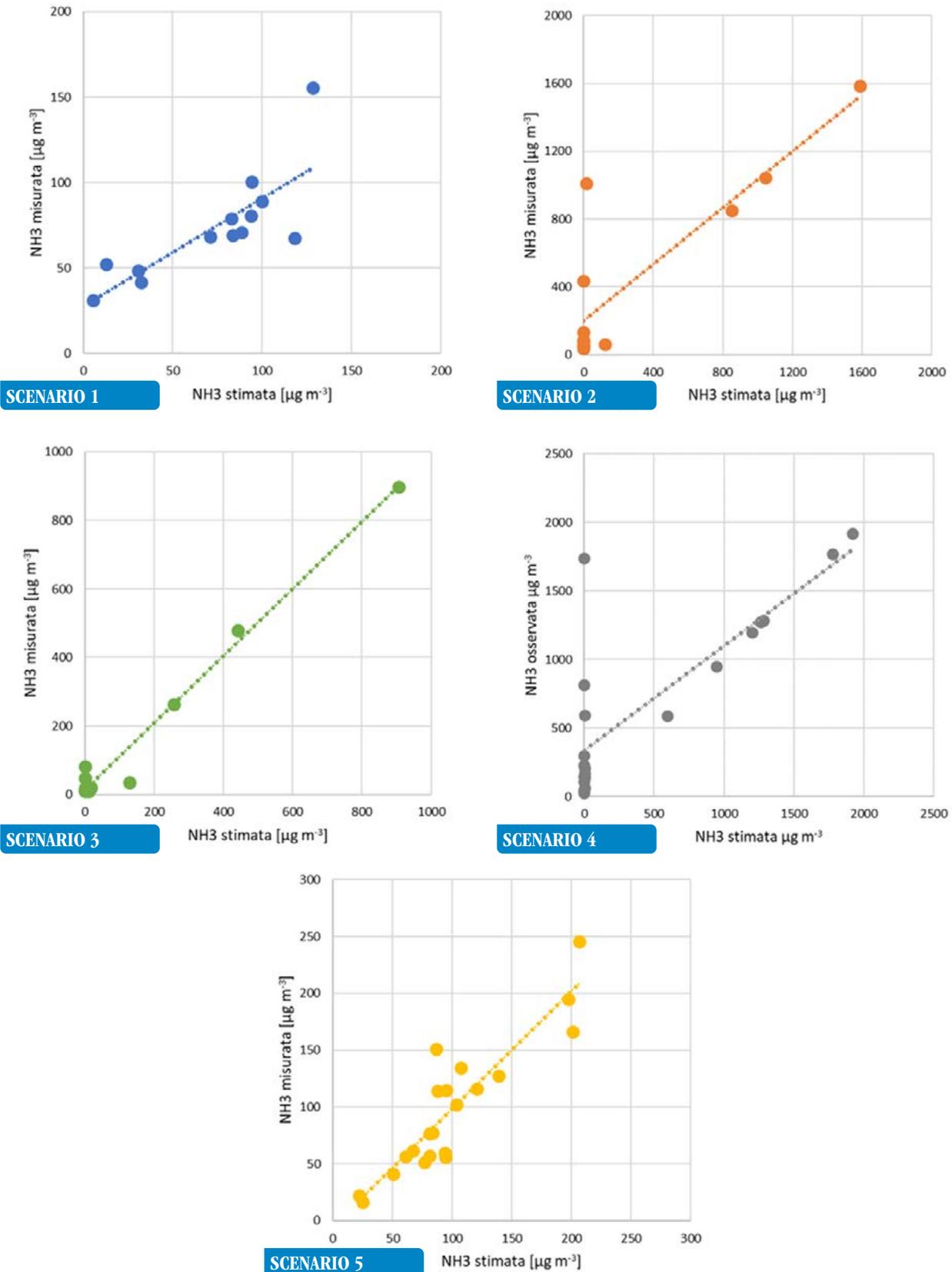


Figura 4. Rette di interpolazione tra concentrazione di ammoniaca ($\mu\text{g m}^{-3}$) misurata e stimata con Aermod per i diversi scenari analizzati.

- scenario 1, azienda bovini, spandimento interrato maggio 2018, simulato sul periodo tra le ore 11:00 e le ore 16:00 del 17 maggio 2018;
- scenario 2, azienda bovini, spandimento superficiale maggio 2018, simulato sul periodo tra le ore 16:00 e le ore 19:00 del 17 maggio 2018;
- scenario 3, azienda bovini, spandimento interrato settembre 2018, simulato sul periodo tra le ore 10:00 e le ore 12:00 del 25 settembre 2018;
- scenario 4, azienda bovini, spandimento superficiale settembre 2018, simulato sul periodo tra le ore 10:00 e le ore 16:00 del 26 settembre 2018;

- scenario 5, azienda suini, simulato sul periodo tra le ore 09:00 e le ore 14:00 del 1° marzo 2018.

Dall'analisi dei coefficienti di determinazione, il modello Aermod appare un buon interpolatore dei dati misurati. L'R2 infatti risulta, in tutti i casi analizzati superiore a 0,6 e, in corrispondenza dello scenario 3, raggiunge il valore di 0,98. La bontà del modello è confermata anche dalle rette di interpolazione (Figura 4) che confrontano le concentrazioni misurate e quelle simulate con Aermod, in corrispondenza del flusso emissivo ottimizzato, nei cinque scenari analizzati. Negli scatter plot relativi agli

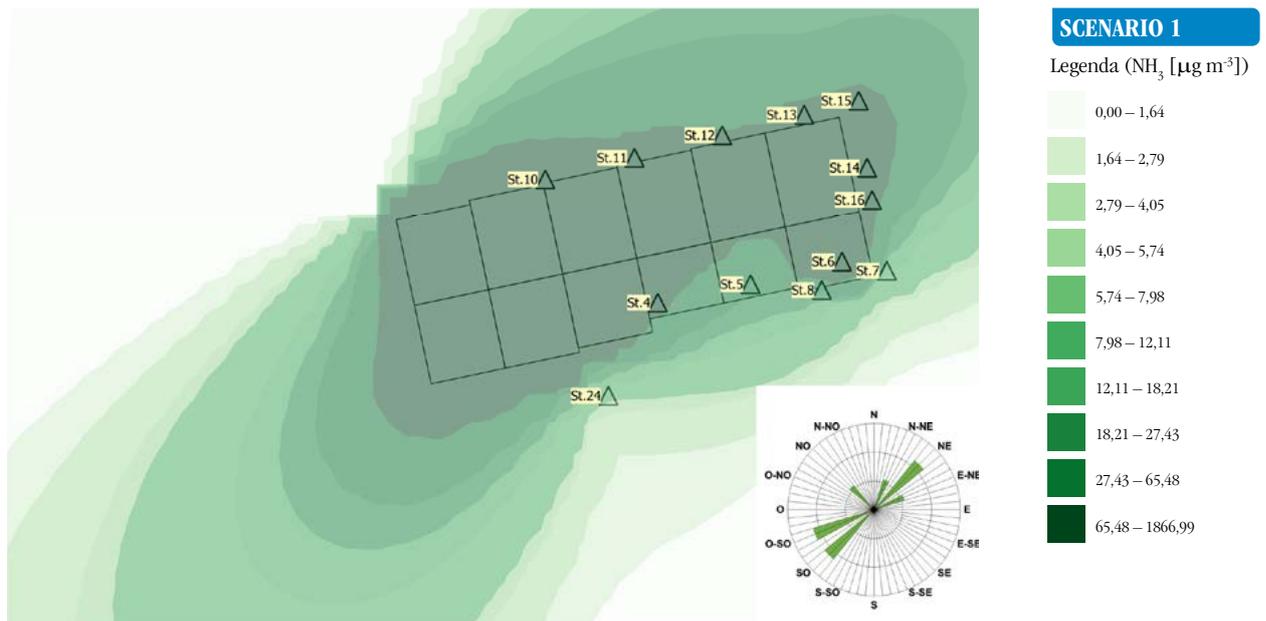


Figura 5. Mappa della concentrazione media di NH_3 sull'intervallo di simulazione relativa allo scenario 1, azienda di bovini, spandimento interrato maggio 2018. In figura, le aree individuano le sorgenti emissive e i triangoli i punti di misura.

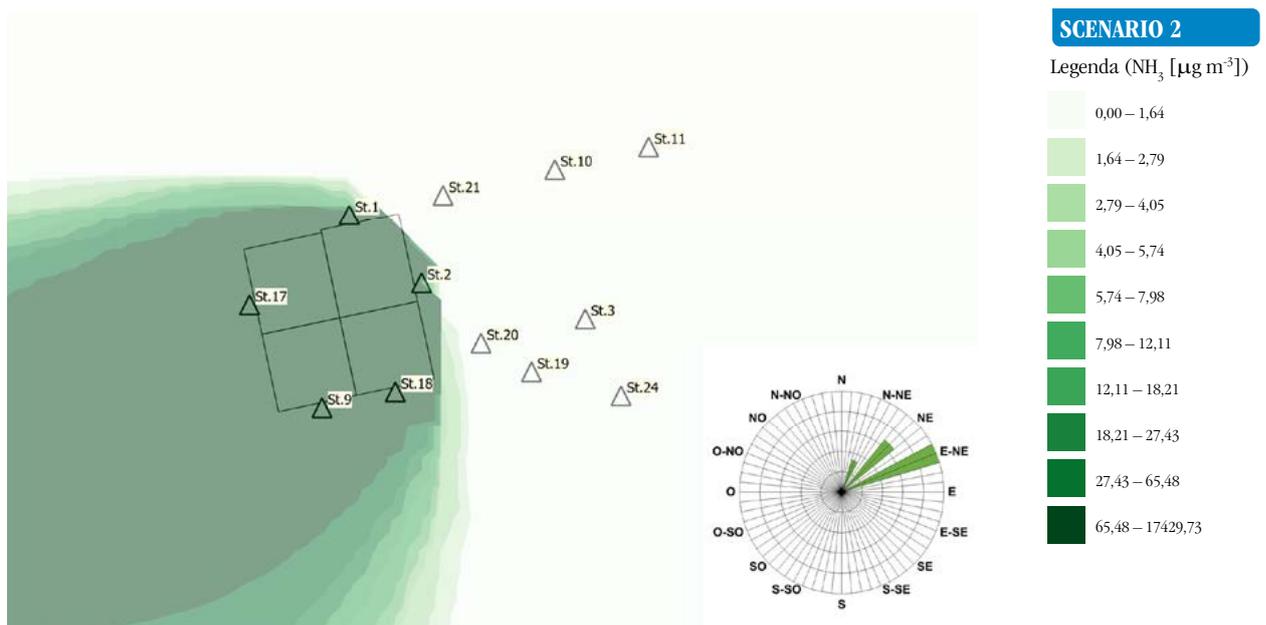


Figura 6. Mappa della concentrazione media di NH_3 sull'intervallo di simulazione relativa allo scenario 2, azienda di bovini, spandimento superficiale maggio 2018. In figura, le aree individuano le sorgenti emissive e i triangoli i punti di misura.

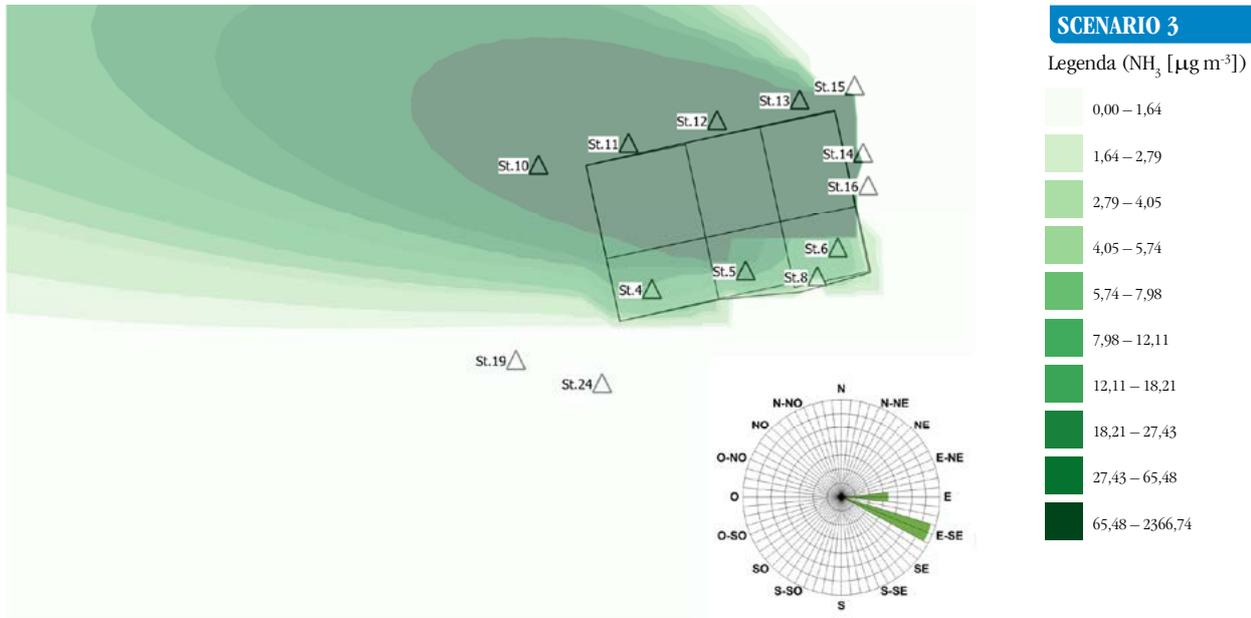


Figura 7. Mappa della concentrazione media di NH_3 sull'intervallo di simulazione relativa allo scenario 3, azienda di bovini, spandimento interrato settembre 2018. In figura, le aree individuano le sorgenti emissive e i triangoli i punti di misura.

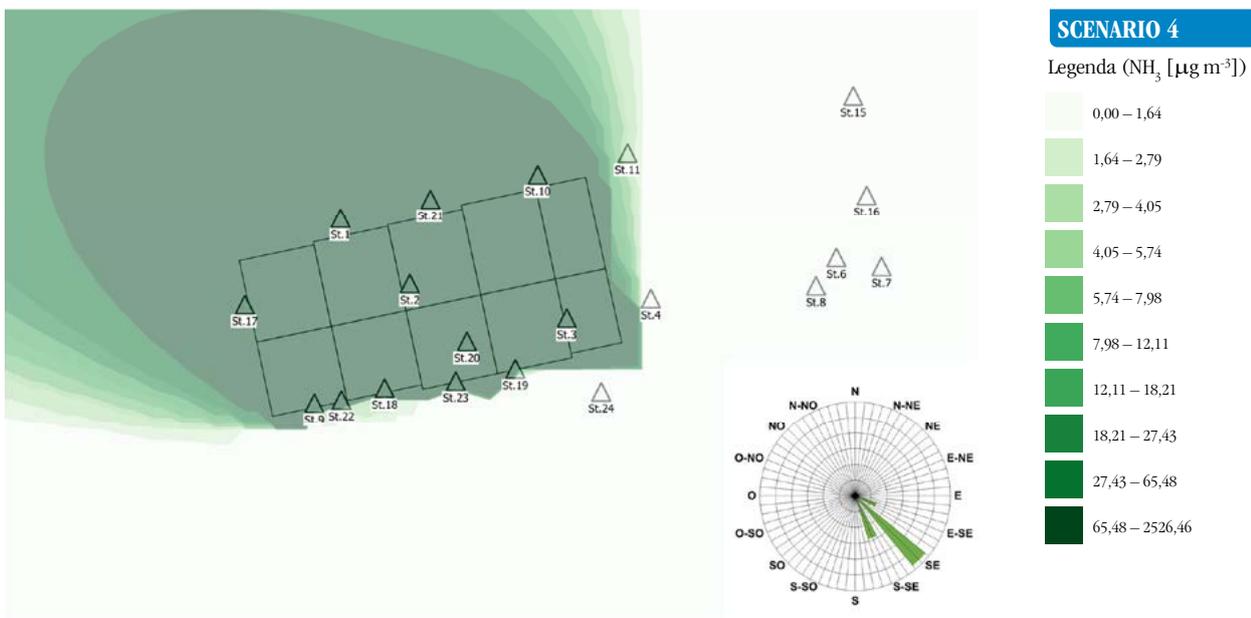


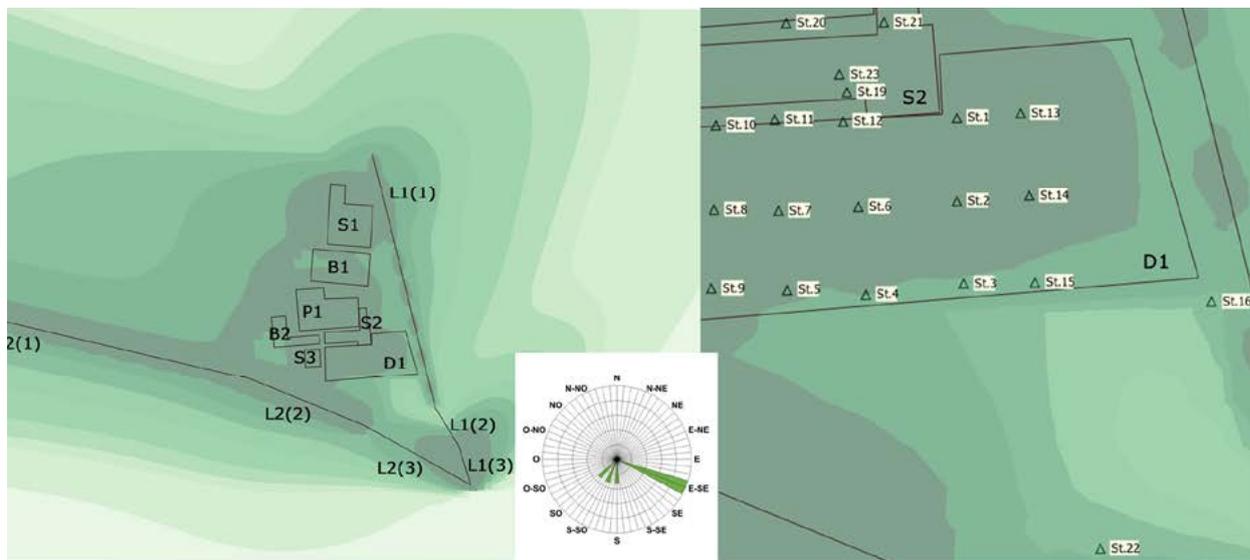
Figura 8. Mappa della concentrazione media di NH_3 sull'intervallo di simulazione relativa allo scenario 4, azienda di bovini, spandimento superficiale settembre 2018. In figura, le aree individuano le sorgenti emissive e i triangoli i punti di misura.

scenari 2 e 4, i valori pari a zero sono stati stimati dal modello in corrispondenza dei punti di misura situati al di fuori dell'area di spandimento.

Le mappe in Figura 5-9 rappresentano la concentrazione di ammoniaca media sul periodo di simulazione nei diversi scenari analizzati. I risultati ottenuti mostrano che le concentrazioni massime maggiori derivano dalla distribuzione dei reflui da allevamento mediante tecnica di spandimento superficiale; i valori più significativi, inoltre, si osservano al di sopra delle sorgenti emissive individuate e l'ammoniaca si disperde significativamente verso la direzione prevalente in cui soffia

il vento, come indicato dalle relative rose dei venti. Per quanto riguarda lo scenario 5, i livelli di NH_3 stimati dal modello sono maggiori rispetto agli altri scenari caratterizzati da spandimento interrato a causa della molteplicità di sorgenti emissive (aree di stabulazione, aree di stoccaggio, aree di spandimento e strade) presenti nell'area di studio.

I risultati in Tabella 1 permettono di comparare le due tecniche di spandimento di reflui zootecnici utilizzate nelle aziende agricole in esame: dal confronto si osserva un flusso di emissione minore nel caso di spandimento per interrimento a solchi chiusi, nell'or-



SCENARIO 5

Legenda (NH_3 [$\mu\text{g m}^{-3}$])

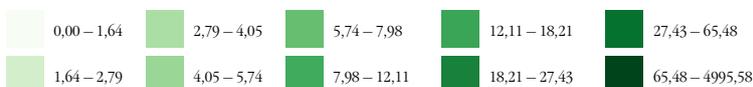


Figura 9. Mappa della concentrazione media di NH_3 sull'intervallo di simulazione relativa allo scenario 5, azienda di suini. In figura, le aree individuano le sorgenti emissive areali e volumetriche, le rette le fonti di emissione lineari (autostrada e strada provinciale) e i triangoli i punti di misura.

dine di 10^{-5} o 10^{-6} $\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$, rispetto alla distribuzione superficiale di 10^{-4} $\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$. In particolare, per l'azienda agricola ospitante bovini, all'interramento può essere associato un flusso emissivo inferiore dell'80% (a maggio 2018) e del 40% (a settembre 2018) rispetto al valore stimato in caso di spandimento superficiale. Questa differenza si allinea con i dati di letteratura: il documento UN-ECE (2014) "Guidance document on preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources" riporta una riduzione maggiore del 60% in caso di spandimento di liquame con tecnica di interramento. I risultati relativi allo scenario 2 potrebbero essere influenzati dagli effetti dello spandimento analizzato nello scenario 1, poiché i due momenti di distribuzione reflui avvengono in successione nella stessa giornata.

I valori di flusso emissivo ottenuti con la procedura di reverse modelling descritta trovano conferme nella letteratura scientifica e dall'utilizzo di altri modelli o metodologie che conducono a risultati simili.

I quattro scenari relativi all'azienda agricola ospitante bovini sono stati analizzati anche utilizzando il modello Windtrax, in alternativa al modello Aermot, all'interno della procedura di modellazione inversa.

I flussi di emissione derivanti dall'implementazione di Windtrax sono riportati in Tabella 2: i risultati ottenuti sono confrontabili e, nella maggior parte dei casi, dello stesso ordine di grandezza dei valori stimati con l'applicazione del modello Aermot. Il coefficiente di determinazione che indica l'affidabilità del modello, però, è ampiamente variabile tra un minimo di 0,27 e un massimo di 0,98 (a ogni scenario di simulazione è associato un intervallo di variabilità di R2 e non unico valore, in quanto sono state condotte tante simulazioni quante le ore di spandimento).

I valori di flusso emissivo relativi all'attività di spandimento di effluenti da allevamento, ottenuti applicando sia Aermot sia Windtrax, sono confrontabili con i dati di letteratura: Carozzi et al. (2012) propongono un metodo per la stima del flusso di emissione di NH_3 derivante dal-

Tabella 2. Flussi di emissione stimati tramite procedura di reverse modelling applicando il modello Windtrax.

Scenario	Azienda	Sorgente emissiva	Flusso di emissione [$\mu\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$]	R2
Scenario 1	Azienda bovini	Area di campo spandimento interrato – maggio 2018	11,90	0,38-0,58
Scenario 2	Azienda bovini	Area di campo spandimento superficiale – maggio 2018	105,00	0,72-0,98
Scenario 3	Azienda bovini	Area di campo spandimento interrato – settembre 2018	27,53	0,27-0,41
Scenario 4	Azienda bovini	Area di campo spandimento superficiale – settembre 2018	67,80	0,60-0,84

lo spandimento superficiale di liquame bovino utilizzando il modello a dispersione Windtrax in “backward” e riportano un flusso emissivo pari a $163 \mu\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$.

Per quanto riguarda l’azienda agricola di suini, a partire dai fattori di emissione dell’inventario delle emissioni di Regione Lombardia e dall’utilizzo del software BAT-Tool (strumento predisposto nell’ambito del progetto LIFE-PREPAIR che permette di stimare le emissioni di ammoniaca in funzione dei dati sulle tecniche applicate negli allevamenti intensivi di suini ed avicoli) sono stati stimati i flussi di emissione corrispondenti alla stabulazione dei suini, alle aree di stoccaggio e all’area di campo oggetto di spandimento: i valori ottenuti risultano dello stesso ordine di grandezza, o sono di poco variabili, rispetto agli output della procedura di modellistica inversa (Tabella 3). Tuttavia, i valori di concentrazione relativi ai flussi di emissione stimati con Aermod si allineano maggiormente alle concentrazioni di ammoniaca misurate durante la campagna di monitoraggio rispetto ai valori calcolati a partire dai fattori di emissione dell’inventario delle emissioni di Regione Lombardia, INEMAR, o del software BAT-Tool. Infatti, i flussi di emissione calcolati utilizzando i dati di INEMAR e del BAT-Tool si riferiscono ad una media annuale, mentre i risultati della modellazione inversa derivano dalla minimizzazione degli scarti dato calcolato-dato misurato (regressione ai minimi quadrati) e sono rappresentativi della specifica realtà dell’azienda agricola e sul periodo di simulazione. L’approccio del reverse modelling in questo studio poggia su una base fisica rigorosa. L’estensio-

ne di studi di questo tipo potrebbero arricchire le base dati di strumenti quali INEMAR e BAT-Tool sviluppati per altre finalità come, rispettivamente, la stima delle emissioni annuali di un intero comparto e il calcolo delle emissioni di NH_3 dagli allevamenti di suini e avicoli soggetti ad Autorizzazione Integrata Ambientale.

La principale fonte di incertezza dovuta all’implementazione della procedura di reverse modelling è legata alla molteplicità di sorgenti presenti nell’intorno dell’azienda agricola oggetto di studio che comporta un eccessivo numero di parametri rispetto al numero di osservazioni con conseguenti problemi di overfitting e la difficoltà del modello di dispersione degli inquinanti ad attribuire l’origine delle emissioni a specifiche sorgenti. Nel caso specifico dell’overfitting, l’incremento dei parametri da sottoporre alla procedura di regressione descritta al paragrafo 2.1.2, può determinare da una parte un miglioramento della descrizione modellistica del caso in esame ma dall’altra la perdita della capacità del modello di ricostruire la fenomenologia dal punto vista fisico. L’identificazione di un dominio di calcolo circoscritto alle aree destinate all’allevamento zootecnico potrebbe inoltre comportare il problema delle possibili condizioni al contorno. Tale fenomeno si osserva in corrispondenza della sorgente relativa al tratto sud di strada provinciale per il quale la modellistica inversa stima un flusso emissivo significativamente maggiore rispetto a quello che si ricaverebbe a partire dai fattori di emissione definiti nell’inventario INEMAR ($898,12 \mu\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$ contro $0,17 \mu\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$). La sovrastima potrebbe

Tabella 3. Flussi di emissione ($\mu\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$) stimati con la metodologia di reverse modelling, a partire dai fattori di emissione dell’inventario INEMAR e utilizzando il software BAT-Tool.

Scenario	Azienda	Sorgente emissiva	Flusso di emissione [$\mu\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$]		
			Reverse modelling	Inemar	BAT-Tool
Scenario 5	Azienda suini	Area stabulazione suini P1	74,44	19,12	19,92
	Azienda suini	Area stoccaggio S1	75,38	11,90	7,99
	Azienda suini	Area stoccaggio S2	26,24	11,90	7,99
	Azienda suini	Area stoccaggio S3	37,64	11,90	7,99
	Azienda suini	Area di campo spandimento interrato (D1)	3,57	6,66	4,53

Tabella 4. Flussi di emissione ($\mu\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$) relativi alle aree oggetto di spandimento e relative temperatura e velocità del vento medie sul periodo di simulazione.

Scenario	Azienda	Sorgente emissiva	Flusso di emissione [$\mu\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$]	Temperatura [$^{\circ}$]	Velocità del vento [m s^{-1}]
Scenario 1	Azienda bovini	Spandimento interrato – maggio 2018	40,20	20,5	1,20
Scenario 2	Azienda bovini	Spandimento superficiale – maggio 2018	232,00	19,4	0,84
Scenario 3	Azienda bovini	Spandimento interrato – settembre 2018	62,90	19,0	2,20
Scenario 4	Azienda bovini	Spandimento superficiale – settembre 2018	110,00	18,5	1,50
Scenario 5	Azienda suini	Area di campo spandimento interrato	3,57	12,8	1,20

essere causata dall'attribuzione al tratto sud di strada provinciale della concentrazione di ammoniaca rilevata in corrispondenza del recettore posto nelle vicinanze rappresentativo, invece, della situazione di background oppure dall'assenza di informazioni relative alle sorgenti emmissive eventualmente presenti ad est dell'area oggetto di studio. In riferimento alle sorgenti emmissive oggetto di distribuzione reflui da allevamento, la variabile che maggiormente influenza le emissioni di ammoniaca è la tecnica di spandimento adottata (superficiale o per interrimento). Tuttavia, come riportato da Carozzi et al. (2012) anche le variabili climatiche quali temperatura e velocità del vento sono controllanti. In Tabella 4 sono riportati i flussi di emissione di NH_3 relativi allo spandimento di effluenti da allevamento, le modalità di distribuzione adottate e le relative temperature e velocità del vento medie sul periodo di simulazione.

4. Conclusioni

La tecnica di modellazione inversa è una metodologia che consente di quantificare l'entità dell'emissione e attribuirne l'origine alle relative sorgenti a partire dai dati di concentrazione misurati in sito.

I risultati ottenuti permettono una caratterizzazione profonda di specifiche sorgenti e dipendono fortemente dalle misure e dal numero e dall'ubicazione dei punti di monitoraggio.

La maggior fonte di incertezza è riconducibile ai problemi di overfitting che si riscontrano quando la molteplicità di sorgenti emmissive richiede un numero di parametri che risulta eccessivo rispetto al numero di osservazioni; l'elevato numero di parametri rispetto alle osservazioni rende, inoltre, difficoltosa la capacità del modello di attribuire l'origine delle emissioni a specifiche sorgenti. Nonostante ciò, l'applicazione della procedura di reverse modelling negli scenari analizzati nel presente studio ha portato a risultati confrontabili con i valori dei flussi di emissione stimati con altre metodologie e con quelli riportati nella letteratura scientifica. Si sottolinea, tuttavia, che i flussi di emissione calcolati tramite procedura di reverse modelling si riferiscono allo specifico caso studio su cui sono stati settati e, in particolare, alle specifiche condizioni meteorologiche e di concentrazione di ammoniaca registrate in corrispondenza del periodo di simulazione e non costituiscono, quindi, un valore medio annuo di emissione. ■



Riferimenti bibliografici

- Angelino E., Costa M.P., D'Allura A., Finardi S., Fossati G., Lanzani G., Peroni E., Radice P., Silibello C., 2013. Air quality influence of ammonia and nitrogen oxides emissions reduction over the Po valley. Conference: Proceedings of 15th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Madrid, 6-9 May 2013.
- Angelino E., Malvestiti G., Marongiu A., Moretti M., Peroni E., Del Santo U., 2020. Procedura di reverse modelling per la stima del flusso di emissione di NH₃. PM2020, IX Convegno Nazionale sul Particolato Atmosferico, Lecce 14-16 ottobre 2020.
- ARPA Lombardia, 2019. Progetto Ammoniaca: relazione finale triennio 2017-2019. https://www.arpalombardia.it/sites/DocumentCenter/Documents/Aria-progetti/Pgt_NH3_triennio2017_2019.pdf
- Carozzi M., Ferrara R.M., Fumagalli M., Sanna M., Chiodini M., Perego A., Chierichetti A., Brenna S., Rana G., Acutis M., 2012. Field-scale ammonia emissions from surface spreading of dairy slurry in Po Valley. Italian Journal of Agrometeorology – 3/2012.
- Centro Ricerche Produzioni Animali (CRPA), BAT-Tool – Un software per il calcolo delle emissioni di ammoniaca dagli allevamenti intensivi di suini e avicoli. Disponibile su: www.crpa.it/battool.
- Centro Ricerche Produzioni Animali (CRPA), 2019. Software BAT-Tool. Manuale di utilizzo. Progetto LIFE_PREPAIR.
- Crenna B., 2016. An introduction to WindTrax. Disponibile su: www.thunderbeachscientific.com/.
- D'Angelo L., Colombi C., Cuccia E., Algeri A., Del Santo U., Corbella L., Cosenza R., Gianelle V., Lanzani G., Boccasile G., Zucchelli L., 2020. Concentrazioni di ammoniaca presso sorgenti agricole: caratterizzazione dei siti e confronto tra due tecniche di spandimento liquami. PM2020, IX Convegno Nazionale sul Particolato Atmosferico, Lecce 14-16 ottobre 2020.
- ERICA, Supporto di calcolo delle emissioni, loro riduzione integrata e controllo degli allevamenti zootecnici, 2005. Manuale d'uso, Istituto di ingegneria agraria.
- European Union, 1995-2021. EDGAR – Emissions Database for Global Atmospheric Research. Disponibile su: edgar.jrc.ec.europa.eu/.
- Flesh T.K. and Wilson J.D., 1995. Backward-Time lagrangian stochastic dispersion models and their application to estimate gaseous emissions. Journal of Applied Meteorology, vol. 34, Issue 6, pp.1320-1332.
- INEMAR – ARPA Lombardia (2020), INEMAR, Inventario Emissioni in Atmosfera: emissioni in regione Lombardia nell'anno 2017 – revisione pubblica. ARPA Lombardia Settore Monitoraggi Ambientali.
- Istituto di Ingegneria Agraria, 2005. Erica: Supporto di Calcolo delle Emissioni, loro Riduzione Integrata e Controllo degli Allevamenti Zootecnici.
- Perazzolo F., Mattachini G., Provolo G., 2015. Valutazione delle emissioni dagli stoccaggi di effluenti zootecnici dopo trattamento di separazione e di digestione anaerobica, Maggio 2015
- Progetto PREPAIR – LIFE15 IPE IT013 www.lifeprepare.eu
- Silibello C., Calori G., Brusasca G., Giudici A., Angelino E., Fossati G., Peroni E., Buganza E., 2007. Modelling of PM₁₀ concentrations over Milano urban area using two aerosol modules. Environmental Modelling & Software 23 (2008) 333-343.
- United Nations Economic and Social Council (UN-ECE), 2014. Guidance document on preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources.
- UNI EN, 2008. UNI 15445 – Emissioni da fughe e diffuse relative ai settori industriali – Determinazione di sorgenti di polveri da fughe mediante metodo RDM (modello di dispersione inversa).
- United States Environmental Protection Agency (EPA), Air Quality Dispersion Modeling – Preferred and Recommended Models. Disponibile su: www.epa.gov/scram/air-quality-dispersion-modeling-preferred-and-recommended-models#aermod
- United States Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards, Air Quality Assessment Division, Air Quality Modeling Group, 2018. User's Guide for the AMS/EPA Regulatory Model (AERMOD).
- World Meteorological Organization (WMO), 2020. WMO IG3IS – Integrated Global Greenhouse Gas Information System Disponibile su ig3is.wmo.int/en.

Ringraziamenti

Il lavoro descritto nel presente articolo è stato svolto nell'ambito del "Progetto di monitoraggio delle concentrazioni di ammoniaca dal comparto agricolo" richiesto ad ARPA Lombardia da Regione Lombardia e che prevede uno studio specifico di approfondimento dell'impatto del comparto agricolo sulle emissioni di ammoniaca <https://www.arpalombardia.it/Pages/Aria/Aria-Progetti/Progetto-Ammoniaca.aspx>. Si ringrazia la Direzione Generale Agricoltura, Alimentazione e Sistemi Verdi di Regione Lombardia. Si ringraziano i colleghi di ARPA Lombardia che hanno svolto le campagne di monitoraggio per la misura delle concentrazioni di ammoniaca e reso disponibili i dati.



INGEGNERIA DELL'AMBIENTE

per il 2022 è sostenuta da:

