



Società Italiana della Scienza del Suolo

SISS Newsletter

Emissioni di NH_3 e polveri fini

p. 1

a cura di Rossana M. Ferrara e Gianfranco Rana

L'ammoniaca (NH_3) rientra tra le forme di azoto reattivo il cui accumulo nei sistemi naturali è causa di problematiche ambientali (Galloway et al., 2003; Erisman et al., 2013) quali l'acidificazione dei suoli (Asman et al., 1998) e l'eutrofizzazione delle acque (Sutton and Fowler, 2002). Gli effetti dannosi sulla salute dell'uomo (WHO, 2005) e la degradazione degli ecosistemi (Galloway et al., 2003) hanno sollevato la questione relativa alla riduzione delle emissioni e deposizioni di tale inquinante, problematica affrontata dal protocollo di Gothenburg (1999) e dalle sue successive modifiche, con l'imposizione di produrre annualmente gli inventari sugli inquinanti.

Inoltre, l' NH_3 è considerata un gas effetto serra indiretto, in quanto induce la formazione di ossido di azoto (Mosier, 2001) ed è un importante precursore di aerosol secondari (polveri fini, PM). Il termine PM, dall'inglese *Particulate Matter*, identifica un mix di particelle solide e liquide sospese in aria (particolato), il cui diametro medio pari a 10 micron indentifica il PM10, se pari a 2,5 micron individua il PM2,5. Mentre il PM10 può essere inalato e penetrare nel tratto superiore dell'apparato respiratorio, dal naso alla laringe, il PM2,5 può essere respirato e spingersi fino ai bronchi.

Considerato il contesto **agricoltura- NH_3 -PM-COVID-19**, in questa sintesi più che alla relazione NH_3 - PM10, si è evidenziata la stretta relazione tra **emissioni di NH_3 da agricoltura** e **PM2.5** proprio perché, a differenza del PM10, questo può causare danni più profondi nell'apparato respiratorio ed è ampiamente dimostrato che il PM2.5 è associato a problemi di salute quali infezioni respiratorie acute (Burnett et al., 2014).

A livello globale, le maggiori sorgenti di emissione di NH_3 dall'agricoltura sono gli allevamenti e i liquami, con 24 Tg/anno, seguiti dall'utilizzo dei fertilizzanti sintetici, con 9.4 Tg/anno (Paulot et al., 2014). Da non trascurare, comunque, anche le emissioni di NH_3 da combustione fossile che, in ambiente urbano, possono essere la sorgente principale di NH_3 (Pan et al., 2016). A livello Europeo l'agricoltura è considerata la fonte principale di NH_3 : lo stoccaggio e lo spandimento di reflui zootecnici, l'allevamento di bestiame e l'applicazione di fertilizzanti azotati sintetici sono responsabili per più del 90% delle emissioni di NH_3 (Reis et al., 2009; EEA, 2011). Nel dettaglio, si stima che l'applicazione di fertilizzanti organici sia responsabile del 30-50% delle perdite totali di NH_3 provenienti dall'agricoltura (Leip et al., 2011). In Italia, l'intensa attività zootecnica rende la Pianura Padana una delle regioni europee con il più alto livello di emissioni di NH_3 (Clarisse et al., 2009; Skjøth et al., 2011). La Lombardia, il Veneto, l'Emilia-Romagna e il Piemonte presentano un'alta densità di allevamento (2.8, 1.7, 1.2, 1.0 LSU·haUAA⁻¹, rispettivamente) superiore alla media europea di 1.0 LSU·haUAA⁻¹ (EUROSTAT, 2007) e, quindi, incidono fortemente sulle emissioni di NH_3 a seguito dello spandimento di liquame da allevamenti di bovini, suini e polli, mentre le emissioni da pascolo sono maggiormente presenti in Sardegna, Lazio, Campania e Sicilia.

Alla luce delle suddette considerazioni, considerando che è ampiamente dimostrato il contributo dell' NH_3 nella formazione del PM2.5, le strategie di mitigazione (Kuklinska et al., 2015) non possono non coinvolgere il settore agricolo, maggiore imputato nella produzione di NH_3 . In particolare, si è visto come sia possibile giungere a una riduzione del PM2.5 con strategie di gestione dell' NH_3 a livello regionale in Europa (Brandt et al., 2013) e negli USA (Paulot and Jacob, 2014; Muller and Mendelsohn, 2007). A livello globale, Lee et al. (2015) hanno dimostrato l'importanza dell' NH_3 nelle morti determinate dall'inquinamento dell'aria.

Si stima che il 34% del particolato fine in Europa sia direttamente collegato all'emissione di NH_3 che genera particolato secondario (Pozzer et al., 2017). L'aerosol di ammonio si trova spesso come componente dominante del PM in aree con forti fonti di NH_3 , come è stato recentemente riportato per la Cina settentrionale e la regione del Great Salt Lake (Li et al., 2019; Moravek et al., 2019).

Megaritis et al. (2013) e Bessagnet et al. (2014) hanno trovato che una riduzione di emissioni di NH_3 in Europa è la strategia migliore di mitigazione del $\text{PM}_{2.5}$ sia in estate che in inverno. De Meij et al. (2009) hanno mostrato che una riduzione del 50% delle emissioni dall'agricoltura potrebbe portare a una decrescita della concentrazione di $\text{PM}_{2.5}$ fino a $2.4 \mu\text{g m}^{-3}$ nella pianura Padana. Wang et al. (2011) hanno dimostrato che le emissioni di NH_3 contribuiscono per 8–11% alla formazione di $\text{PM}_{2.5}$ nella Cina orientale. Pozzer et al. (2017) hanno trovato che in Europa la più alta riduzione di $\text{PM}_{2.5}$ si otterrebbe riducendo le emissioni di NH_3 a scala continentale: una riduzione del 50% delle emissioni di NH_3 dal comparto agricolo può ridurre la concentrazione di $\text{PM}_{2.5}$ fino all'11% in Europa, con riduzioni più importanti in inverno.

Considerato che le perdite di NH_3 comportano un danno ambientale ed economico, una valida mitigazione delle stesse passa per l'applicazione di opportune "buone" pratiche agricole, su cui si sta lavorando già da tempo. Proprio in Pianura Padana, Carozzi et al. (2013) hanno dimostrato, con misure dirette in campo, la possibilità di raggiungere un abbattimento delle emissioni di NH_3 fino al 95% applicando il liquame direttamente nel suolo con iniettori. Tali risultati, ottenuti in condizioni reali, rispondono alla necessità evidenziata dalla letteratura recente di aggiornare gli inventari con misure dirette di emissione di NH_3 condotte a scala di campo (Sintermann et al., 2012). Inoltre, in un esperimento condotto in Pianura Padana (Ferrara et al., 2016), un gruppo italiano ha dimostrato che la pioggia determina una significativa riduzione delle emissioni di NH_3 , mentre le temperature dell'aria elevate favoriscono tali emissioni. Da un punto di vista agronomico, si dimostra che per aumentare l'efficienza d'uso dell'azoto l'incorporazione del liquame deve avvenire il più presto possibile, entro le 24 h dopo lo spandimento, in condizioni meteorologiche che limitano le emissioni di NH_3 (alta nuvolosità, bassa radiazione solare e temperatura dell'aria).

Sebbene il processo di volatilizzazione dell' NH_3 sia molto complesso e la misura di tali flussi sia ancora considerata una sfida a causa della natura particolarmente reattiva di tale composto chimico (Harper et al., 2005; Ferrara et al., 2012; Moravek et al., 2019) non si può prescindere da valutazioni basate su dati oggettivi, di cui purtroppo non si dispone su ampia scala.

Bibliografia

- Asman, W. A. H., Sutton, M. A., Schjørring, J. K., 1998. Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition, *New Phytol.*, 139, 27–48.
- Bessagnet, B., et al., 2014. Can further mitigation of ammonia emissions reduce exceedances of particulate matter air quality standards?, *Environ. Sci. Policy*, 44, 149–163.
- Brandt, J., et al., 2013. Contribution from the ten major emission sectors in Europe and Denmark to the health-cost externalities of air pollution using the EVA model system – an integrated modelling approach, *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 7725–7746.
- Burnett, R. T., et al., 2014. An integrated risk function for estimating the global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure, *Environ. Health Perspect.*, 122, 397–403.
- Carozzi M., Ferrara R.M., Rana G., Acutis, M., 2013. Evaluation of mitigation strategies to reduce ammonia losses from slurry fertilisation on arable lands, *Science of the Total Environment*, 449, 126–133.

- Clarisse, L., Clerbaux, C., Dentener, F., Hurtmans, D., Coheur, P., 2009. Global ammonia distribution derived from infrared satellite observations, *Nat. Geosci.*, 2, 479–483.
- de Meij, A., Pozzer, A., Pringle, K., Tost, H., and Lelieveld, J., 2012. EMAC model evaluation and analysis of atmospheric aerosol properties and distribution with a focus on the Mediterranean region, *Atmos. Res.*, 114–115, 38–69.
- EEA, 2011. NEC Directive status report 2010. Technical report No 3/2011. <http://www.eea.europa.eu/publications/necdirective-status-report-2010>. Accessed on 2th Aug 2012.
- Erismann J. W., Galloway J. N., Seitzinger S., Bleeker A., Dise N., Leach A. M., de Vries W., 2013. Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. *Philosophical Transactions of The Royal Society B: Biological Sciences*, 368.1621: 20130116.
- EUROSTAT, Statistical Office of the European Communities, 2007. Database - Regional agriculture statistics - Structure of agricultural holdings - Overview - Farm livestock - Livestock: number of farms and heads of animals by livestock units (LSU) of farm and NUTS 2 regions. (<http://ec.europa.eu/eurostat/web/regions/data/database>)
- Ferrara R. M., Loubet B., Di Tommasi P., Bertolini T., Magliulo V., Cellier P., Eugster W., Rana G., 2012. Eddy covariance measurement of ammonia fluxes: Comparison of high frequency correction methodologies. *Agricultural and Forest Meteorology*, 158-159: 30-42.
- Ferrara R.M., et al., 2016. Dynamics of ammonia volatilisation measured by eddy covariance during slurry spreading in north Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 219: 1-13.
- Galloway J. N., Aber J. D., Erismann J. W., Seitzinger S. P., Howarth R. W., Cowling E. B., Cosby B. J., 2003. The nitrogen cascade. *Bioscience*, 53(4): 341-356.
- Harper, L.A., 2005. Ammonia: Measurement Issues. *Agronomy Mono-graph No. 47*. In: Hatfield, J.L., Baker, J.M. (Eds.), *Micrometeorology in Agricultural Systems*. ASA-CSSA-SSSA, Madison, WI, pp. 345–380.
- Kuklinska, K., Wolska, L., and Namiesnik, J., 2015. Air quality policy in the US and the EU – a review, *Atmospheric Pollution Research*, 6, 129–137.
- Lee, C. J., Martin, R. V., Henze, D. K., Brauer, M., Cohen, A., and Donkelaar, A. V., 2015. Response of global particulate-matter-related mortality to changes in local precursor emissions, *Environ. Sci.Technol.*, 49, 4335–4344.
- Leip, A., et al., 2011. Integrating nitrogen fluxes at the European scale, in: *The European Nitrogen Assessment - Sources, Effects and Policy Perspectives*, edited by Sutton, M. A., Howard, C. M., Erismann, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grinsven, H., and Grizzetti, B., 345–376, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Li, H., Cheng, J., Zhang, Q., Zheng, B., Zhang, Y., Zheng, G., and He, K., 2019. Rapid transition in winter aerosol composition in Beijing from 2014 to 2017: response to clean air actions, *Atmos. Chem.Phys.*, 19, 11485–11499.
- Megaritis, A. G., Fountoukis, C., Charalampidis, P. E., Pilinis, C., and Pandis, S. N., 2013. Response of fine particulate matter concentrations to changes of emissions and temperature in Europe, *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 3423–3443.
- Moiser, A.R., 2001. Exchange of gaseous nitrogen compounds between agricultural systems and the atmosphere. *Plant Soil* 228, 17–27.

- Moravek, A., et al., 2019. Wintertime Spatial Distribution of Ammonia and its Emission Sources in the Great Salt Lake Region, *Atmos. Chem. Phys.*, 19, 15691–15709.
- Muller, N. Z. and Mendelsohn, R., 2007. Measuring the damages of air pollution in the United States, *J. Environ. Econ. Manag.*, 54, 1– 14.
- Pan, Y., Tian, S., Liu, D., Fang, Y., Zhu, X., Zhang, Q., Zheng, B., Michalski, G., and Wang, Y., 2016. Fossil Fuel Combustion-Related Emissions Dominate Atmospheric Ammonia Sources during Severe Haze Episodes: Evidence from ^{15}N -Stable Isotope in Size-Resolved Aerosol Ammonium, *Environ. Sci. Technol.*, 50, 8049–8056,
- Paulot, F. and Jacob, D. J., 2014. Hidden cost of US agricultural exports: particulate matter from ammonia emissions, *Environ. Sci. Technol.*, 48, 903–908.
- Paulot, F., Jacob, D. J., Pinder, R. W., Bash, J. O., Travis, K., and Henze, D. K., 2014. Ammonia emissions in the United States, European union, and China derived by high-resolution inversion of ammonium wet deposition data: Interpretation with a new agricultural emissions inventory (MASAGE_NH3), *J. Geophys. Res.*, 119,4343–4364
- Pozzer, A., Tsimpidi, A. P., Karydis, V. A., de Meij, A., and Lelieveld, J., 2017. Impact of agricultural emission reductions on fine-particulate matter and public health, *Atmos. Chem. Phys.*, 17, 12813–12826.
- Reis, S., Pinder, R. W., Zhang, M., Lijie, G., Sutton, M. A., 2009. Reactive nitrogen in atmospheric emission inventories, *Atmos Chem Phys*, 9, 7657-7677.
- Sintermann J., Neftel A., Ammann C., Häni C., Hensen A., Loubet B., Flechard C.R., 2012. Are ammonia emissions from field-applied slurry substantially over-estimated in European emission inventories? *Biogeosciences*, 9, 1611-1632.
- Skjøth, C. A., et al., 2011. Spatial and temporal variations in ammonia emissions – a freely accessible model code for Europe. *Atmos. Chem. Phys.*, 11, 5221–5236.
- Sutton, M.A., Fowler, D., 2002. Introduction: fluxes and impacts of atmospheric ammonia on national, landscape and farm scales. *Environ. Pollut.* 119, 7–8.
- Wang, S., Xing, J., Jang, C., Zhu, Y., Fu, J. S., and Hao, J., 2011. Impact assessment of ammonia emissions on inorganic aerosols in East China using response surface modeling technique, *Environ. Sci. Technol.*, 45, 9293–9300.
- WHO, 2005. Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide Glo005, 20 pp.

